



Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica

Lucília Maria Parron
Junior Ruiz Garcia
Edilson Batista de Oliveira
George Gardner Brown
Rachel Bardy Prado
Editores Técnicos



Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Florestas
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica

*Lucilia Maria Parron
Junior Ruiz Garcia
Edilson Batista de Oliveira
George Gardner Brown
Rachel Bardy Prado
Editores Técnicos*

*Embrapa
Brasília, DF
2015*

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Florestas

Estrada da Ribeira, Km 111, Guaraituba
83411-000 – Colombo, PR – Brasil
Caixa Postal: 319
Fone: (41) 3675-5600
Fax: (41) 3675-5601
www.embrapa.br
www.embrapa.br/fale-conosco/sac/

Unidade responsável pelo conteúdo e edição
Embrapa Florestas

Comitê de Publicações da Embrapa Florestas

Presidente: *Patrícia Póvoa de Mattos*
Secretária-Executiva: *Elisabete Marques Oaida*
Membros: *Elenice Fritzsons, Gizelda Maia Rego, Ivar Wendling, Jorge Ribaski, Luis Claudio Maranhão Froufe, Maria Izabel Radomski, Susete do Rocio Chiarello Penteado, Valderes Aparecida de Sousa*

Supervisão editorial:
Patrícia Póvoa de Mattos

Revisão de texto
Patrícia Póvoa de Mattos

Normalização bibliográfica
Francisca Rasche

Projeto gráfico
Hamilton Brüschez

Capa
Hamilton Brüschez

Foto da capa
Marilice Cordeiro Garrastazu

1ª edição
Versão eletrônica

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação - CIP
Embrapa Florestas

Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica [recurso eletrônico] / Lucilia Maria Parron ... [et al.], editores técnicos. – Brasília, DF : Embrapa, 2015.

370 p. : il. color. ; 21 cm x 29,7 cm.

Sistema requerido: Adobe Acrobat Reader.
Modo de acesso: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/item/14>>
Título da página da web (acesso em 30 jul. 2015).

ISBN 978-85-7035-485-3

1. Meio ambiente. 2. Mata Atlântica - Bioma. 3. Valoração ambiental. 4. Políticas públicas.
I. Parron, Lucilia Maria. II. Garcia, Junior Ruiz. III. Oliveira, Edilson Batista de. IV. Brown, George Gardner. V. Prado, Rachel Bardy. VI. Embrapa Florestas.

CDD 333.7 (21. ed.)

© Embrapa 2015

EDITORES TÉCNICOS

Lucilia Maria Parron

Bióloga, Doutora em Ecologia de Ecossistemas,
Pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Junior Ruiz Garcia

Economista, Doutor em Desenvolvimento Econômico
Espaço e Meio Ambiente, Professor do Departamento de
Economia na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Edilson Batista de Oliveira

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Engenharia Florestal,
Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

George Gardner Brown

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ecologia do Solo,
Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Rachel Bardy Prado

Bióloga, Doutora em Ciências da Engenharia Ambiental,
Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

AUTORES

Adriana de Almeida

Bióloga, Doutoranda da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, São José do Rio Preto, SP

Alba Leonor Martins

Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia – Ciência do Solo, Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Alberto Carlos Moris

Engenheiro Agrônomo, Agente Profissional do Instituto EMATER, Paranavaí, PR

Alcione Herminia da Silva

Engenheira Agrônoma, Doutoranda em Ciência do Solo na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Alessandra Santos

Bióloga, Mestranda em Ciência do Solo na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Alessandro Panasolo

Advogado, Doutorando em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Alexandre Gori Maia

Econometrista, Doutor em Economia Aplicada, Professor do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas, SP

Alexandre Ortega Gonçalves

Engenheiro Agrônomo, Mestre em Engenharia Agrícola – Água e Solo, Pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Aline Pacobayba de Oliveira

Engenheira Agrônoma, Doutora em Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Alvadi Antonio Balbinot Junior

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Produção Vegetal, Pesquisador da Embrapa Soja, Londrina, PR

Amarildo Pasini

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Entomologia, Professor Associado da Universidade Estadual de Londrina, PR

Ana Paula Dias Turetta

Geógrafa, Doutora em Agronomia - Ciências do Solo, Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Anadalvo Juazeiro dos Santos

Engenheiro Florestal, Professor Associado do Departamento de Economia Rural e Extensão da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Azeneth Eufrasio Schuler

Engenheira Florestal, Doutora em Ciências – Energia Nuclear na Agricultura, Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Bernadete da Conceição Carvalho Gomes Pedreira

Engenheira Agrônoma, Doutora em Engenharia Agrícola
- Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável,
Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Caroline Ahrens

Bióloga, Professora Assistente do Curso e Colégio Acesso,
Bolsista PIBID, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Caroline Ferronato

Graduanda em Ciências Econômicas na Universidade Federal
do Paraná, Curitiba, PR

Cássia Rita Bertan

Bióloga, Mestre em Ecologia, Analista de Controle de Qualidade
da Cooperativa Central Oeste Catarinense, Chapecó, SC

Cíntia Carla Niva

Bióloga, Doutora em Ciência Molecular, Pesquisadora da
Embrapa Cerrados, Planaltina, DF

Claudia Maria Branco de Freitas Maia

Engenheira-agrônoma, Doutora, Pesquisadora da Embrapa
Florestas, Colombo, PR

Daniel Caixeta Andrade

Economista, Doutor em Desenvolvimento Econômico, Professor
Adjunto do Instituto de Economia da Universidade Federal de
Uberlândia, MG

David Gobor

Técnico Florestal, Técnico do Instituto Ambiental do Paraná –
IAP, Paranavaí, PR

Denise Jeton Cardoso

Engenheira Florestal, Doutora em Engenharia Florestal,
Pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Dieter Liebsch

Biólogo, Doutorando em Engenharia Florestal da Universidade
Federal do Paraná, Curitiba, PR

Dilmar Bareta

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas,
Professor do Programa de Mestrado Zootecnia e Engenharia
Florestal da Universidade do Estado de Santa Catarina, Campus
de Lages, SC

Edilson Batista de Oliveira

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Engenharia Florestal,
Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Edson Luiz Peters

Advogado, Doutor em Direito de Estado e Catedrático em
Ciências Políticas e Ambientais, Procurador de Justiça do
Ministério Público do Estado do Paraná, Curitiba, PR

Elaine Cristina Cardoso Fidalgo

Engenheira Agrônoma, Doutora em Engenharia Agrícola
- Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável,
Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Elenice Fritzsons

Engenheira Agrônoma, Doutora em Engenharia Florestal,
Pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Eliane de Paula Clemente

Engenheira Florestal, Doutora em Solos e Nutrição de Plantas,
Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Elivane Salete Capelesso

Bióloga, Doutoranda em Ecologia e Conservação na
Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Elodie da Silva

Bióloga, Doutora em Ciências, Curitiba, PR

Evaristo de Castro Junior (*in memoriam*)

Biólogo, Doutor em Geografia, Professor Adjunto do Departamento
de Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ

Fabiane Machado Vezzani

Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciência do Solo, Professora
Adjunta do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da
Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Fabiano de Carvalho Balieiro

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciências-Agronomia e
Ciência do Solo, Pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Filipe Chichorro de Carvalho

Biólogo, Doutorando em Biociências no Departamento de
Ciências da Vida da Faculdade de Ciências e Tecnologia da
Universidade de Coimbra, Portugal

Fernando Ribeiro Sichieri

Engenheiro Agrônomo, Produtor Rural, Santo Inácio, PR

Fernando Vieira Cesário

Geógrafo, Doutorando em Geografia da Universidade Federal
do Rio de Janeiro, RJ

Gabriel de Andrade Martinez

Graduando em Agronomia da Universidade Federal do Paraná,
Curitiba, PR

George Corrêa Amaro

Administrador em Sistemas de Informação, Mestre em
Economia, Pesquisador da Embrapa Roraima, Boa Vista, RR

George Gardner Brown

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ecologia do Solo,
Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Gledson Vigiano Bianconi

Biólogo, Doutor em Zoologia, Presidente do Instituto Neotropical,
Professor do Instituto Federal do Paraná, Campus Pinhais, PR

Gracie Abad Maximiano

Geógrafa, Doutora em Ecologia da Paisagem, Geógrafa da Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA-PR

Guilherme Borges Xarão Cardoso

Biólogo, Mestrando em Ciência do Solo na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Guilherme Kangussu Donagemma

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Heitor Luiz da Costa Coutinho (*in memoriam*)

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciências, Pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Henrique Debiasi

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pesquisador da Embrapa Soja, Londrina PR

Henrique Ferrari Neto

Graduando em Agronomia da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Herlon Sérgio Nadolny

Biólogo, Doutorando em Ciência do Solo na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Irene Ester Gonzalez Garay

Bióloga, Doutora em Ecologia, Professora Titular do Departamento de Botânica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ

Jean Carlos Budke

Biólogo, Doutor em Botânica, Professor do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI, Erechim, SC

Jeferson Dieckow

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Professor Associado do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

João Carlos Garzel Leodoro da Silva

Engenheiro Florestal, Doutor em Economia Aplicada, Professor Associado do Departamento de Economia Rural e Extensão da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

José Alberto Ângelo

Matemático, Pesquisador Científico do IEA/APTA da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo e Diretor do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento de Informações Estatísticas dos Agronegócios (CPDIEA), São Paulo, SP

José Francisco Gonçalves Júnior

Biólogo, Doutor em Ecologia, Professor do Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília, DF

José Mauro Magalhães Ávila Paz Moreira

Engenheiro Florestal, Doutor em Economia Aplicada, Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

José Paulo Sousa

Biólogo, Doutor em Ecologia, Professor Auxiliar no Departamento de Zoologia da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Portugal

Joyce Maria Guimarães Monteiro

Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciências – Planejamento Energético e Ambiental, Pesquisadora da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Juliana Marioti

Engenheira Agrônoma, Doutoranda em Ciência do Solo na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Júlio César dos Reis

Economista, Mestre em Economia, Pesquisador da Embrapa Agrossilvipastoril, Sinop, MT

Julio Cesar Franchini dos Santos

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Ciência do Solo, Pesquisador da Embrapa Soja, Londrina, PR

Junior Ruiz Garcia

Economista, Doutor em Desenvolvimento Econômico Espaço e Meio Ambiente, Professor do Departamento de Economia na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Karina Maria Vieira Cavalieri

Engenheira Agrônoma, Doutora em Agronomia, Professora Adjunta do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Klaus Dieter Sautter

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Engenharia Florestal, Professor no Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo, Curitiba, PR

Lafayette Dantas da Luz

Engenheiro Civil, Doutor em Engenharia ambiental, Professor Associado do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA

Lauro Charlet Pereira

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Planejamento Rural Sustentável, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Lays Cherobim Parolin

Bióloga, Doutoranda da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Professora da Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, PR

Letícia Penno de Sousa

Engenheira Florestal, Doutora em Engenharia Florestal, Pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Luciano Mansor de Mattos

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Desenvolvimento Econômico, Pesquisador da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF

Lucilia Maria Parron

Bióloga, Doutora em Ecologia de Ecossistemas, Pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Luís Cláudio Maranhão Froufe

Engenheiro Florestal, Doutor em Produção Vegetal, Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Luiz Ubiratan Hepp

Biólogo, Doutor em Ecologia, Professor do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, SC

Luiz Marcos Feitosa dos Santos

Engenheiro Agrônomo, Mestre em Engenharia Agrícola, Agente Profissional do Instituto EMATER, Curitiba, PR

Luiz Eduardo Mantovani

Geólogo, Doutor em Geologia, Professor do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Paraná, Colombo, PR

Luziane Franciscon

Estatística, Mestre em Estatística e Experimentação Agronômica, Analista da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Marcelo Francia Arco-Verde

Engenheiro Florestal, Doutor em Sistemas Agroflorestais, Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Márcia Toffani Simão Soares

Engenheira Agrônoma, Doutora em Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisadora da Embrapa Pantanal, Corumbá, MS

Marcílio José Thomazini

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Entomologia, Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Marcos Fernando Glück Rachwal

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Engenharia Florestal, Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Marcos Silveira Wrege

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia, Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Maria do Carmo Ramos Fasiaben

Engenheira Agrônoma, Doutora em Desenvolvimento Econômico, Pesquisadora da Embrapa Informática Agropecuária, Campinas, SP

Marie Luise Carolina Bartz

Bióloga, Doutora em Agronomia, Professora do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo, Curitiba, PR

Maurício Rizzato Coelho

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas, Pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Maurício Rumenos Guidetti Zagatto

Biólogo, Doutorando em Solos e Nutrição de Plantas na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP

Maxwell Merçon Tezolin Barros Almeida

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Fitotecnia, Tecnologista em Informações Geográficas e Estatísticas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro, RJ

Nerilde Favaretto

Engenheira Agrônoma, Doutora em Ciência do Solo, Professora Adjunta do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Patrick Marie Lavelle

Doutor em Ecologia, Biodiversidade e Evolução, Professor Emérito na Universidade Pierre et Marie Curie (Paris 6) e consultor no Centro Internacional de Agricultura Tropical, Cali, Colômbia

Rachel Bardy Prado

Bióloga, Doutora em Ciência da Engenharia Ambiental, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, RJ

Reinaldo Carlos Brevilieri

Engenheiro Agrônomo, Doutorando em Ciência do Solo na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Renato Antônio Dedecek

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia, Consultor, Embrapa Florestas, Colombo, PR

Rosina Djunko Miyazaki

Bióloga, Doutora em Entomologia, Professora da Universidade Federal do Mato Grosso, MT

Sandra Bos Mikich

Bióloga, Doutora, Pesquisadora em Ecologia da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Sergio Ahrens

Engenheiro Florestal, Doutor em Engenharia Florestal, Pesquisador da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Sérgio Gomes Tôsto

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Desenvolvimento, Espaço e Meio Ambiente, Pesquisador da Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, SP

Stephanie de Almeida Ferreira

Bióloga, Mestranda em Ciência do Solo na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Tanise Luisa Sausen

Bióloga, Doutora em Botânica, Professora do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, SC

Terencio Rebello de Aguiar Junior

Biólogo, Doutor em Ciências Ambientais, Técnico do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Thibaud Decaëns

Biólogo, Doutor em Ecologia e Entomologia, Professor da Universidade de Montpellier 2, França

Valderês Aparecida de Sousa

Engenheira Florestal, Doutora em Ciências Florestais,
Pesquisadora da Embrapa Florestas, Colombo, PR

Vanderley Porfírio-da-Silva

Engenheiro Agrônomo, Doutor em Agronomia, Pesquisador da
Embrapa Florestas, Colombo, PR

Venina Prates

Geógrafa, Mestre em Ciência do Solo, Professora da
Universidade Tuiuti do Paraná, Faculdades Camões e Faculdade
da Indústria, Curitiba, PR

Verediana Fernanda Cherobim

Engenheira Agrônoma, Doutoranda em Ciência do Solo na
Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Vinicius Silva Tina

Técnico Agrícola, Agente de Execução do Instituto EMATER,
São Pedro do Paraná, PR

Zaida Inês Antoniolli

Bióloga, Doutora em Ecologia de Micorrizas, Professora
Associada da Universidade Federal de Santa Maria, RS

AGRADECIMENTOS

Este livro é resultado do projeto ServiAmbi - Avaliação de indicadores e valoração de serviços ambientais em diferentes sistemas de manejo, financiado pela Embrapa e teve apoio do CNPq para sua diagramação.

Agradecemos aos autores, pelas valiosas contribuições com temas inovadores, aos revisores dos capítulos, pelo trabalho criterioso, e à pesquisadora Marilice Garrastazu pelas fotos da capa e contracapa.

Agradecemos também, de forma muito especial, aos professores Ademar Romeiro (Unicamp), Wilson Cabral (ITA), Paulo Sisnigalli (USP), José Eduardo dos Santos (UFSCar) e à pesquisadora Joice Ferreira (Embrapa Amazônia Oriental), palestrantes em eventos técnico-científicos sobre serviços ambientais e ecossistêmicos promovidos pela Embrapa Florestas em 2010 e 2013, e cujo estímulo à pesquisa no tema foi fundamental para a elaboração dessa obra.

Os Organizadores

APRESENTAÇÃO

O pagamento por serviços ambientais (SAs) prestados por agentes econômicos é um instrumento de política ambiental que vem sendo considerado como o mais eficaz em muitas situações de recuperação ou preservação de ecossistemas e seus serviços ecossistêmicos (SEs). De modo geral, o valor dos SAs possui dois componentes: o custo de oportunidade ou o valor que se perde com a preservação e o custo de recuperação e/ou proteção. Entretanto, como mostra este livro, há muitas situações em que os gastos iniciais com a recuperação de um dado ecossistema são mais do que compensados pela produção de SEs, que beneficia diretamente o agente econômico que realizou os SAs de recuperação e proteção. Uma situação conhecida como “ganha-ganha”.

Nem sempre, entretanto, ocorre uma situação como esta na medida em que o valor dos SEs resultantes da recuperação e/ou preservação de um dado ecossistema pode não beneficiar diretamente quem realiza os SAs, mas a sociedade em geral ou as gerações futuras. É por esta razão que a justificativa para a implementação de um programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) exige uma avaliação ecossistêmica do que se tem por objetivo preservar com sua implementação; ou seja, uma avaliação dos serviços ecossistêmicos que serão mantidos ou recuperados com esta ação, avaliação esta que deve ser a mais completa possível.

Uma avaliação ecossistêmica bem feita, por sua vez, deve mostrar primeiramente a importância da dimensão ecológica do ecossistema que se quer preservar ou recuperar; isto é, a importância de determinado ecossistema para a sobrevivência humana e também para a sobrevivência do maior número possível de espécies animais e vegetais. Sua métrica de avaliação é a sustentabilidade em longo prazo. Este esforço de avaliação ecossistêmica é condição necessária também para a determinação de sua dimensão econômica, cuja métrica é monetária. Sem uma boa avaliação ecossistêmica, muitos serviços ecossistêmicos passariam desapercebidos, resultando numa subestimação significativa do valor econômico do ecossistema em avaliação.

Um caso já clássico de avaliação ecossistêmica superficial, que teve por efeito a subestimação dos valores econômicos, foi aquele relativo ao valor dos serviços ecossistêmicos de um solo bem conservado. Durante muito tempo o solo foi considerado como um simples depósito de nutrientes e base de fixação dos vegetais. Como resultado, o valor monetário dos serviços ecossistêmicos do solo foi calculado apenas com base no valor dos nutrientes e carbono nele estocados. Uma avaliação ecossistêmica mais próxima da realidade teria mostrado que o solo abriga um complexo ecossistema, riquíssimo em microorganismos e invertebrados, que produz uma variedade de serviços ecossistêmicos, além dos nutrientes nele estocados: a) absorção e retenção de água na camada superficial, serviço ecossistêmico de grande valor que contribui para reduzir o risco de stress hídrico; b) resistência à erosão; c) melhor enraizamento das plantas; d) mobilização de nutrientes; e e) defesa vegetal, pela produção de metabólitos fitossanitários.

O grande valor desse livro está em que ele contém uma rica variedade de abordagens que cobrem todo o espectro de questões conceituais e metodológicas que surgem quando se trata de avaliar e contabilizar serviços ecossistêmicos e serviços ambientais. Também traz um conjunto variado de estudos de casos sobre aplicações e experiências de avaliação ecossistêmica e de valoração econômica, finalizando com importantes subsídios para a formulação de políticas de pagamento por serviços ambientais.

Ademar Romeiro

Professor titular do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas

PREFÁCIO

O tema ‘serviços ambientais’ tem despertado o interesse de agricultores, políticos e da sociedade brasileira em geral. Essa motivação resulta do fato de que o capital natural está se tornando cada vez mais escasso e a abordagem em serviços ambientais busca induzir mudança de paradigmas no manejo de recursos naturais e contribuir para a tomada de decisão de gestores de recursos naturais e formuladores de políticas visando o bem-estar da sociedade.

Esse livro tem como objetivo contribuir para o entendimento do que são serviços ambientais, como podem ser quantificados e valorados sob os aspectos ecológico-econômico-financeiro. É dividido em três partes. Na Parte 1 os capítulos examinam como indicadores econômico-ambientais associados à conservação da água e do solo, conservação da biodiversidade e sequestro de carbono (avaliados no âmbito do projeto ServiAmbe da Embrapa), podem ser utilizados para medir a capacidade dos ecossistemas sob manejo em prestar serviços ambientais para o bem-estar humano. Na Parte 2 são apresentadas avaliações do provimento de serviços ambientais com base em aplicações e experiências em andamento ou realizadas no bioma Mata Atlântica. A Parte 3 trata de subsídios à elaboração de políticas públicas relacionadas aos Esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSAs) e para a gestão de serviços ambientais no Brasil.

Escrito em linguagem técnica e acessível, os temas tratados seguramente poderão contribuir para discussões em universidades, cooperativas, sindicatos, enfim, em toda a sociedade organizada. Porque produzir e conservar estão no mesmo lado da moeda.

Sérgio Gaiad
Chefe de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Florestas



SUMÁRIO

| | |
|---|-----|
| Parte 1 | 27 |
| Indicadores econômico-ambientais para avaliação de serviços ambientais | 28 |
| Capítulo 1 - Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos | 29 |
| Capítulo 2 - Avaliação de serviços ambientais no âmbito do projeto ServiAmbi | 36 |
| Capítulo 3 - A caracterização ambiental de duas regiões do Bioma Mata Atlântica no Paraná e sua importância para estudos em serviços ambientais | 47 |
| Capítulo 4 - Uso e manejo da terra e aspectos pedológicos na avaliação de serviços ambientais | 57 |
| Capítulo 5 - Atributos físicos do solo e escoamento superficial como indicadores de serviços ambientais | 71 |
| Capítulo 6 - Carbono de biomassa em floresta nativa e sistemas florestais como indicador de serviços ambientais..... | 84 |
| Capítulo 7 - Estoques de carbono no solo como indicador de serviços ambientais | 92 |
| Capítulo 8 - Matéria orgânica como indicador da qualidade do solo e da prestação de serviços ambientais..... | 101 |
| Capítulo 9 - Mitigação de emissões de gases de efeito estufa em solos agrícolas e florestais como indicador de serviços ambientais ... | 109 |
| Capítulo 10 - Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais | 122 |
| Capítulo 11 - Estimativa de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais por meio da produção e decomposição de serapilheira | 155 |

Capítulo 12 - Aspectos hidrológicos e serviços ambientais hídricos.. 171

Capítulo 13 - Indicadores de serviços ambientais hídricos e a contribuição da vegetação ripária para a qualidade de água..... 183

Capítulo 14 - Considerações teórico-metodológicas sobre o processo de valoração dos recursos naturais..... 191

Parte 2 199

Aplicações e Experiências da avaliação de serviços ambientais 200

Capítulo 15 - Serviços ambientais no bioma Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro: lições e desafios 202

Capítulo 16 - Formas de húmus: potencial e perspectivas de uso na avaliação da integridade funcional de fragmentos florestais da região serrana do Rio de Janeiro 219

Capítulo 17 - A decomposição de detritos em riachos como serviço ecossistêmico de regulação e suporte prestado pela natureza 226

Capítulo 18 - A produtividade primária como um indicador de qualidade ambiental em sistemas florestais..... 234

Capítulo 19 - Variáveis climáticas relacionadas aos serviços ambientais: estudo de caso da araucária 242

Capítulo 20 - Serviços ambientais prestados por morcegos frugívoros na recuperação de áreas degradadas..... 248

Capítulo 21 - O papel do macaco-prego *sapajus nigritus* na dispersão de sementes e no controle potencial de insetos-praga em cultivos agrícolas e florestais 257

Capítulo 22 - Integração lavoura-pecuária-floresta como estratégia para aumentar a produtividade e prover serviços ambientais no noroeste do Paraná 266

| | |
|--|------------|
| Capítulo 23 - Projeto Estradas com Araucárias..... | 271 |
| Capítulo 24 - Sistemas mistos de espécies florestais nativas com eucalipto em propriedades rurais familiares na região Noroeste do estado do Paraná | 278 |
| Capítulo 25 - Custos da preservação ambiental em diferentes tipos de unidades de produção agrícola: o caso da região do Corredor Cantareira-Mantiqueira..... | 289 |
| Capítulo 26 - Avaliação da captura e armazenagem de carbono com auxílio do <i>InVEST Model</i> | 300 |
| Capítulo 27 - Valoração ambiental como subsídio à recomposição de mata ciliar na floresta atlântica | 307 |
| Capítulo 28 - Erosão do solo e valoração de serviços ambientais | 317 |
| Capítulo 29 - Áreas verdes urbanas privadas de Curitiba: políticas municipais e mecanismos legais e fiscais para conservação..... | 325 |
| Capítulo 30 - Metodologia para análise da viabilidade financeira e valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais | 335 |
| Parte 3 | 347 |
| Subsídios para formulação de políticas públicas em pagamentos por serviços ambientais | 348 |
| Capítulo 31 - A previsão normativa para o pagamento por serviços ambientais no código florestal brasileiro | 349 |
| Capítulo 32 - Base teórica e pontos fundamentais para a concepção de políticas públicas de serviços ambientais..... | 357 |
| Síntese e recomendações | 365 |
| Índice de autores | 369 |



Parte 1



Indicadores econômico-ambientais para avaliação de serviços ambientais

A espécie humana, desde seu surgimento na superfície terrestre, depende e depende do estado do capital natural ou de ecossistemas saudáveis e do fluxo de bens e serviços providos pela dinâmica dos ecossistemas, que são, em outras palavras, fontes de bem-estar para a sociedade. Entretanto, a avaliação do grau de contribuição dos serviços ambientais para o bem-estar humano não tem sido uma tarefa trivial. Além disso, a atual escala de intervenção antrópica na dinâmica dos ecossistemas pode alterar negativa e positivamente o fluxo de benefícios providos pelo sistema natural.

Neste contexto, o uso de indicadores compostos ou mistos, que inclui tanto a dimensão ecológica como a dimensão socioeconômica, pode auxiliar no enfrentamento desse desafio, fornecendo informações que poderão subsidiar a tomada de decisão dos agentes econômicos no paradigma do desenvolvimento sustentável. Assim sendo, o conjunto de capítulos que compõem a primeira parte deste livro tem por objetivo: apresentar e discutir com base na literatura e em métodos e resultados obtidos no âmbito do projeto Serviambi da Embrapa o papel dos indicadores econômico-ambientais para a avaliação do provimento de serviços ambientais que asseguram o bem-estar humano. Essa parte é composta por quatorze capítulos.

Capítulo 1: sintetiza alguns conceitos e classificações gerais utilizados ao longo do livro, com destaque especial para a conceituação e classificação de serviços ambientais;

Capítulo 2: apresenta a natureza e a abrangência do projeto Serviambi, coordenado pela Embrapa Florestas, e como ele avalia e valora os serviços ambientais;

Capítulo 3: discute a importância da caracterização ambiental nos estudos de avaliação de serviços ambientais, apresentando um estudo de caso;

Capítulo 4: discute a relação entre o uso e manejo do solo e atributos pedológicos na avaliação de serviços ambientais, apresentando resultados preliminares;

Capítulo 5: discute como os atributos físicos do solo e o escoamento superficial podem ser utilizados como indicadores de avaliação de serviços ambientais, apresentando resultados preliminares;

Capítulo 6: apresenta métodos para avaliar e quantificar os estoques de carbono na vegetação e compara estoques de carbono em sistemas florestais nativos e plantados;

Capítulo 7: investiga as relações entre carbono no solo, uso e manejo da terra e o provimento de serviços ambientais, e discute em que medida o estoque de carbono orgânico no solo pode ser usado como indicador para avaliar serviços ambientais;

Capítulo 8: discute os métodos que utilizam a matéria orgânica como indicador da qualidade do solo e da prestação de serviços ambientais;

Capítulo 9: discute o papel da emissão de gases de efeito estufa do solo como indicador para avaliar a prestação de serviços ambientais;

Capítulo 10: discute a importância da fauna edáfica, os fatores de manejo do solo que afetam suas populações e como a atividade desses organismos contribui para a prestação de serviços ambientais;

Capítulo 11: analisa os métodos que podem auxiliar na estimativa de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais com base na produção e decomposição de serapilheira;

Capítulo 12: analisa como os aspectos hidrológicos podem afetar o provimento de serviços ambientais, com destaque para a variabilidade “natural” dos regimes hidrológicos e as alterações antrópicas impostas aos corpos d’água;

Capítulo 13: discute serviços ambientais hídricos, relaciona indicadores para sua avaliação e apresenta um estudo de caso sobre a contribuição da vegetação ripária para a manutenção da qualidade de água;

Capítulo 14: apresenta considerações teóricas e metodológicas a respeito da concepção do valor econômico dos recursos naturais e dos métodos de valoração que podem auxiliar no processo de valoração econômica dos recursos naturais.

As discussões apresentadas em cada capítulo mostram os desafios envolvidos em avaliações do provimento de serviços ambientais. Neste sentido, qualquer avaliação do fluxo de serviços ambientais deve ser baseada em amplo conjunto de indicadores ecológicos, sociais e econômicos, que não necessariamente precisam ser expressos na métrica monetária, mas podem ser considerados utilizando-se unidades biofísicas e análises qualitativas.

Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos

Lucilia Maria Parron, Junior Ruiz Garcia

Resumo: O bem-estar humano e o sistema econômico são fortemente dependentes do fluxo de bens e serviços ecossistêmicos ou serviços ambientais resultantes da dinâmica dos ecossistemas. O *Millenium Ecosystem Assessment* classifica esses como de provisão, regulação, suporte e culturais. Mudanças no uso e cobertura da terra podem alterar o fluxo desses serviços e, por conseguinte, o bem-estar humano, além de resultar em impactos econômicos geralmente não previstos, como os custos com o controle de enchentes, fornecimento de água potável e controle da erosão do solo. Desse modo, a quantificação, mapeamento e avaliação de múltiplos serviços ambientais são de grande interesse para as políticas com foco conservacionista e de ordenamento territorial. Assim, os objetivos do presente capítulo são apresentar e discutir conceitos, condicionantes e indicadores associados a serviços ambientais.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, funções ecossistêmicas, uso e cobertura da terra, indicador de serviços ambientais, avaliação de serviços ambientais, classificação de serviços ecossistêmicos.

Ecosystem services: concepts, classification, indicators and related aspects

Abstract: Human well-being and economic system are strongly dependent on the flow of ecosystem goods and ecosystem services from ecosystem dynamic. The *Millennium Ecosystem Assessment* classifies ecosystem services as provision, regulation, support, and cultural. Then, changing in land use and land cover can affect the flow of these services, and therefore human well-being, and the economic system, as the cost of flood control, drinking water supply and soil erosion control. Thus, quantification, mapping, and assessment of multiple ecosystem are of great interest to policy with focus in conservation and land use. The main goals of this chapter are presenting and discussing concepts, constraints and indexes of ecosystem services.

Keywords: ecosystem function, land use change, ecosystem services indicator, ecosystem services assessment, ecosystem services classification, trade-off analysis.

1. Introdução

O bem-estar humano e o sistema econômico são fortemente dependentes do capital natural (água, ar, solo, fauna e flora) e dos serviços resultantes do funcionamento dos ecossistemas. Por isso, mudanças no funcionamento ecológico de qualquer ecossistema podem ter efeitos diretos ou indiretos sobre os benefícios e a qualidade de vida das populações humanas (BURKHARD et al., 2012; COSTANZA et al., 1997a; DAILY, 1997). Mudanças no uso e cobertura da terra que ocorrem em função da urbanização e processos de conversão da vegetação nativa em área de produção

agrícola, além de outras demandas da sociedade, intensificam a exploração dos recursos naturais (ANDRADE et al., 2012; COSTANZA et al., 1997b; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; MUELLER, 2007; SACHS, 2008) e resultam em impactos econômicos geralmente não previstos, como os custos associados ao controle de enchentes, ao fornecimento de água potável e ao controle da erosão do solo.

A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), a maior avaliação dos impactos das atividades humanas no meio ambiente, feita

por mais de 1.300 autores e colaboradores de 95 países, identificou que 15 dos 24 serviços ecossistêmicos em nível global estão em declínio, o que pode causar um grande impacto negativo para o bem-estar humano no futuro. Esse trabalho popularizou o termo serviços ambientais e o conhecimento sobre os benefícios dos ecossistemas obtidos pelos seres humanos, e alertou sobre a relevância da pesquisa relacionada à avaliação, modelagem e mapeamento de serviços ambientais, de modo que a pesquisa em serviços ambientais tornou-se uma importante área de investigação na última década. Em função disso, o número de artigos abordando esse tema aumentou exponencialmente.

Embora grande parcela da sociedade não reconheça a função dos ecossistemas no bem-estar humano, na última década, o tema ‘serviços ambientais’ passou a ser considerado na formulação de políticas públicas brasileiras e nas discussões de uso e ocupação das terras (ver Capítulo 32). Essas políticas consideram que, se planejadas e manejadas adequadamente, paisagens produtivas podem prover não só a produção de alimentos e fibras, mas também ampla variedade de serviços ambientais que em sua maioria não tem valor de mercado, como a conservação da biodiversidade, regulação da água, e regulação climática. Portanto, a quantificação, mapeamento e avaliação de múltiplos serviços ambientais são de grande interesse para as políticas com foco conservacionista e de ordenamento territorial.

Neste contexto, este capítulo tem por objetivo apresentar e discutir conceitos, condicionantes e indicadores associados a serviços ambientais.

2. Conceitos e classificação

Devido à complexidade de conceitos envolvidos na avaliação dos benefícios aportados pela dinâmica ecossistêmica à sociedade e ao sistema econômico, a seguir apresentamos a definição de alguns termos.

Bens e serviços ecossistêmicos ou serviços ambientais (*ecosystem services*) são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas (COSTANZA et al., 1997a, 1997b; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003, 2005). O conceito tem implícita a ideia de valor econômico ou valor de uso e dos benefícios ambientais resultantes de intervenções humanas na dinâmica dos ecossistemas (ANDRADE, 2009). É o mais aceito pela literatura e, por isso, é adotado por essa publicação.

Para conhecimento, são apresentadas outras definições, variantes da apresentada pelo Millennium Ecosystem Assessment (2005). Inicialmente, os serviços ambientais

foram definidos como ‘condições e processos provenientes dos ecossistemas naturais e das espécies que os compõem que sustentam e mantêm a vida humana’ (DAILY, 1997), e ‘benefícios para populações humanas que derivam, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas’ (COSTANZA et al., 1997a, 1997b). Para De Groot et al. (2002), serviços ambientais são ‘processos naturais que garantem a sobrevivência das espécies no planeta e têm a capacidade de prover bens e serviços que satisfazem necessidades humanas’. Por outro lado, para Boyd e Banzhaf (2007) ‘não são os benefícios, mas componentes da natureza diretamente aproveitados, consumidos ou usufruídos para o bem-estar humano’. Para Haines-Young e Potschin (2013), serviços ambientais são as contribuições dos ecossistemas (natural ou modificado) que afetam diretamente ou indiretamente o bem-estar humano. Ainda para esses autores, a característica fundamental dos serviços ambientais são as conexões mantidas com as funções, processos e estruturas do ecossistema que os originam. Lele et al. (2013); e Ojea et al. (2012) compararam com muita clareza as definições e classificações utilizadas por diferentes autores.

Poucos autores (MURADIAN et al., 2010; SIMÓES; ANDRADE, 2013; SÃO PAULO, 2014) fazem distinções conceituais entre ‘serviços ecossistêmicos’ e ‘serviços ambientais’. Para Muradian et al. (2010), ‘serviços ecossistêmicos’ é uma subcategoria de serviços ambientais, que trata exclusivamente dos benefícios humanos derivados de ecossistemas naturais, e o termo ‘serviços ambientais’ designa os benefícios ambientais resultantes de intervenções intencionais da sociedade na dinâmica dos ecossistemas, tais como as atividades humanas para a manutenção ou a recuperação dos componentes dos ecossistemas. Esse conceito enfatiza a contribuição humana para a manutenção ou ampliação do fluxo de bens e serviços ecossistêmicos, já que o resultado dessas ações pode afetar o seu fluxo. Essa separação conceitual está muito relacionada à adoção dos chamados esquemas ou programas de pagamentos por serviços ambientais (PSAs), discutidos adiante nesse capítulo.

Contudo, a maioria dos autores nacionais (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; SANTOS; VIVAN, 2012; SIMÓES; ANDRADE, 2013) e internacionais (COSTANZA et al., 1997a, 1997b; DAILY, 1997; DE GROOT et al., 2002; FISHER et al., 2009; HAINES-YOUNG et al., 2012), não fazem distinção entre os dois termos. Os editores dessa obra reconhecem a importância da distinção entre “bens e serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais”, tanto para fins de pesquisa e aplicação na sociedade como para fins de política pública, e

concordam que essa discussão merece aprofundamento. Para fins práticos e para facilitar a leitura dos trabalhos, essa obra adotará os termos “bens e serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais” como sinônimos, porque os vários autores usaram essa forma de tratamento para os benefícios apreendidos pela sociedade dos ecossistemas. Contudo, como os editores não influenciaram na abordagem teórico-metodológica alguns autores fazem distinção entre os termos em seus capítulos.

Bem-estar humano é representado pelas experiências a partir do acesso adequado às condições básicas para a vida humana, como o acesso ao alimento em quantidade e qualidade, liberdade de escolha, saúde, boas relações sociais, identidade cultural e segurança (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Funções ecossistêmicas são um subconjunto de propriedades ecossistêmicas que indicam o grau que um serviço ambiental pode ser provido, e correspondem à capacidade dos ecossistemas em fornecer os serviços que, direta e/ou indiretamente, irão satisfazer as necessidades humanas (DE GROOT et al., 2002). Funções ecossistêmicas e serviços ambientais não representam resultados de uma única relação. Por exemplo, um único serviço ambiental pode ser resultado de duas ou mais funções ecossistêmicas, ou mesmo, uma única função pode produzir mais que um serviço ambiental (DALY; FARLEY, 2004).

Propriedades ecossistêmicas são o conjunto de condições, processos e estruturas dos ecossistemas que definem se um determinado serviço ambiental pode ser provido (p. ex., propriedades do solo, ciclagem de nutrientes e biodiversidade) (BASTIAN et al., 2012).

Uso e cobertura da terra são as atividades humanas que afetam propriedades, funções e serviços ambientais (VAN OUDENHOVEN et al., 2012).

A expressão **trade-off** é largamente utilizada para designar situações de escolha entre opções conflitantes, muitas vezes traduzida como ‘perde-e-ganha’. Caracteriza-se por uma ação que visa à solução de um problema em detrimento de outro, quando se abre mão de um bem ou serviço para se obter outro. Na literatura econômica, trade-off frequentemente é descrito como custo de oportunidade, pois representa o que se deixa de usufruir por ter escolhido outra opção. Nos serviços ambientais, trade-offs surgem de escolhas que podem mudar o tipo e a magnitude dos serviços produzidos pelos ecossistemas. Ocorrem quando a prestação de um serviço ambiental é reduzida em consequência do aumento de outro (RODRÍGUEZ et al., 2006).

3. Classificação dos serviços ambientais

A Avaliação Ecossistêmica do Milênio classificou os serviços ambientais em quatro categorias fundamentais: provisão, regulação, cultural e de suporte (Tabela 1). Essa classificação é a mais utilizada, embora outros autores tenham proposto alterações nessa classificação (BOYD; BANZHAFF, 2007; FISHER et al., 2009; WALLACE, 2007).

Serviços de suporte propiciam as condições necessárias para que os demais serviços possam ser disponibilizados à sociedade. Os benefícios ocorrem, em sua maioria, de maneira indireta, e se manifestam em longo prazo, como a formação e a manutenção da fertilidade do solo, a produção de oxigênio, a ciclagem de nutrientes e a produção primária, que estão na base do crescimento e da produção. Acima de tudo, a diversidade biológica (incluindo genes e espécies), encontrada em ambientes naturais constitui o suporte a todo o funcionamento dos ecossistemas e permite que os ecossistemas sejam resilientes às mudanças externas, de modo a não sofrer alterações significativas no seu estado. Nos demais serviços, os benefícios são diretos e, normalmente, ocorrem em prazos menores. Por exemplo, a sociedade não utiliza diretamente o serviço de formação do solo, embora alterações neste afetem indiretamente o bem-estar, porque alteram o fluxo do serviço de produção.

Serviços de provisão compreendem os produtos obtidos dos ecossistemas e que são oferecidos diretamente à sociedade, como alimentos e fibras naturais, madeira para combustível, água, material genético, entre outros.

Serviços de regulação englobam os benefícios obtidos pela sociedade a partir da regulação natural dos processos ecossistêmicos, tais como a manutenção da qualidade do ar e o controle da poluição, por meio da regulação da composição dos gases atmosféricos; a regulação do clima; a regulação dos fluxos de água (ciclo hidrológico) e o controle das enchentes, evitando inundações e contribuindo para a recarga dos aquíferos; o controle da erosão; a purificação da água; a redução da incidência de pragas e doenças pelo controle biológico, a regulação de danos naturais e a polinização de plantas agrícolas e silvestres.

Serviços culturais são os benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas, que contribuem para o bem-estar da sociedade, como enriquecimento espiritual e cultural, desenvolvimento cognitivo, reflexão sobre os processos naturais, oportunidades de lazer, ecoturismo e recreação.

Tabela 1. Classificação dos serviços ambientais em serviços de provisão, regulação, culturais e de suporte.

| Categorias | Exemplos de serviços |
|------------------------------|--|
| Serviços de suporte | Manutenção da biodiversidade Manutenção do ciclo de vida (ciclagem de nutrientes e da água/fotossíntese) Formação do solo |
| Serviços de provisão | Alimentos Fibras/madeira Recursos genéticos Recursos medicinais Recursos ornamentais Água potável |
| Serviços de regulação | Regulação da qualidade do ar Regulação do clima (incluindo sequestro de C) Regulação dos fluxos de água (enchente/seca) Purificação da água Fertilidade do solo Prevenção da erosão Controle biológico (doenças/pragas) Polinização Prevenção de desastres Controle de resíduos |
| Serviços culturais | Valores estéticos (paisagem) Recreação e turismo Valores espirituais e religiosos Valores educacionais/culturais |

*Fonte: Milenium Ecosystem Assessement (2005).

Em resumo, o funcionamento dos ecossistemas é afetado por múltiplas interações entre vários tipos de serviços ambientais, resultando em uma rede altamente complexa. A ação humana pode afetar positivamente o provimento de serviços ambientais em ecossistemas ou áreas que tenham sido degradadas. Por exemplo, quando produtores rurais promovem a recuperação da cobertura vegetal em suas propriedades seguramente contribuem para a redução da erosão do solo, aumento da capacidade de captura e armazenagem de carbono (pelo solo e pela vegetação) e para a melhoria da qualidade dos corpos d'água.

4. Indicadores de avaliação de serviços ambientais

Diferentes abordagens têm sido usadas para avaliar os serviços ambientais e tornar essas avaliações facilmente disponíveis. As mais comuns são baseadas em indicadores ecológicos, sociais e econômicos (ZHEN; ROUTRAY, 2003) e têm como objetivo documentar e compreender as alterações ecológicas e, ao mesmo tempo, expressar de maneira simplificada processos que são complexos. Sob o aspecto ecológico, os indicadores são eficientes para caracterizar a composição, estrutura e função de sistemas complexos

(HEINK; KOWARIK, 2010; WILLIAMS; HEDLUND, 2014) e são usados para avaliar a condição do ambiente, para monitorizar as tendências, mostrar alterações ou para diagnosticar a causa de um problema ambiental (CAIRNS JUNIOR et al., 1993). O seu uso pressupõe que refletem as mudanças ambientais que ocorrem em vários níveis na hierarquia ecológica (DALE; BEYELER, 2001).

Embora diferentes estruturas de indicadores tenham sido sugeridas para avaliar serviços ambientais (HEINK; KOWARIK, 2010; MÜLLER; BURKHARD, 2012; VAN OUDENHOVEN et al., 2012), ainda é difícil generalizar indicadores para aplicação nos diversos ecossistemas. Além disso, diversos serviços ambientais, especialmente os culturais, não são bem compreendidos (TENGBERG et al., 2012).

5. Pagamentos por serviços ambientais

Serviços ambientais podem se configurar como novos direitos, passíveis de regulação, de modo a serem capazes de resultar em benefícios compensatórios, não necessariamente econômicos, aos seus fornecedores. A maioria dos serviços ambientais não tem seu direito de propriedade definido, porque são bens públicos. Desse modo, não há sistema de preços e nem mercados definidos para eles. No entanto, a necessidade de preservação de determinados componentes do ecossistema (p.ex., matas ciliares, vegetação nativa em topo de morro, fertilidade do solo e capacidade de infiltração da água da chuva no solo) implica um custo privado a determinados agentes econômicos como os produtores rurais, embora o benefício seja público. Como muitos dos serviços ambientais estão disponíveis gratuitamente, sem mercados e sem sistemas de preços atribuídos, o seu verdadeiro valor em longo prazo não é incluído nas estimativas econômicas da sociedade. Uma vez que alguns serviços importantes podem ainda não se encontrar identificados, a abordagem de precaução¹ é necessária, a fim de preservar o patrimônio natural. Neste sentido, a identificação e mensuração biofísica e econômica dos benefícios aportados pela dinâmica ecossistêmica na forma de bens e serviços à sociedade é um grande desafio para a adequada gestão dos ecossistemas e do sistema econômico.

Por conseguinte, uma proposta para estimular a preservação dos ecossistemas tem sido a adoção de esquemas ou programas de pagamentos por serviços ambientais (PSAs).

A incorporação do conceito de serviços ambientais no Brasil tem sido feita em escalas local e regional, gerando resultados animadores sobre PSAs, políticas públicas de incentivos à manutenção e produção de serviços ambientais. Além disso, tem funcionado como um incentivo para a gestão sustentável dos recursos naturais e melhoria do bem-estar da sociedade. Experiências bem sucedidas de PSAs no Brasil são descritas em Hercowitz et al. (2011) e Santos e Vivan (2012). Nestas, os autores ressaltam o papel dessa ferramenta como parte de uma combinação de políticas públicas em várias escalas e o potencial desse mecanismo para criar e desenvolver mercados para serviços ambientais e promover a participação voluntária de fornecedores ou compradores desses serviços. Políticas de PSAs constituem um dos caminhos para fomentar a conservação ambiental e o desenvolvimento sustentável, mas não devem substituir instrumentos de comando e controle existentes e adequados, que muitas vezes não são devidamente executados ou cumpridos por falta de fiscalização ou ajustes necessários, mas são de fundamental importância.

6. Considerações finais

Embora no Brasil ainda tenhamos poucos resultados de avaliação de múltiplos serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais, o tema tem despertado o interesse de agricultores, políticos e sociedade brasileira em geral. A crescente motivação no tema resulta do fato de que o capital natural está se tornando cada vez mais escasso. A abordagem em serviços ambientais busca induzir mudança de paradigmas no manejo de recursos naturais e contribuir para a tomada de decisão de gestores de recursos naturais e formuladores de políticas para o bem-estar da sociedade. A decisão a se adotar sobre o uso, ocupação e manejo da terra é uma combinação entre políticas governamentais e escolhas do proprietário da terra. Informações sobre como e em que magnitude os serviços ambientais de provisão, regulação, suporte ou culturais são produzidos devem servir como base para tornar essas decisões mais consistentes.

Este capítulo introdutório buscou apresentar conceitos, classificação e indicadores de serviços ambientais. Na sequência (Parte 1), os capítulos examinam como uma série de indicadores bem documentados na literatura, associados à conservação da água e do solo, conservação da biodiversidade

¹ O Princípio da precaução é uma forma de se pensar a conservação dos recursos naturais, embora tenha sido aplicado nas questões de saúde pública. A precaução está assentada no princípio de que não se deve expor a sociedade e o próprio ecossistema a danos ou degradação caso não seja necessário. Em outras palavras, quando existir incerteza quanto aos "reais" resultados ou efeitos de determinada ação humana sobre a sociedade ou o ecossistema, o ideal será aguardar o avanço científico, para que se tenham as informações necessárias para uma tomada de decisão mais segura sobre a adoção de determinado produto ou processo econômico. Por fim, o princípio da precaução está presente no texto da lei brasileira que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal nº 6.938/1981), além disso, ele também foi incorporado na Declaração do Rio de Janeiro (Rio-92) (CEZAR; ABRANTES, 2003).

e sequestro de carbono, podem ser utilizados para medir a capacidade dos ecossistemas em prestar serviços ambientais. Na seção seguinte (Parte 2), são apresentados resultados de estudos que utilizam a abordagem de serviços ambientais no bioma Mata Atlântica, em áreas experimentais de São Paulo, Rio de Janeiro, Paraná e Rio Grande do Sul. O livro finaliza (Parte 3) discutindo a previsão do pagamento por serviços ambientais pelo Código Florestal Brasileiro e o que deve ser considerado na elaboração de políticas públicas em serviços ambientais.

Referências

- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico:** rumo a uma ‘Economia dos Ecossistemas’. Campinas: Instituto de Economia, Unicamp, 2009. 24 p. (IE/UNICAMP. Texto para discussão, 159).
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R.; SIMÕES, M. S. From an empty to a full world: a nova natureza da escassez e suas implicações. **Economia e Sociedade**, Campinas, v. 21, n. 3, p. 695-722, dez. 2012.
- BASTIAN, O.; HAASE, D.; GRUNEWALD, K. Ecosystem properties, potentials and services: the EPPS conceptual framework and an urban application example. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 7-16, 2012.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 63, n. 2-3, p. 616-626, 2007.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 17-29, special issue, 2012.
- CAIRNS JUNIOR, J.; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 263, p. 1-44, 1993.
- CEZAR, F. G.; ABRANTES, P. C. C. Princípio da precaução: considerações epistemológicas sobre o princípio e sua relação com o processo de análise de risco. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, DF, v. 20, n. 2, p. 225-262, maio/ago. 2003.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DAILY, G. C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P. R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S. H.; TILMAN, D.; WOODWELL, G. M. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. **Issues in Ecology**, Washington, DC, v. 1, n. 2, p. 1-18, 1997a.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997b.
- DAILY, G. C. (Ed.). **Nature's services:** societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC: Island Press, 1997. 392 p.
- DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 3-10, 2001.
- DALY, H.; FARLEY, J. **Ecological economics:** principles and applications. Washington, DC: Island Press, 2004. 484 p.
- DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 41, p. 393-408, 2002.
- FISHER, B.; TURNER, K. R.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 68, n. 3, p. 643-653, 2009.
- GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica:** lições aprendidas e desafios. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES):** consultation on version 4, August-December 2012. 2013. Report to the European Environment Agency. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Disponível em: <<http://www.cices.eu>>. Acesso em: set. 2014.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M.; KIENAST, F. Indicators of ecosystem service potential at European scales: mapping marginal changes and trade-offs. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 39-53, special issue, 2012.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 10, p. 584–593, 2010.

HERCOWITZ, M.; MATTOS, L.; SOUZA, R. P. Estudos de casos sobre serviços ambientais. In: MATTOS, L.; HERCOWITZ, M. (Ed.). **Economia do meio ambiente e serviços ambientais**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2011. p. 163-279.

LELE, S.; SPRINGATE-BAGINSKI, O.; LAKERVELD, R.; DEB, D.; DASH, P. Ecosystem services: origins, contributions, pitfalls and alternatives. **Conservation and Society**, London, v. 11, p. 343–358, 2013.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**: a framework for assessment. Washington, DC: Island Press, 2003. 245 p. Disponível em: <http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf>. Acesso em: 9 out. 2014.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**: global assessment reports. Washington, DC: Island Press, 2005.

MUELLER, C. C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília, DF: Ed da UnB, 2007.

MÜLLER, F.; BURKHARD, B. The indicator side of ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 26-30, 2012.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL U.; KOSOY N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, n. 6, p. 1202-1208, 2010.

OJEA, E.; MARTIN-ORTEGA, J.; CHIABAI, A. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. **Environmental Science and Policy**, v. 19-20, p. 1-15, 2012.

RODRÍGUEZ, J. P.; BEARD JUNIOR, T. D.; BENNETT, E. M.; CUMMING, G. S.; CORK, S.; AGARD, J.; DOBSON, A. P.; PETERSON, G. D. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, 2006.

SACHS, J. **A riqueza de todos**: a construção de uma economia sustentável em um planeta superpovoado, poluído e pobre. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2008.

SANTOS, R. F.; VIVAN, J. L. **Pagamento por serviços ecossistêmicos em perspectiva comparada**: recomendações para tomada de decisão. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2012. 180 p. (Diálogos Setoriais União Européia-Brasil).

SÃO PAULO (Estado). Sistema Integrado de Gestão Ambiental. **Projeto de Recuperação de Matas Ciliares**. 2014. Disponível em: <<http://goo.gl/lRS4eM>>. Acesso em: 23 out. 2014.

SIMÕES, M. S.; ANDRADE, D. C. Limitações da abordagem coaseana à definição do instrumento de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). **Sustentabilidade em Debate**, Brasília, DF, v. 4, n. 1, p. 59-78, jan./jun. 2013.

TENGBERG, A.; FREDHOLM, S.; ELIASSON, I.; KNEZ, I.; SALTMAN, K.; WETTERBERG, O. Cultural ecosystem services provided by landscapes: assessment of heritage values and identity. **Ecosystem Services**, v. 2, p. 4-26, 2012.

VAN OUDENHOVEN, A. P. E.; PETZ, K.; ALKEMADE, R.; HEIN, L.; DE GROOT, R. S. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 110-122, special issue, 2012.

WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. **Biological Conservation**, Essex, v. 139, n. 3-4, p. 235–246, 2007.

WILLIAMS, A.; HEDLUND, K. Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 77, p. 1-8, 2014.

ZHEN, L.; ROUTRAY, J. K. Operational indicators for measuring agricultural sustainability in developing countries. **Environmental Management**, New York, v. 32, n. 1, p. 34-46, 2003.

Avaliação de serviços ambientais no âmbito do projeto ServiAmpi

Lucilia Maria Parron, Junior Ruiz Garcia, Marcos Fernando Glück Rachwal, Julio Cesar Franchini, Luziane Franciscon, Vanderley Porfírio-da-Silva, George Gardner Brown

Resumo: O uso e cobertura da terra é um fator importante que afeta a prestação de serviços ambientais. Por isso, a quantificação, o mapeamento e a avaliação de múltiplos serviços são de grande interesse para as políticas com foco conservacionista e de ordenamento territorial. Esses são os objetivos do projeto ServiAmpi, que avalia serviços ambientais de sequestro de carbono no solo e biomassa vegetal, ciclagem de nutrientes, fertilidade do solo, conservação de água e solo, conservação de biodiversidade, produção de alimentos e madeira, assim como indicadores econômicos dos sistemas produtivos em áreas naturais e manejadas nos Campos Gerais e noroeste do Paraná. A partir desses indicadores, é feita a valoração dos serviços ambientais providos nos sistemas. O capítulo apresenta a natureza e abrangência do projeto e como são avaliados e valorados os serviços ambientais.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, funções ecossistêmicas, uso e cobertura da terra, indicadores de serviços ambientais, Campos Gerais, noroeste do Paraná.

Assessment of ecosystem services in the ServiAmpi project

Abstract: Land use and cover are important factors affecting the provisioning of ecosystem services. Therefore, quantification, mapping and assessment of multiple ecosystem services are of great interest for environmental policy and land use planning. These are the goals of ServiAmpi project that is evaluating multiple ecosystem services such as carbon sequestration in the soil and plant biomass, nutrient cycling, soil fertility, soil and water conservation, biodiversity conservation, food and wood production, as well as economic indicators of production systems in natural and managed areas of Campos Gerais region and Northwestern Paraná of State. Using these indicators, the project is performing the economic valuation of ecosystem services of the systems. This chapter presents the nature and scope of the project and how it is assessing and valuing ecosystem services.

Keywords: ecosystem services, ecosystem functions, land use and cover, indicators of ecosystem services, Campos Gerais, Northwestern Paraná.

1. A abordagem do Projeto ServiAmpi

O projeto de pesquisa ServiAmpi - Avaliação de indicadores e valoração de serviços ambientais em diferentes sistemas de manejo (Embrapa-MP2 02.11.01.031.00.01) coordenado pela Embrapa Florestas, em parceria com a UFPR e com apoio da Embrapa Produtos e Mercados, escritório de Ponta Grossa, Embrapa Soja e IAPAR-Ponta Grossa, tem como objetivo avaliar o estado e as tendências dos serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais nos Campos Gerais e no noroeste no Paraná. Parte-se do princípio que existe uma relação direta entre o tipo e

intensidade do uso da terra e a quantidade e qualidade dos serviços ambientais gerados. Para isso, avaliam-se os serviços ambientais de sequestro de carbono no solo e biomassa vegetal, a ciclagem de nutrientes, a fertilidade do solo, a conservação da água e do solo, a conservação da biodiversidade, a produção de alimentos e madeira, assim como os indicadores econômicos dos sistemas produtivos em áreas naturais e manejadas.

Para avaliar o estado e as tendências dos serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais utiliza-se a

abordagem adotada pelo Rubicode Project para a avaliação dos serviços dos ecossistemas da Europa (HARRISON, 2010), baseada em uma combinação de indicadores detalhados que ilustram os *trade-offs* em diferentes usos e cobertura da terra. O foco do projeto é a avaliação da capacidade que os ecossistemas têm de fornecer serviços ambientais. O objetivo da avaliação é identificar a contribuição de categorias de uso e cobertura da terra à promoção de serviços ambientais, podendo esta ser negativa, positiva ou não exercer qualquer influência.

Para fazer a avaliação com base na classificação de serviços ambientais elaborado pelo Millennium Ecosystem Assessment (2005), seis serviços ambientais foram definidos como relevantes e importantes para o bem-estar humano

(Tabela 1). A partir dessa definição, foram identificados e selecionados, com base na literatura (HEINK; KOWARIK, 2010; HELFENSTEIN; KIENASTB, 2014; MÜLLER; BURKHARD, 2012; VAN OUDENHOVEN et al., 2012) e também pela experiência dos pesquisadores que atuam no Projeto ServiAmbe, as funções correlatas e indicadores quantificáveis para cada serviço ambiental associado ao uso da terra, assim como os métodos de valoração mais adequados a cada função ecossistêmica (ver Capítulo 14). Neste livro, os capítulos da Parte 1 (Indicadores econômico-ambientais para avaliação de serviços ambientais), apresentam com maior detalhe, indicadores utilizados nesse estudo, sua importância, os métodos pelos quais são obtidos, e como podem ser encontrados na literatura disponível.

Tabela 1. Serviços ambientais avaliados no projeto ServiAmbe e suas respectivas funções ecossistêmicas, indicadores e métodos de valoração econômica sugeridos.

| Serviço ecossistêmico | Função ecossistêmica | Indicador | Unidade | Método de valoração |
|-------------------------------|---------------------------------|---|---|--|
| Sequestro de carbono | Qualidade e fertilidade do solo | Qualidade da matéria orgânica do solo | mg L ⁻¹ | Custos evitados, custos de reposição |
| | | Estoques de carbono no solo | kg ha ⁻¹ | |
| | | Emissão de gases de efeito estufa do solo | kg ha ⁻¹ | |
| | Produtividade vegetal | Estoques de carbono na biomassa vegetal aérea (perenes e anuais) | kg ha ⁻¹ | Custos evitados, custos de reposição |
| Ciclagem de nutrientes | Decomposição | Estoques de carbono na serapilheira | kg ha ⁻¹ | |
| | | Abundância e diversidade de artrópodes saprófitas no solo e na serapilheira | nº. ind. m ⁻² e nº. grupos m ⁻² | Custos evitados |
| | | Abundância e diversidade de engenheiros edáficos | nº. ind. biom. (g) m ⁻² e nº. grupos m ⁻² | |
| Conservação da água e do solo | Qualidade de água | Largura de floresta ripária, Sólidos suspensos (turbidez e assoreamento dos cursos de água), Volume de escoamento superficial | kg ha ⁻¹ | Custos evitados, custos de reposição, produção sacrificada |
| | | Pesticidas em água superficial e no lençol freático | kg ha ⁻¹ | |

Tabela 1. Continuação.

| Serviço ecossistêmico | Função ecossistêmica | Indicador | Unidade | Método de valoração |
|-------------------------------|---------------------------------------|---|--|--|
| Conservação da água e do solo | Disponibilidade hídrica | Altura do lençol freático | metros | Custos evitados |
| | | Nutrientes no solo | kg ha^{-1} | |
| | Qualidade e fertilidade do solo | Nutrientes e matéria orgânica na água superficial e no lençol freático, na água de escoamento superficial e subsuperficial | kg ha^{-1} | |
| | | Abundância e diversidade de artrópodes no solo e serapilheira | nº. ind. m^{-2} , nº. grupos m^{-2} | Custos de reposição, custos evitados |
| | | Abundância e diversidade de engenheiro edáficos | nº. ind. m^{-2} , nº. grupos m^{-2} | |
| | Retenção hídrica, regulação da erosão | Agregados no solo (VESS) | Proporção agregados de diferentes origens | |
| | | Atributos físicos do solo – porosidade e densidade do solo, condutividade hidráulica, curva de retenção de água no solo, intervalo hídrico ótimo, estabilidade de agregados | kg ha^{-1} | Custos de reposição |
| | | Diversidade florística de espécies lenhosas e herbáceas | nº. ind ha^{-1} | Custo de oportunidade |
| Conservação de biodiversidade | Conservação da biodiversidade | Largura de floresta ripária | metros | Custos evitados, custos de reposição, produção sacrificada |
| | | Pesticidas em água superficial e de lençol freático | kg ha^{-1} | Custos evitados |
| | Conservação da biodiversidade | Diversidade de artrópodes do solo e serapilheira (formigas, oligoquetas e besouros) | nº. espécies | Custos de reposição |

Tabela 1. Continuação.

| Serviço ecossistêmico | Função ecossistêmica | Indicador | Unidade | Método de valoração |
|---------------------------------|----------------------|---|---|------------------------------------|
| Produção de alimentos e madeira | Produtividade | Produção agrícola, da madeira e do rebanho | kg ha ⁻¹ | |
| | | Conforto térmico animal | | Preços de mercado, custos evitados |
| | | Controle de pragas (abundância e diversidade de organismos fitófagos) | nº. ind m ⁻² ou nº. ind ha ⁻¹ | |

Os resultados obtidos nesse projeto estão sendo trabalhados em três vertentes: análise dos impactos dos diferentes usos e coberturas da terra nos serviços ecossistêmicos identificados, como utilizado por diversos autores (HELPENSTEIN; KIENASTB, 2014; SCHIPANSKI et al., 2014; WILLIAMS; HEDLUND, 2014), valoração econômica a partir de métodos previamente definidos (ver Capítulo 14) e modelagem e simulação dos dados (ver Capítulo 26), fazendo extração das informações obtidas para outras regiões e ecossistemas do mesmo bioma, considerando as características de clima, solos e vegetação similares. Estudos dessa natureza fornecem meios e subsídios para quantificar os serviços ambientais e incentivar a transição para sistemas agrícolas multifuncionais e mais sustentáveis do ponto de vista ecológico, social e econômico.

2. Abrangência do projeto

As áreas experimentais do projeto estão em áreas geoclimáticas distintas, em área de ocorrência de Floresta Ombrófila Mista (Ponta Grossa) e de Floresta Estacional Semidecidual (Santo Inácio), na região Centro-Sul (Campo Gerais) e Noroeste do estado do Paraná, respectivamente.

As áreas experimentais que se repetem nas duas regiões geoclimáticas são florestas naturais (capões de mata nativa), sistemas agrossilvipastoris (integração lavoura-pecuária-floresta - iLPF), sistema agropastoril (integração lavoura-pecuária - iLP), silvicultura (eucalipto). Em Ponta Grossa, os experimentos também são em campo nativo pastejado e campo nativo sem pastejo. Em cada uso da terra foram definidas três parcelas experimentais de 50 m x 100 m (5000 m²).

2.1. Áreas experimentais em Ponta Grossa

As áreas de estudo em Ponta Grossa, estão localizadas na Estação Fazenda Modelo IAPAR, do Instituto

Agrônomo do Paraná (25° 5' 11" S e 50° 9' 38" O) (Figura 1), no campo experimental da Embrapa Produtos e Mercados (25° 08' S e 50° 04' O) (Figura 2), ambas na bacia hidrográfica do rio Cara-cará, e no Parque Estadual de Vila Velha (25° 14' 17" S e 50° 0' 39" O), bacia do rio Quebra-perna (Figura 3). Ambos os rios são afluentes da margem direita do rio Tibagi.

A região de Ponta Grossa fica a uma altitude média de 875 m, com clima do tipo Cfb (Köeppen), subtropical úmido, caracterizado por temperaturas médias mensais entre 13,9 °C e 21,4 °C, precipitação de 1.523 mm ano⁻¹ e evapotranspiração de 823 mm ano⁻¹ (período entre 1954-1996), com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE, 2014). Grande parte dos solos é formada a partir de rochas sedimentares, como os folhelhos, com predominância de silte e argila, originando solos argilosos. O relevo suave ondulado abriga uma grande extensão de solos profundos, bem estruturados, porosos e de boa drenagem (SANTOS et al., 2008). A vegetação original é composta por savana gramíneo-lenhosa e Floresta Ombrófila Mista, constituída por campos naturais e capões de florestas de araucária (CERVI; LINSINGEN, 2007). O clima subtropical e a vegetação natural contribuem para os altos teores de matéria orgânica, sendo este um fator positivo para a elevação da capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos na camada superficial e da melhoria na agregação de suas partículas (BOGNOLA et al., 2004).

O conjunto destas informações permite que se compreenda melhor a dinâmica do ecossistema. Assim, solos situados em regiões de altitude elevadas, com temperaturas mais amenas, apresentarão, por exemplo, maior potencial em estocar carbono. O projeto avalia sete sistemas de uso e manejo da terra, conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Sistemas de manejo e uso da terra e ano de implantação das áreas experimentais em Ponta Grossa e Santo Inácio.

| Município | Local | Manejo e uso da terra | Implantação |
|--------------|--------------|---|-------------|
| Ponta Grossa | Iapar | iLP | 2006 |
| | | iLPF com renques de <i>Eucalyptus dunnii</i> | 2006 |
| | | Campo nativo pastejado (CNp) | - |
| | Embrapa | Plantio florestal de <i>Eucalyptus dunnii</i> (EU) | 1994 |
| | | Lavoura em plantio direto (PD) | 1993 |
| | PE V Velha | Campo nativo não pastejado (CNnp) | - |
| | | Floresta nativa secundária (FN) | - |
| | Estância JAE | iLP | 2009 |
| | | iLPF com renques de <i>Corymbia maculata</i> | 2009 |
| | | Plantio florestal de <i>Eucalyptus urograndis</i> (EU) | 1993 |
| | | Lavoura de cana-de-açúcar (C) | 1993 |
| | | Floresta nativa secundária (FN) | - |

As áreas de iLPF e iLP localizadas na Fazenda Modelo do IAPAR (Figura 1), escritório Ponta Grossa, PR eram utilizadas para pastagens em uso convencional (extensivo) e de pouco valor forrageiro. Em 2006, foram preparadas mediante aração, gradagem e incorporação de 3 t ha⁻¹ de calcário dolomítico, para o estabelecimento de sistemas integrados agropastoril (4,8 ha) e agrossilvipastoril (7,5 ha). No sistema agrossilvipastoril foram plantadas mudas de eucalipto (*Eucalyptus dunnii* Maiden), aroeira vermelha (*Schinus terebinthifolius* Raddi) e grevílea (*Grevillea robusta* A. Cunn. Ex. R. Br.). O plantio foi alternado em linhas simples com espaçamento de 14 m x 3 m, alocadas transversalmente

ao sentido predominante da declividade do terreno, para controle do escoamento superficial das águas da chuva e para que o deslocamento de máquinas e animais fosse predominantemente transversal ao sentido da declividade (PORFÍRIO-DA-SILVA, 2012). Desde a sua implantação, os sistemas integrados de produção são cultivados no inverno com aveia preta (*Avena strigosa*) e azevém (*Lolium multiflorum*) em consórcio e pastejados por novilhas da raça Purunã. No verão são cultivados milho e soja, em sistema de rotação bianual (Tabela 3). No campo nativo pastejado o gado é mantido em manejo extensivo em baixa lotação durante o ano.

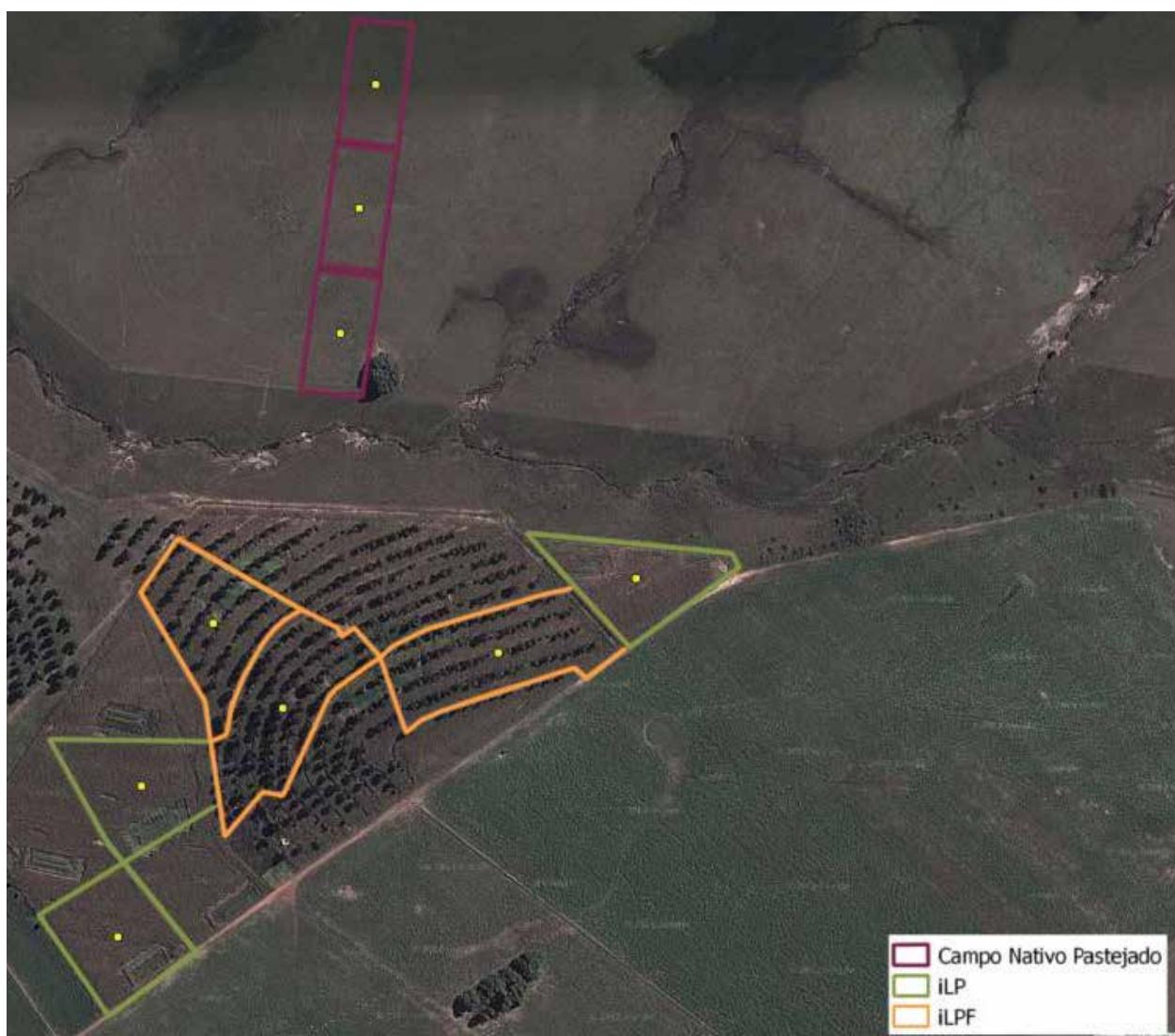


Figura 1. Localização das áreas experimentais na Fazenda Modelo-Iapar, Ponta Grossa.

A área de plantio direto na Embrapa Produtos e Mercados (Figura 2) segue a sequência de cultivos de trigo – soja/aveia – milho/aveia – feijão. Na cultura do feijão, é utilizada adubação no plantio e de cobertura (Tabela 3), além dos tratos com herbicidas, fungicidas e inseticidas. O

plantio florestal de *Eucalyptus dunnii* numa área de cerca de 6 ha foi implantado em parcelas regulares contendo 35 plantas (7x5) em espaçamento de 3 m entre linhas e 2 m entre plantas (ANDRADE et al., 2003). Desbastes regulares foram feitos ao longo do tempo.



Figura 2. Localização das áreas experimentais na Embrapa Produtos e Mercados, Ponta Grossa.

Tabela 3. Espécies anuais e fertilizantes aplicados nos cultivos de integração lavoura pecuária (iLP), integração lavoura pecuária floresta (iLPF) e sistema de plantio direto (SPD).

| Local | Sistema de cultivo | Cultivo | Insumos Agrícolas |
|--------------|--------------------|----------------------|---|
| Ponta Grossa | iLP e iLPF | Aveia preta e azevém | 220 kg ha ⁻¹ NPK (04:30:10); 200 kg de N ha ⁻¹ na forma de uréia. |
| | | Soja | 72 kg P2O5 ha ⁻¹ ; 240 kg K2O ha ⁻¹ na semeadura; 42 kg K2O ha ⁻¹ na forma de cloreto de potássio 23 dias após o plantio. |
| | | Milho | 220 kg ha ⁻¹ NPK (04:30:10); 200 kg de N ha ⁻¹ na forma de uréia. |
| | PD | Soja/aveia | Adubação plantio: 205 kg ha ⁻¹ MAP Adubação de cobertura: 185 kg ha ⁻¹ de uréia; 150 kg ha ⁻¹ de KCl; 1,6 L ha ⁻¹ de manganês foliar |
| | | Soja | 400 kg ha ⁻¹ de NPK (05:20:20). |
| Santo Inácio | iLP | Soja | 250 kg N ha ⁻¹ , 120 kg P ha ⁻¹ e 180 kg K ha ⁻¹ |

O Parque Estadual de Vila Velha (PEVV) foi criado pela Lei Estadual no. 1.292 de 1953, com área de 3.122,11 ha e tombado pelo Patrimônio Histórico e Artístico do Estado do Paraná em 1966 (INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ, 2004a). As parcelas de FN no PEVV são localizadas na Mata da Fortaleza, com cerca de 180 ha de Floresta Ombrófila Mista Montana, e a sua esquerda, no Campo Seco (Figura 3). A Mata da Fortaleza é um ambiente raro de conservação de vegetação florestal nos Campos Gerais. Sofreu exploração madeireira antes da criação do PEVV, caracterizada pela escassez de espécies de árvores da

floresta madura e presença de espécies da fase sucessional intermediária. Contem espécies florestais importantes, como *Araucaria angustifolia*, *Cedrela fissilis*, *Tabebuia alba* e *Cabralea canjerana*. Na área do Campo Seco, cuja vegetação é estepe gramíneo-lenhosa, há predominância de gramíneas que imprimem homogeneidade ao ambiente, sendo as mais comuns as dos gêneros *Andropogon* e *Aristida* (INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ, 2004b). Embora seja uma formação imprescindível à conservação das espécies de áreas abertas características do PEVV, as áreas de campo são ameaçadas pela erosão e pelo fogo.



Figura 3. Localização das áreas experimentais no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, PR

2.2. Áreas experimentais em Santo Inácio

As áreas experimentais em Santo Inácio estão localizadas na Estância JAE (Figura 4, propriedade particular, 22° 45' 56" S e 51° 50' 30" O), na bacia hidrográfica do rio Santo Inácio, afluente da margem direita do Paranapanema 3. Santo Inácio situa-se no terceiro planalto paranaense,

sobre o Arenito Caiuá, em altitude que oscila entre 373 e 424 m. O clima é subtropical (Cfa) caracterizado por temperaturas médias mensais entre 17,9 °C e 25,1 °C, precipitação de 1.508 mm ano⁻¹, (mais concentrada no verão) e evapotranspiração de 1.086 mm ano⁻¹ (período entre 1954-1996) (EMBRAPA MONITORAMENTO POR

SATÉLITE, 2014). O solo nas unidades de estudo é o Latossolo Vermelho (FRANCHINI et al., 2011) textura média/argilosa.

No sistema iLPF, o eucalipto *Corymbia maculata* Hill & Johnson foi plantado, em linhas simples, com 14 m entre linhas e 4 m entre árvores (FRANCHINI et al., 2011). Nas linhas de plantio, o solo foi preparado com subsolador e adubado com 0,25 kg de NPK (08-24-18) por cova, a 10 cm de profundidade e a 25 cm da planta. Entre as linhas é cultivada a soja BRS 255 RR, com 250 mil plantas ha⁻¹, rotacionada com pastagem (*Brachiaria ruziziensis*, e aveia somente em 2003) em plantio direto. A taxa de lotação é de 3,4 UA ha⁻¹, durante 3 meses ano⁻¹). O sistema iLP é cultivado com pastagem (*Brachiaria brizantha* Hochst Stapf) em plantio direto, há 5 anos com taxa

de lotação de 2,2 UA ha⁻¹ em pastejo rotacional, durante 9 meses ano⁻¹. Na sua implantação, o solo foi corrigido com calcário dolomítico e adubado. Antes da implantação dos sistemas iLPF e iLP, as áreas foram utilizadas como pastagem perene de *Urochloa brizantha* cv. Marandu por 8 anos. *Eucalyptus urograndis* (EU) foi plantado há aproximadamente 30 anos, utilizando subsolador em espaçamento 2,5 m x 2,5 m, sendo que 50% das toras já foram retiradas. A cana-de-açúcar (C) está sendo cultivada há 20 anos em preparo convencional, com queimada anual da palhada. A área de floresta (FN) foi selecionada em um remanescente de 26 ha de mata nativa em estágio de sucessão secundária.

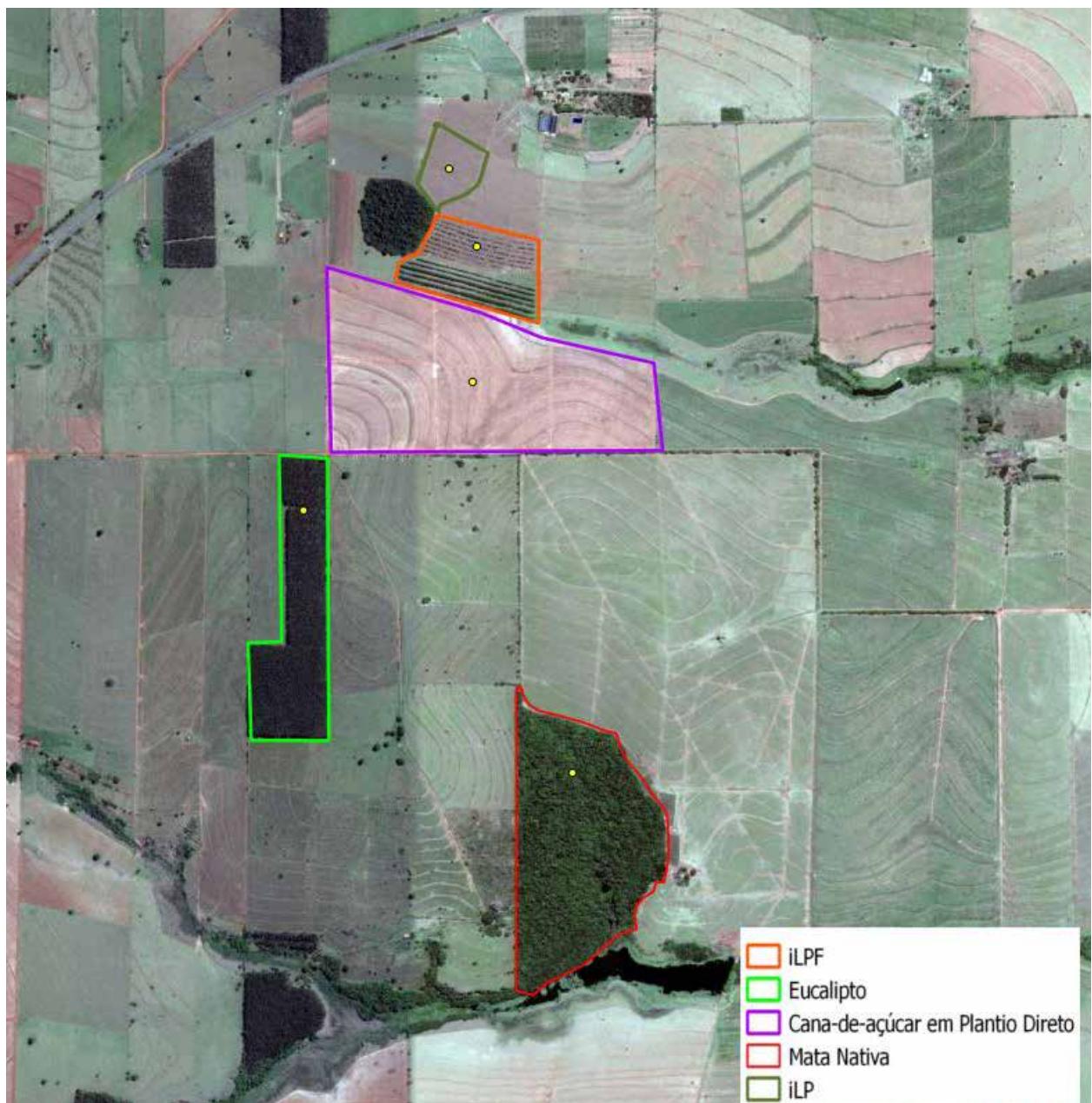


Figura 4. Localização das áreas experimentais na Estância JAE, em Santo Inácio.

3. Considerações gerais

Este capítulo buscou apresentar como o projeto ServiAmbe avalia múltiplos serviços em áreas naturais e manejadas nos Campos Gerais do Paraná. O projeto propõe inovações sob os aspectos científicos, econômicos, sociais e ambientais. Sob o aspecto científico o projeto avança na aplicação de metodologias de valoração de serviços ambientais e elaboração de indicadores ambientais contribuindo para o conhecimento sobre o funcionamento de ecossistemas. Sob o aspecto ambiental, o projeto contribui para a compreensão de indicadores ambientais em sistemas de uso da terra, para a fundamentação de estratégias voltadas a valoração de serviços prestados pelos ecossistemas e com critérios técnicos para subsidiar a elaboração de políticas públicas em Pagamentos por Serviços Ambientais (PSAs). Sob o aspecto econômico, o processo de atribuir valores econômicos aos recursos ambientais, que atrela aspectos socioeconômicos e ambientais, é uma forma de promover a conservação ambiental. Sob o aspecto social, considerando que os PSAs podem gerar aumento da renda aos proprietários rurais que mantêm áreas nativas ou manejadas com práticas conservacionistas, o projeto contribui com subsídios para a discussão sobre como atribuir valor monetário aos serviços da natureza e, assim, estimular a preservação de remanescentes florestais e restauração de ecossistemas degradados no meio rural.

Agradecimentos

Aos gestores da Estação Fazenda Modelo (IAPAR), da Embrapa Produtos e Mercados, do Parque Estadual de Vila Velha (IAP) e ao proprietário da Estância JAE, pela permissão de trabalho nas áreas experimentais.

Referências

ANDRADE, G. C.; SILVA, H. D.; BELOTTE, A. F. J.; FERREIRA, C. A. Efeitos da adubação fosfatada e da aplicação de resíduo de celulose no crescimento de *Eucalyptus dunnii*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 47, p. 43-54, 2003.

BOGNOLA, I. A.; FASOLO, P. J.; BHERRING, S. B.; MARTORANO, L. G. Solos, clima e vegetação da Região de Campos Gerais. In: MACHADO, P. L. O. de A.; BERNARDI, A. C. de C.; SILVA, C. A. (Ed.). **Agricultura de precisão para o manejo da fertilidade do solo em sistema plantio direto**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. p. 57-75.

CERVI, A. C.; LINSINGEN, L. V. A vegetação do Parque Estadual de Vila Velha, município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Boletim do Museu Botânico Municipal**, Curitiba, n. 69, p. 1-52, 2007.

EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE. **Banco de dados climáticos do Brasil**. Disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br>>. Acesso em: 28 mar. 2014.

FRANCHINI, J. C.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; SICHERI, F.; PADULLA, R.; DEBIASI, H.; MARTINS, S. S. **Integração lavoura-pecuária-floresta na Região Noroeste do Paraná**. Londrina: Embrapa Soja, 2011. 14 p. (Embrapa Soja. Circular Técnica, 86). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/900702/1/CT86VE1.pdf>>.

HARRISON, P. A. Ecosystem services and biodiversity conservation: an introduction to the RUBICODE project. **Biodiversity Conservation**, v. 19, p. 2767-2772, 2010.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 10, p. 584-593, 2010.

HELPENSTEIN, J.; KIENASTB, F. Ecosystem service state and trends at the regional to national level: A rapid assessment. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 36, p. 11-18, 2014.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Contextualização do Parque Estadual de Vila Velha. In: INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Plano de manejo**: Parque Estadual de Vila Velha. Curitiba, 2004a. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Plano_de_Manejo/PE_VilaVelha/PEVV_encarte1.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2014.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Informações gerais do Parque Estadual de Vila Velha. In: INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Plano de manejo**: Parque Estadual de Vila Velha. Curitiba, 2004b. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Plano_de_Manejo/PE_VilaVelha/PEVV_encarte3a.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2014.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**: global assessment reports. Washington, DC: Island Press, 2005.

MÜLLER, F.; BURKHARD, B. The indicator side of ecosystem services. *Ecosystem Services*, v. 1, n. 1, p. 26-30, 2012.

PORFIRIO-DA-SILVA, V. **Produtividade em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta no subtrópico brasileiro.** 2012. 110 f. Tese. (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SANTOS, H. G.; BHERING, S. B.; BOGNOLA, I. A.; CURCIO, G. R.; MANZATTO, C. V.; CARVALHO JUNIOR, W.; CHAGAS, C. da S.; AGLIO, M. L. D.; SOUZA, J. S. de. Distribuição e ocorrência dos solos no estado do Paraná. In: BHERING, S.; SANTOS, H. G. dos (Ed.). **Mapa de solos do estado do Paraná.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos; Colombo: Embrapa Florestas. 1 mapa, 84,1x118,9 cm. Escala 1: 600.000.

SCHIPANSKI, M. E.; BARBERCHECK, M.; DOUGLAS, M. R.; FINNEY, D. M.; HAIDER, K.; KAYE, J. P.; KEMANIAN, A. R.; MORTENSEN, D. A.; RYAN, M. R.; TOOKER, J.; WHITE, C. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems*, Essex, v. 125, p. 12-22, 2014.

VAN OUDENHOVEN, A. P. E.; PETZ, K.; ALKEMADE, R.; HEIN, L.; DE GROOT, R. S. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, Amsterdam, v. 21, p. 110-122, special issue, 2012.

WILLIAMS, A.; HEDLUND, K. Indicators and trade-offs of ecosystem services in agricultural soils along a landscape heterogeneity gradient. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v. 77, p. 1-8, 2014.

Caracterização ambiental de duas regiões do Bioma Mata Atlântica no Paraná e sua importância para estudos em serviços ambientais

Elenice Fritzsons, Luiz Eduardo Mantovani, Venina Prates, Marcos Silveira Wrege

Resumo: O clima, a estrutura geológica, o solo, a vegetação e a hidrografia são interdependentes e condicionam a formação de paisagens naturais distintas e uma identidade própria, o que gera diferentes serviços ambientais. O objetivo deste trabalho é descrever, comparativamente, as regiões de Ponta Grossa e de Santo Inácio, especialmente em termos climáticos, mas também geológicos e pedológicos e de uso e cobertura da terra. Conclui-se que ambas as regiões apresentam como semelhança o relevo formado por extensas vertentes alongadas e por Latossolos Vermelhos, mas tem o clima como grande diferencial: há menor insolação, temperaturas médias e mínimas mais baixas, maior frequência de geadas e maior disponibilidade hídrica durante o ano em Ponta Grossa, comparado a Santo Inácio. Estas condições climáticas exercem influência na agricultura, na produtividade do ecossistema, na degradação da matéria orgânica, no uso e cobertura da terra e na influência sobre os serviços ambientais e, de forma mais direta, os serviços de provisão e de suporte.

Palavras chave: Campos Gerais, Noroeste do Paraná, componentes litoestruturais, clima, geologia.

Environmental characterization of two regions of the Atlantic Forest Biome in Paraná and its importance for studies of ecosystem services

Abstract: The climate, geological structure, soil, vegetation and hydrology are interdependent and form different types of natural landscapes. As a result of this interaction, diverse landscapes evolve, are created an identity and generate the varying ecosystem services. The aim of this study was to describe comparatively regions of Ponta Grossa and St. Inácio, especially in climatic terms, but also geological, pedological and land use. We conclude that the two sites have similar terrains formed by extended hillsides and Red Oxisols; however the major difference between them is the weather, which is much cooler in Ponta Grossa, with lower insolation, higher frequency of frosts and water availability during the year, compared to St. Inácio. These climatic conditions have an influence on agriculture, organic matter degradation, ecosystem productivity, in the land use, in the response of ecosystem and affect directly the ecosystem services for provisioning and supporting.

Keywords: litho-structural factors, ecosystem services, climate, land use.

1. Introdução

Segundo Sochava (1978), geossistema é uma dimensão do espaço terrestre onde os diversos componentes naturais se encontram em conexões sistêmicas uns com os outros, apresentando uma integridade definida, interagindo com o cosmos e com a sociedade humana. Somados, eles representam a paisagem modificada ou não pela sociedade. O estudo sobre geossistemas requer o reconhecimento e a análise dos componentes da natureza, sobretudo através das suas conexões (GUERRA; MARÇAL, 2006).

Dentre os componentes naturais do geossistema, o clima é o fator abiótico que exerce maior influência nos padrões de distribuição dos biomas na Terra e, em seguida, de forma mais local, estão as condições edáficas. Além de exercer forte influência nos fatores bióticos, o clima exerce influência sobre outros fatores abióticos, pois se considera que as estruturas geológicas, sob um mesmo clima, sofrem intemperismo, condicionam o relevo e dão origem às diferentes sequências ou associações de solos. As distintas paisagens formadas, por sua

vez, influenciam o uso e cobertura da terra, a produtividade e a riqueza econômica e, desta forma, gera-se a identidade de uma determinada região.

As regiões de Ponta Grossa e de Santo Inácio pertencem ao domínio do bioma Mata Atlântica, sendo que a primeira pertence ao ecossistema da Floresta Ombrófila Mista (fitofisionomia de campo natural estepe gramíneo-lenhosa) e a segunda à Floresta Estacional Semidecidual. Estas diferenças entre os ecossistemas ocorrem devido especialmente ao clima. Ponta Grossa está situada numa região de clima temperado quente ou subtropical de altitude e a segunda, em clima tropical. Considerando os tipos de serviços ambientais, esta diferença climática afeta diretamente os serviços de provisão ou produção, referentes aos produtos obtidos diretamente dos ecossistemas (alimentos e fibras, madeira para combustível e outros materiais que servem como fonte de energia, recursos genéticos, produtos bioquímicos, medicinais e farmacêuticos, recursos ornamentais, água, etc.) e os serviços de suporte (produção primária, produção de oxigênio atmosférico, formação e retenção de solo, ciclagem de nutrientes, ciclagem da água e provisão de habitat, etc.), os quais são necessários para a produção de outros serviços ambientais (ANDRADE; ROMERO, 2009). Deve afetar também a valoração dos serviços ambientais, pois o valor dos mesmos ocorre em função da oferta e demanda.

A influência do clima pode ser claramente observada tanto em um sistema natural (ecossistema), quanto em um sistema de produção agrícola. Utilizando como exemplo a matéria orgânica do solo, sabe-se que ela gera uma série de benefícios e serviços ecossistêmicos de suporte e regulação, pois condiciona a formação de agregados no solo, causa uma maior capacidade de tamponamento, o que influi na fertilidade, na ciclagem e na retenção de nutrientes, na produtividade agrícola, na melhor absorção da água precipitada, na recarga dos sistemas freáticos e na qualidade da água dos rios, além de outros benefícios. Todas estas implicações acabam por afetar também os serviços de provisão de alimentos e de água. Entretanto, o acúmulo ou decomposição da matéria orgânica do solo em sistemas naturais está sob forte influência de fatores climáticos e também edáficos.

Alvarez e Lavado (1998) avaliaram quarenta solos sedimentares (tipo loess) da região do Pampa e Chaco argentinos e concluíram que o teor de carbono orgânico do solo aumenta com o aumento da precipitação e diminui com a elevação da temperatura do ar, sendo o clima o fator principal na formação dos solos naquela região. Daí e Huang (2006) analisaram o teor de matéria orgânica em 886 solos em

diferentes partes da China e também chegaram a um resultado semelhante, considerando também as altitudes locais.

Assim, como Ponta Grossa apresenta um clima mais frio e mais úmido que Santo Inácio, a tendência é haver maior acúmulo ou uma decomposição mais lenta da matéria orgânica no solo, sem considerar os casos de má drenagem dos perfis em sistemas naturais, comparado a Santo Inácio. Este fato, potencialmente, afeta a infiltração de água no solo, a ciclagem de nutrientes, a quantidade de biomassa, os organismos do solo, a sua fertilidade, etc.

Outro exemplo se refere à produção primária líquida (PPL), relacionada ao serviço ambiental de suporte. A PPL indica a potencialidade de produção biológica, ou seja, a produtividade primária líquida do ambiente natural, sendo importante para o planejamento e orientação adequadas (sustentáveis) de políticas de uso e manejo dos ecossistemas (DALMAGO et al., 2008). A apropriação da PPL (APPL) fornece uma medida da intervenção humana na biosfera e os resultados podem ser úteis para estimar a margem para a utilização racional que existe em sistemas introduzidos, a exemplo do trabalho de Krausmann et al. (2013), que estimaram a APPL do planeta Terra entre os anos de 1910 a 2005.

APPL do ambiente natural (não antropizado ou pouco artificializado) consiste na quantidade total de matéria orgânica fixada pelos seres autótrofos, desconsiderando inclusive, a que foi utilizada nos processos respiratórios (ODUM, 1983). Ela é sensível ao clima, mas além dele, é afetada pela disponibilidade de nutrientes, tipo de vegetação, alteração da concentração de poluentes atmosféricos, ações antrópicas, diversidade de fauna herbívora, entre outros (FIELD et al., 1995).

Entre os elementos climáticos, os mais importantes que determinam a produção da vegetação natural são a temperatura do ar e a precipitação pluvial (RUNNING et al., 2004) e, com menor destaque, a disponibilidade de radiação solar (NEMANI et al., 2003). Entretanto, mais do que a precipitação, é importante verificar a disponibilidade hídrica ao longo do ano, ou seja, a diferença entre a precipitação e a evaporação atuando num determinado tipo de solo posicionado no relevo e sob um determinado tipo de cobertura vegetal. A ocorrência de eventos climáticos isolados também pode exercer grande influência: granizo, ventos muito fortes, secas ou concentrações pluviométricas anômalas, geadas fortes em locais onde sua probabilidade de ocorrência é muito baixa e/ou temperaturas muito elevadas ou muito baixas.

A região de Ponta Grossa comparada à de Santo Inácio, como é mostrado adiante neste capítulo, apresenta maior disponibilidade hídrica ao longo do ano e temperatura média

anual menor, aproximadamente 4 °C, o que deve resultar em produção de biomassa e de produtividade líquidas diferentes entre ambos os locais, dificultando comparações de resultados entre os serviços de provisão e suporte e, até mesmo, comparação entre a produtividade de sistemas artificiais. Além desta diferença, a região de Ponta Grossa apresenta maior frequência de geadas, o que restringe a adaptação e o plantio de certas culturas, especialmente de espécies tropicais.

Deve-se considerar também que uma maior disponibilidade hídrica pode gerar um maior excedente hídrico que, por sua vez, alimenta o sistema freático e o superficial, gerando, em princípio, maior quantidade de água disponível no sistema em Ponta Grossa, comparado a Santo Inácio, o que repercute nos serviços de provisão, suporte e regulação.

Os aspectos colocados acima são bastante complexos e requisitam estudos aprofundados, mas alertam para a necessidade de se conhecer os fatores abióticos ao se fazer comparações entre produtividades e serviços ambientais de locais distintos. Dentre os fatores abióticos, o clima, numa escala de importância, é o grande diferencial, seguido das condições edáficas. Entretanto, fatores abióticos tais como o uso e cobertura da terra, o manejo das culturas e dos solos são aspectos importantes e influentes que precisam ser levados em consideração ao se fazer estas comparações.

Levando em conta estes aspectos, o objetivo deste trabalho foi o de caracterizar o ambiente das regiões de Ponta

Grossa e Santo Inácio, locais onde há áreas experimentais do Projeto ServiAmbe, especialmente em termos climáticos e de uso e cobertura da terra.

2. Caracterização ambiental das áreas experimentais

Em termos hidrográficos, Ponta Grossa está situada na bacia do Alto Tibagi, sendo que as áreas experimentais da Embrapa e da Fazenda Modelo, que são próximas, estão na porção leste da bacia do Cará-cará, rio afluente da margem direita do rio Tibagi (Figura 1). Esta bacia, por sua vez, situa-se a leste de Ponta Grossa, e tomando a foz da bacia do Cará-cará na confluência com o Tibagi inclui também a drenagem urbana em sua porção oeste. A bacia é vizinha das bacias do Rio Verde, a noroeste, e do rio Botuquara, a sudeste. A área de contribuição da drenagem das áreas, tanto da Embrapa quanto da fazenda Modelo contempla campos cultivados e florestas (Embrapa) e campos nativos, usos com integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) e campos cultivados (Fazenda Modelo).

A área experimental de Vila Velha está situada nas proximidades do divisor de água Prata - Ribeira na porção inferior da bacia do Rio Quebra-perna, que também ocupa a porção leste do município de Ponta Grossa. Em seu curso inferior, o rio Quebra-perna drena a maior parte do Parque Estadual de Vila Velha e deságua no Rio Guabiroba, após cruzar a rodovia BR376, onde ocorre a confluência com o Rio Barrozinho, este afluente da margem direita do rio Tibagi.

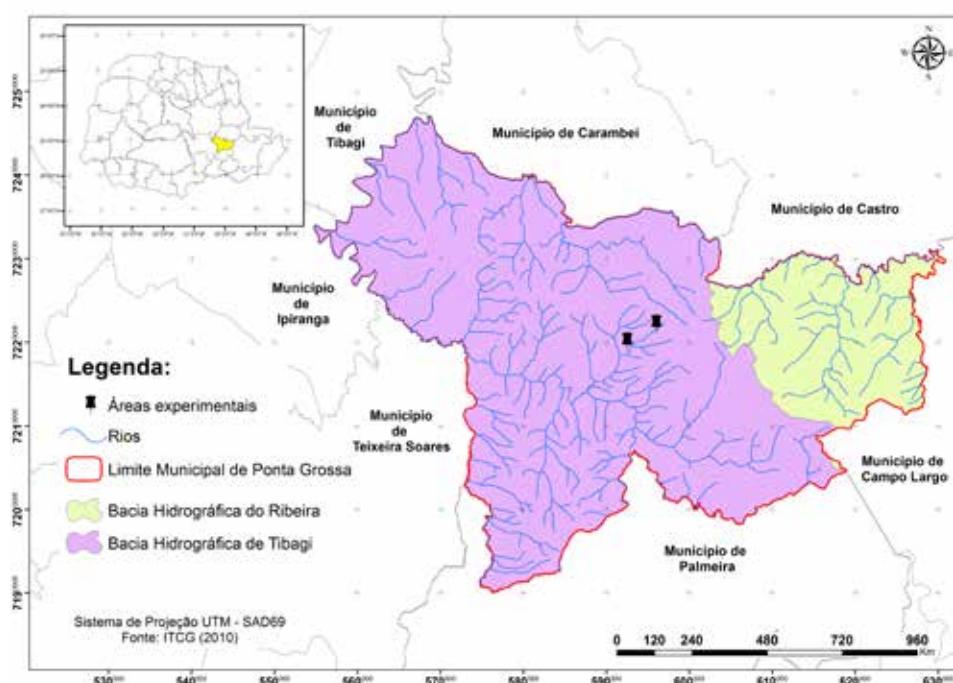


Figura 1. Área experimental em Ponta Grossa, PR.

A área experimental em Santo Inácio situa-se na calha do rio Paranapanema (Paranapanema 3- INSTITUTO DE ÁGUAS DO PARANÁ, 2014), a qual faz divisa com o estado de São Paulo,

mais especificamente na bacia do Ribeirão Santo Inácio, que passa pela cidade de mesmo nome e deságua diretamente no Rio Paranapanema (Figura 2).

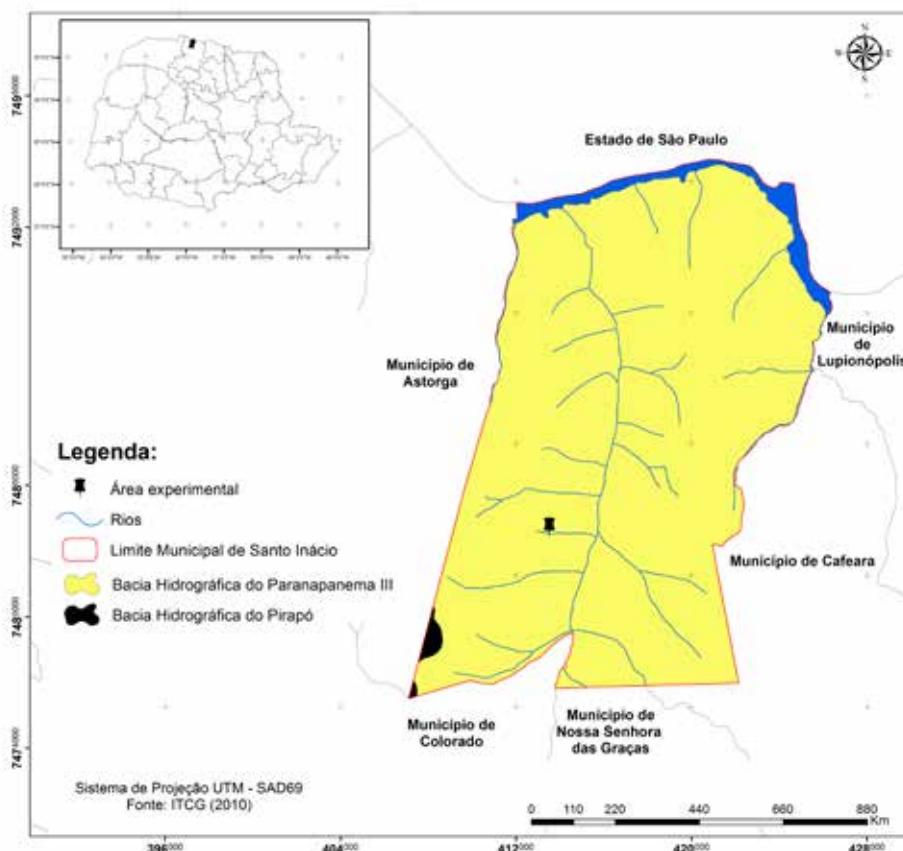


Figura 2. Área experimental em Santo Inácio, PR.

Quanto à vegetação natural, em Ponta Grossa predominam os “campos naturais de estepe gramíneo-lenhosa” (INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS, 2011) que pertencem ao ecossistema da Floresta Ombrófila Mista. São os campos limpos, caracterizados por extensas áreas de gramíneas, do tipo savana gramíneo-lenhosa, com matas e capões em torno das nascentes e canais de drenagem. Esta formação está incluída na zona fitoecológica da Floresta Ombrófila Mista (VELOSO et al., 1991) com a dominância de *Araucaria angustifolia*, que se sobressai nas florestas e campos. O uso do solo na região de Ponta Grossa até 1989 era composto de campos e agricultura cíclica (INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS, 2011) e, atualmente, de agricultura intensiva com culturas de trigo de inverno, soja e milho.

Em Santo Inácio, a vegetação natural é a Floresta Estacional Semidecidual sub-Montana (INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS, 2011). Esta floresta cedeu espaço, ao longo da ocupação do território, à cultura do café, que chegou a ocupar 80% da bacia de Santo Inácio. Em 1975,

ocorreu uma grande geada no estado que dizimou boa parte dos cafezais e, assim, houve uma mudança de uso dos solos, pois a soja e o milho passaram a ser cultivados. Na década de 1980 estas culturas temporárias foram substituídas pela cultura da cana-de-açúcar e pelas pastagens (OLIVEIRA, 2012), além do reflorestamento de pinus e eucalipto. Estas fitofisionomias hoje dominam a paisagem regional.

A cana-de-açúcar é a cultura diferencial entre as duas regiões, pois apesar de haver terras planas propícias à mecanização em Ponta Grossa, o frio e o risco de geadas são fatores limitantes ao seu desenvolvimento, o que não ocorre no norte do estado. Já a soja pode ser cultivada tanto na região norte quanto na região sul do estado, observando-se os períodos livres da ocorrência de geadas para o plantio.

De acordo com a classificação de Köppen, no estado do Paraná domina o tipo C, mesotérmico. Em Santo Inácio, tem-se o Cfa (Clima subtropical, com verão quente), o mesmo que predomina no litoral e sul do Rio Grande do Sul, litoral de Santa Catarina, planalto norte e centro-leste do Paraná,

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DE DUAS REGIÕES DO BIOMA MATA ATLÂNTICA NO PARANÁ E SUA IMPORTÂNCIA PARA ESTUDOS EM SERVIÇOS AMBIENTAIS

bacias dos rios Uruguai e Paraná e sudoeste do estado de São Paulo. Na região norte e noroeste do Paraná, o tipo climático também é designado como Cfa (h), sendo h designado por clima tropical original modificado pela altitude (CAVIGLIONE et al., 2000; MAACK, 1981; WREGE et al., 2011). No litoral comparece o Af, sem estação seca e isento de geadas.

Já em Ponta Grossa, tem-se o Cfb (Clima temperado, com verão ameno), o qual predomina no planalto do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, sul do Paraná, na região de Campos do Jordão (São Paulo), na região da Serra do Itatiaia (Rio de Janeiro), e no altiplano do Morro do Chapéu, na Bahia (CLIMA, 2011; WREGE et al., 2011).

Santo Inácio situa-se ao norte do paralelo 23° 27' S e pertence a uma das áreas mais quentes do estado, com clima similar a todas as áreas acima do Trópico de Capricórnio no Paraná, enquanto toda a região do Alto Tibagi apresenta um clima de região temperada quente (CAVIGLIONE et al., 2000; WREGE et al., 2011) e bem diferente daquele da região norte do estado. Deve ser realçado que no interior do Paraná a latitude do Trópico de Capricórnio realmente representa um limite climático, com uma transição gradual do clima tropical (norte e noroeste do Estado) para temperado (sul do estado).

Para comparar o clima da região de Ponta Grossa ao de Santo Inácio, tomou-se a estação de Paranavaí, que pertence ao IAPAR (Instituto Agronômico do Paraná), e que se encontra na mesma região geoclimática do Noroeste do Paraná (FRITZSONS et al., 2010).

Assim, foi observado que a pluviosidade de Ponta Grossa é muito parecida com a de Paranavaí (Santo Inácio) em

relação ao total anual, em torno de 1.500 mm, entretanto há mais dias de chuva em Ponta Grossa (média de 126) comparado a Paranavaí (Santo Inácio) (média de 113). O mês mais chuvoso em Ponta Grossa é janeiro (186,5 mm) e o menos chuvoso é agosto (78,9 mm). Em Paranavaí (Santo Inácio) o mais chuvoso também é janeiro (185,5 mm) e o mais seco é agosto (53,3 mm).

Quanto à erosividade da chuva, ou seja, a capacidade das chuvas em causar erosão, para o estado do Paraná ela varia entre 5.500 a 12.000 MJmmha⁻¹ ano⁻¹ (RUFINO et al., 1993). Os dois locais estão situados em uma faixa isoerodente próxima de 6.790 MJmmha⁻¹ano⁻¹ para Ponta Grossa e de 7.340 MJmmha⁻¹ano⁻¹ para Santo Inácio (WALTRICK, 2010), ou seja, não são muito diferentes e se situam próximo a menor faixa do estado (entre 5.500 a 6.000 MJmmha⁻¹ano⁻¹).

Porém, se a erosividade das chuvas se encontra numa mesma faixa e a precipitação média anual é semelhante, o mesmo não ocorre para a disponibilidade hídrica. Em Paranavaí a diferença entre a precipitação e evaporação média anual é de 165 mm, enquanto que para Ponta Grossa é de 615 mm, ou seja, a disponibilidade hídrica de Paranavaí é menor, uma vez que a evaporação é bem maior. Pode-se observar também que em Paranavaí, em média, a evaporação é superior à precipitação nos meses de junho, julho e agosto, sendo este último bastante evidente, enquanto que em Ponta Grossa pode ocorrer um pequeno déficit apenas em agosto (Figura 3). Isto ocorre devido às diferenças no padrão de distribuição das chuvas, que são mais bem distribuídas durante o ano em Ponta Grossa e são mais concentradas no verão em Paranavaí.

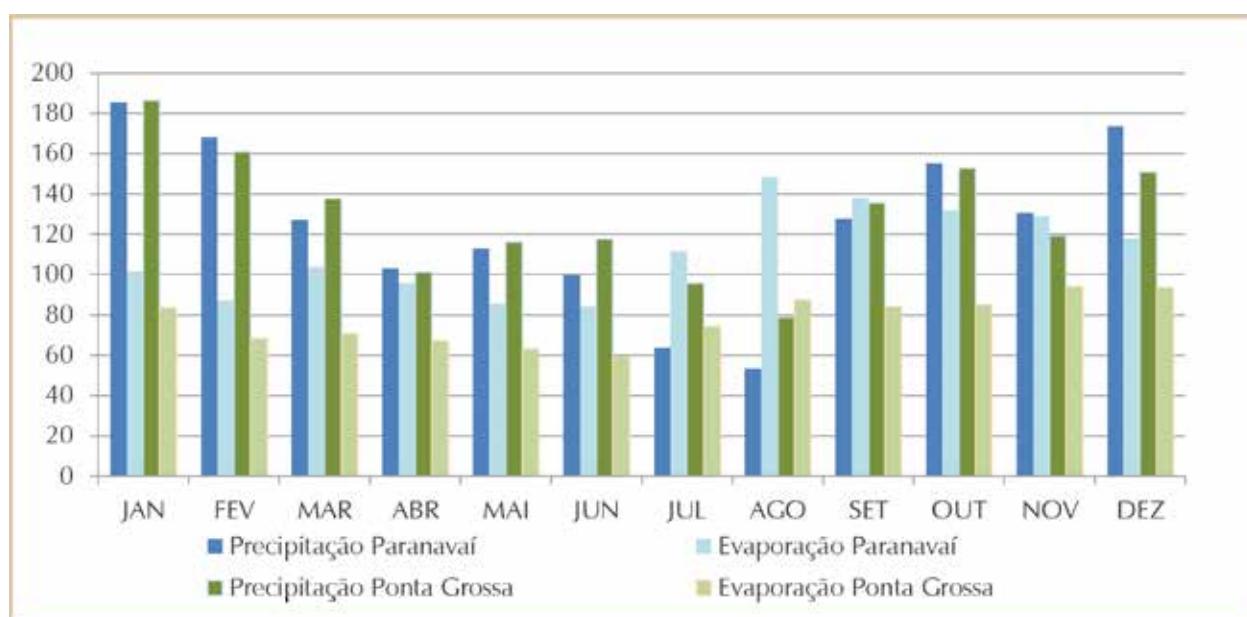


Figura 3. Comparativo entre a precipitação e evaporação nas estações de Ponta Grossa e Paranavaí, PR.

*Fonte: Elaborada a partir de dados do IAPAR (2014).

O excedente hídrico de 600 L/m² anuais em Ponta Grossa, representa a água disponível que pode ser utilizada pela vegetação natural e sistemas agrícolas ou que atinge os sistemas aquáticos superficiais e subterrâneos.

Ponta Grossa e Santo Inácio situam-se em latitudes diferentes, mas além da diferença latitudinal há também uma diferença na altitude entre os dois locais. Para o estado do Paraná, a altitude, a latitude e a longitude, nesta ordem, influenciam a temperatura média do ar e há uma diminuição média de 1 °C a cada 126 m de ascensão vertical, estimada por Fritzsons et al. (2008). Considerando que Santo Inácio apresenta uma altitude média de 380 m e Ponta Grossa de 880 m, temos uma diferença de 500 m entre elas. Assim, se a cada 126 m há diminuição de um grau na temperatura, isto resulta em uma diferença de 4 °C na temperatura média entre os dois locais apenas devido à altitude, não considerando a latitude e longitude. Entretanto, tomando como base a estação de Paranavaí para representar Santo Inácio, observamos que a diferença de altitude é de 400 m, o que resultaria numa diferença de 3 °C e não de 4 °C, como de fato ocorre ao se observar a Tabela 1. Isto não deve ser visto como um erro, uma vez que este gradiente (1 °C para 126 m) é um valor médio para todo o estado. Além disso, deve-se considerar que a latitude é diferente entre os dois locais e que outros aspectos climáticos, inclusive de microclima, devem estar influenciando os valores obtidos.

É interessante notar que não apenas a temperatura média anual, mas também a média das temperaturas mínimas e a média das máximas mantêm o valor aproximado de 4 °C de diferença entre os dois locais. A média do mês mais quente é janeiro para ambos locais, sendo em Ponta Grossa de 21,4 °C e Paranavaí de 25,1 °C e a média do mês mais frio é junho, também para ambos locais, sendo Paranavaí de 18,2 °C e

Ponta Grossa de 13,8 °C. Desta forma, a amplitude térmica anual entre janeiro e junho em Ponta Grossa é de 7,6 °C e em Paranavaí em 6,9 °C.

O vento exerce influência nos processos erosivos, na evapotranspiração, na fotossíntese e mesmo no espalhamento de aerossóis, incluindo agroquímicos. Em Ponta Grossa, devido a maior altitude, a velocidade média do vento é de 3,5 m s⁻¹ (varia entre 2,9 m s⁻¹ a 4,0 m s⁻¹) e Paranavaí de 2,2 m s⁻¹ (varia entre 2,0 m s⁻¹ a 2,8 m s⁻¹), sentido predominante nordeste para ambos. A importância do vento em Ponta Grossa é considerável, pois está num conjunto de municípios do estado, juntamente com Cascavel, Clevelândia (KIM et al., 2002; PEREIRA et al., 2009) e Bandeirantes (KIM et al., 2002) que apresentam potencial eólico passível de ser explorado e são áreas mais destacadas para a implantação de quebra-ventos. Deve-se observar que a exposição das parcelas experimentais ao vento deverão ser avaliadas *in loco*, pois esta informação é regional e pode haver parcelas experimentais mais ou menos expostas.

Na Tabela 1 são apresentadas as médias climáticas históricas de Ponta Grossa e de Paranavaí. A média de Ponta Grossa (EST.: Ponta Grossa / CÓD.: 02550024) se refere a um monitoramento de 46 anos e a de Paranavaí (EST.: Paranavaí / CÓD.: 02352017) de 36 anos. Santo Inácio está dentro da faixa de maior insolação do estado (acima de 2.600 h ano⁻¹) e Ponta Grossa está numa faixa entre 2.000 h ano⁻¹ a 2.200 h ano⁻¹. Há por volta de 500 h a mais de insolação média anual em Paranavaí (Santo Inácio). A insolação se refere ao número de horas em que a luz do sol chega até a superfície da Terra sem interferência de nuvens e ela é dependente do fotoperíodo e da nebulosidade, sendo que o fotoperíodo, por sua vez, depende da latitude e declinação solar. Desta forma, a insolação tem forte relação com a taxa fotossintética, com a produtividade líquida primária e produtividade dos sistemas naturais e introduzidos (agrícolas).

Tabela 1. Informações climáticas das estações de Ponta Grossa e Paranavaí.

| Estações | Altitude | Temperatura média (°C) | Média das temperaturas máximas (°C) | temperaturas mínimas | Média da UR (%) | Média precipitação anual (mm) | Média da evaporação(mm) | Média da insolação (horas) | Precipitação menos | Vento |
|---------------------|----------|------------------------|-------------------------------------|----------------------|-----------------|-------------------------------|-------------------------|----------------------------|--------------------|-------|
| Ponta Grossa | 880 | 17,8 | 24,1 | 13,3 | 77,2 | 1554 | 930 | 2115 | 624 | 3,5 |
| Paranavaí | 480 | 22,0 | 28,4 | 17,8 | 69 | 1500 | 1327 | 2638 | 173 | 2,3 |

*Fonte: IAPAR (2014).

Não apenas em termos climáticos os dois locais são diferentes, pois Santo Inácio e Ponta Grossa estão situadas em planaltos diferentes do estado. Em termos geomorfológicos, o Paraná pode ser dividido em: Primeiro Planalto, ou Planalto de Curitiba, constituído sobre embasamento de rochas do Escudo do período Pré-Cambriano ao Eo-Paleozóico; Segundo Planalto ou Planalto de Ponta Grossa ou dos Campos Gerais, constituído sobre rochas sedimentares de idades do Paleozóico ao Mesozóico e o Terceiro Planalto ou Planalto de Guarapuava, mais recente, situado sobre rochas vulcânicas do Cretáceo com cobertura do Grupo Caiuá (na Região de Paraná). Tanto o 2º como 3º Planaltos se encontram sobre a bacia sedimentar do Paraná.

Ponta Grossa está situada no Segundo Planalto Paranaense, nos também chamados Campos Gerais. Este planalto é constituído por rochas sedimentares paleozóicas e rochas ígneas efusivas do estágio Valanginiano do Cretáceo inferior (o qual pertence os diques de diabásio) em altitudes que variam de 750 a 1.200 m s.n.m. A denominada “escarpa devoniana” delimita a leste os campos gerais e se estende numa forma de arco. Esta escarpa representa um verdadeiro degrau topográfico (cuesta), com paredes abruptas e verticalizadas, que separam o Primeiro do Segundo Planalto Paranaense (MENEGUZZO; MELO, 1985).

Além das cuestas, que tornam a topografia bastante acidentada, há também o enxame de diques, que constitui uma ocorrência de vários diques com uma mesma orientação, formando verdadeiros sistemas paralelos. Na região dos Campos Gerais ocorre um dos mais notáveis enxames de diques do Brasil, de direção noroeste-sudeste. Tais feições são decorrentes da estrutura do Arco de Ponta Grossa (AMARAL, 1985).

A fazenda experimental da Embrapa e a fazenda modelo do IAPAR situam-se sobre litologias do Grupo Paraná formada por rochas de idade devoniana e composição siliciclástica das Formação Furnas, de idade Lochkoviana (Devoniano inferior), e Ponta Grossa, depositada entre o Praguiano e o Frasniano em ambiente marinho de plataforma (ROSTIROLLA et al., 2007). Estando a Fazenda Experimental situada sobre o contato dessas duas formações, tem-se no topo do Furnas litologias formadas por camadas de estrutura sub-horizontal com típicos arenitos arcossianos finos, bem selecionados, de cor esbranquiçada e estratificação cruzada. Não devendo comparecer os típicos conglomerados frequentes na parte basal formados por seixos de quartzo. Devido à natureza arcossiana (com feldspatos), os solos formados sobre a alteração desses arenitos possuem granulometria arenoso-argilosa e, às vezes, siltosa nos tipos menos evoluídos.

Já sobre o material da Formação Ponta Grossa o Membro Jaguariaíva é a unidade que comparece na área com folhelhos acinzentados estruturados em laminação plano-paralela, chegando a apresentar poucas intercalações e lentes centimétricas de granulometria siltícola/arenosa, ocorrendo estratificação cruzada cavalcante (*climbing ripples*) de pequeno porte e micro-hummocky (ROSTIROLLA et al., 2007).

Na área experimental no parque de Vila Velha há presença do arenito Itararé, do período carbonífero, com cor avermelhada devido à presença de minerais do ferro-magnesianos, que ao se intemperizarem se tornam avermelhados. Com o intemperismo eólico e fluvial este arenito resultou nas formas encontradas de grande beleza cênica, que, de acordo com Andrade e Romeiro (2009), pode-se atribuir o serviço ambiental cultural (ecoturismo e recreação, espiritual e religioso, estético e inspiração, educacional, senso de localização, herança cultural).

A geomorfologia, a geologia e o clima, condicionam a formação dos solos. No município de Ponta Grossa há predomínio do LVd (Latossolos Vermelhos Distróficos) e NVdf (Nitossolos Vermelhos Distroféricos). São solos profundos e bem drenados que se distribuem em toda a zona edafoclimática do Alto Tibagi (FRITZSONS et al., 2010; SANTOS et al., 2008) e estão também associados a solos menos intemperizados, onde se destacam os Cambissolos (CXa, CXbd) e, nas áreas ainda mais inclinadas, ocorrem os Neossolos Litólicos (RRe, RLdh, RLh), que são mais jovens.

A área experimental do projeto foi conduzida em área de Latossolo Vermelho distrófico. Esta classe de solos ocupa 10% da área do estado do Paraná, ou seja, pouco mais de 21.000 km² (SANTOS et al., 2008), sendo que estes solos variam quanto a textura (média a argilosa), relevo e associação com outras classes de solos, mas apresentam em comum o alto grau de intemperismo, a grande profundidade, a boa drenagem interna, a cor vermelha e o fato de serem distróficos, ou seja, a saturação de bases abaixo de 50% no horizonte B. Sendo assim, são solos pobres quimicamente e com baixa capacidade de retenção hídrica.

A área de Santo Inácio pertence ao Terceiro Planalto Paranaense ou Planalto do Trapp, ou ainda Planalto de Guarapuava no bloco do Planalto de Apucarana (MAACK, 1981), o qual apresenta substrato geológico de rochas vulcânicas basálticas também do estágio Valanginiano do Cretáceo inferior, presente apenas nas calhas fluviais principais (parte baixa da área experimental). As vertentes baixas e médias são geralmente constituídas sobre cobertura sedimentar da Formação Caiuá do Grupo Bauru do Cretáceo superior (parte mais elevada da Fazenda Experimental) constituída

por arenitos finos a médios, arroxeados, com estratificação cruzada de grande porte (eólicos e aluviais). Nos topos e interflúvios são encontrados sedimentos da Formação Santo Anastácio, também do Grupo Bauru, com arenitos muito finos a médios. São raros alguns leitos de lamitos avermelhados, com estratificação cruzada e plano-paralela constituindo depósitos de planície fluvial. O relevo é suave ondulado. Os locais onde prevalecem as rochas eruptivas do Cretáceo podem ser divididos em dois compartimentos: ambientes suavizados de interflúvios de alta estabilidade e relevos mais dissecados em patamar. Assim, nos locais maisplainados da paisagem ocorrem solos mais profundos tais como Latossolos e Nitossolos e nas vertentes mais dissecadas que se dirigem a calha dos rios prevalecem Neossolos Regolíticos associados aos Nitossolos.

No município de Santo Inácio, predominam Latossolos Vermelho Distróficos, Argissolos Vermelhos Distróficos e os Gleissolos, estes últimos situados próximos às áreas do rio Paranapanema. De acordo com o mapa de solos do Paraná, o Latossolo que predomina em Santo Inácio é o LVd19 (Latossolo Vermelho Distrófico típico, textura argilosa, A moderado, fase floresta subtropical perenifólia, relevo suave ondulado de vertentes curtas) e o Argissolo predominante é o PVd2 (Argissolo Vermelho Distrófico típico, textura arenosa/média, A moderado, fase floresta tropical subperenifólia, relevo suave ondulado e ondulado) (SANTOS et al., 2008). Na área de pesquisa, está presente o Latossolo Vermelho Distrófico (FRANCHINI et al., 2011). Os solos são pobres em nutrientes e, em geral, derivados do arenito Caiuá.

As duas regiões são muito diferentes em termos geomorfológicos, geológicos e climáticos, entretanto, toda a área noroeste do estado do Paraná, de abrangência do arenito Caiuá, apresenta condições climáticas e, salvo exceções, edáficas, que se repetem em Santo Inácio (FRITZSONS et al., 2010) e condições similares podem ser encontradas ao norte do paralelo 23° 27' S, tanto no centro quanto no nordeste do estado do Paraná. Em Ponta Grossa, as condições climáticas e de solos similares ocorrem em toda a zona edafoclimática do Alto Tibagi (FRITZSONS et al., 2010), o que possibilita que os resultados de experimentos obtidos em Ponta Grossa possam ser extrapolados para uma área maior, tomando-se os devidos cuidados.

3. Considerações finais

Locais distintos em termos abióticos e bióticos podem gerar serviços ambientais diferentes e os dois locais, Santo

Inácio e Ponta Grossa, apresentam como semelhança o relevo de grandes vertentes, a predominância de solos pobres em nutrientes e bastante intemperizados (Latossolos), mas com boa estrutura e drenagem interna e derivados, especialmente, de arenitos, sendo os arenitos Ponta Grossa, Furnas e Itararé em Ponta Grossa e o arenito Caiuá em Santo Inácio.

O diferencial mais forte entre as duas regiões é o clima, que é mais frio (em média 4 °C menor) em Ponta Grossa, com maior frequência de geadas durante o ano, principalmente entre os meses de maio a setembro, com mais de 500 h, em média, de luz solar e com maior disponibilidade hídrica, especialmente no inverno. Estas condições climáticas influenciam a produtividade dos ecossistemas, a agricultura, a pecuária, a produção de água, a degradação ou conservação da matéria orgânica, o uso e cobertura da terra e os serviços ambientais, de uma forma mais direta, os serviços de suporte e provisão, embora os culturais e de regulação sejam também afetados.

Os aspectos colocados neste texto são bastante complexos, exigem estudos aprofundados e alertam para a necessidade de se conhecer os fatores abióticos, especialmente climáticos, e bióticos ao se fazer comparações entre serviços ambientais de locais distintos.

Agradecimentos

Agradecemos as seguintes fontes pelo suporte e financiamento: Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01.

Referências

- ALVAREZ, R.; LAVADO, R. S. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. **Geoderma**, Amsterdam, v. 83, n. 1–2, p. 127-141, 1998.
- AMARAL, S. E. do; LEINZ, V. **Geologia geral**. 9. ed. São Paulo: Nacional, 1985.
- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. Campinas: Instituto de Economia, Unicamp, 2009. (IE/UNICAMP. Texto para discussão, 155).
- CAVIGLIONE, J.; KIIHL, L. R. B.; CARAMORI, H.; OLIVEIRA, D. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2000.
- CLIMA. 2011. Disponível em: <<http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>>. Acesso em: 2 maio 2014.

DAI, W.; HUANG, Y. Relation of soil organic matter concentration to climate and altitude in zonal soils of China. *Catena*, v. 65, p. 87-94, 2006.

DALMAGO, G. A.; CUNHA, G. R. da; SANTI, A.; PIRES, J. L. F.; SCHWEIG, E. **Produtividade primária líquida do ambiente natural:** indicador de sustentabilidade de sistemas de produção agrícola. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2008. 11 p. (Embrapa Trigo. Documentos online, 100). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/852558/1/pdo100.pdf>>. Acesso em: 2 maio 2014.

FIELD, C. B.; RANDERSON, J. T.; MALMSTRÖM, C. M. Global net primary production: combining ecology and remote sensing. *Remote Sensing Environment*, New York, v. 51, p. 74-88, 1995.

FRANCHINI, J. C.; SILVA, V. P. da; BALBINOT JUNIOR, A. A.; SICHLERI, F.; PADULLA, R.; DEBIASI, H.; MARTINS, S. S. **Integração Lavoura-Pecuária-Floresta na Região Noroeste do Paraná.** Londrina: Embrapa Soja, 2011. 14 p. (Embrapa Soja. Circular técnica, 86). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/900702/1/CT86VE1.pdf>>.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; WREGE, M. S. Carta de unidades geoclimáticas para o estado do Paraná para uso florestal. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, v. 30, n. 62, p. 129, out. 2010. DOI: 10.4336/2010.pfb.30.62.129

GUERRA, A. J. T.; MARÇAL, M. S. **Geomorfologia ambiental.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006.

IAPAR. **Médias históricas.** Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1070>>. Acesso em: 20 mar. 2014.

INSTITUTO DE ÁGUAS DO PARANÁ. **Comitês de Bacia Hidrográfica.** Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=204>>. Acesso em: 31 mar. 2014.

INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS. **Formações fitogeográficas:** Estado do Paraná. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Fitogeografico_A3.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2014.

KIM, I. S.; GRODZKY, L. Frequência e intensidade dos ventos no estado do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 12., 2002, Foz de Iguaçu. **[Anais eletrônicos].** 2002. Disponível em: <<http://www.cbmet.com/cbm-files/11-39d9d07444293f30beacf24f4d26752c.pdf>>. Acesso em: 28 nov. 2014.

KRAUSMANN, F.; ERB, K-H.; GINGRICH, S.; HABERL, H.; BONDEAU, A.; GAUBE, V.; LAUK, L.; PLUTZAR, C.; SEARCHINGER, T. D. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century. *Proceedings of the National Academy of sciences*, Washington, DC, v. 110, n. 25, p. 10324-10329, 2013.

NEMANI, R.; LEELING, C. D.; HASHIMOTO, H.; JOLLY, W. M.; PIPER, S. C.; TUCKER, C. J.; MYNNENI, R. B.; RUNNING, S. W. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *Science*, Washington, DC, v. 300, p. 1560-1563, 2003.

MAACK, R. **Geografia física do Paraná.** 2. ed. Rio de Janeiro: J. Olímpio, 1981. 450 p.

MENEGUZZO, I. S.; MELO, M. S. Escarpa devoniana. In: DICCIONÁRIO histórico e geográfico dos Campos Gerais. 1985. Disponível em: <<http://www.uepg.br/dicion/sumario.htm>>. Acesso em: 31 mar. 2014

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1983. 434 p.

OLIVEIRA, R. B. de. **Evolução da paisagem e ocupação humana da bacia hidrográfica de santo Inácio – Paraná – Brasil.** 2012. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual do Maringá, Maringá.

PEREIRA, L. M. P.; CARAMORI, P. H.; RICCE, W. da; SILVA, D. A. B.; ELY, D. F.; GALDINO, J.; COSTA, A. Caracterização do regime de ventos no estado do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 16., 2009, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: SBA: UFV: CNPMS, 2009. Disponível em: <http://www.sbagro.org.br/anais_congresso_2009/cba2009/155.pdf>. Acesso em: 31 mar. 2014.

ROSTIROLA, S. P.; VESELY, F. F.; FREITAS, R. C. **Mapeamento geológico da Folha de Ponta Grossa:** Escala: 1:100.000. Curitiba: MINEROPAR, 2007. Relatório Final.

RUFINO, R. L.; BISCAIA, R. C. M.; MERTEN, G. H. Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná através da pluviometria: terceira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 17, p. 439-444, 1993.

RUNNING, S. W.; NEMANI, R. R.; HEINSCH, F. A.; ZHAO, M.; REEVES, M.; HASHIMOTO, H. A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production, **BioScience**, Washington, DC, v. 54, n. 6, p. 547-560, 2004.

SANTOS, H. G.; BHERING, S. B.; BOGNOLA, I. A.; CURCIO, G. R.; MANZATTO, C. V.; CARVALHO JUNIOR, W.; CHAGAS, C. da S.; AGLIO, M. L. D.; SOUZA, J. S. de. Distribuição e ocorrência dos solos no estado do Paraná. In: BHERING, S. B.; SANTOS, H. G. dos (Ed.). **Mapa de solos do estado do Paraná**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; Colombo: Embrapa Florestas. 1 mapa, 84,1x118,9 cm. Escala 1: 600.000.

SOTCHAVA, V. B. **Por uma teoria de classificação de geossistemas de vida terrestre**. São Paulo: USP, 1978. 23 p. (Biogeografia, 14).

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 124 p.

WALTRICK, P. C. **Erosividade de chuvas no Paraná: atualização, influência do “el niño” e “la niña” e estimativa para cenários climáticos futuros**. 2010. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

WREGE, M. S.; STEINMETZ, S.; REISSER JUNIOR, C.; ALMEIDA, I. R. **Atlas climático da Região Sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Colombo: Embrapa Florestas, 2011. 336 p.

Uso e manejo da terra e aspectos pedológicos na avaliação de serviços ambientais

Marcos Fernando Glück Rachwal, Renato Antônio Dedecek, Claudia Maria Branco de Freitas Maia, Lucilia Maria Parron

Resumo: Foram avaliadas as alterações provocadas por diferentes tipos de uso e manejo do solo sobre as características pedológicas e a influência que estas inter-relações podem ter sobre a prestação de serviços ambientais. Sistemas de uso intensivo podem causar maior degradação em solos mais arenosos e/ou com menor quantidade de matéria orgânica, principalmente em regiões com temperaturas elevadas. Solos mais argilosos, com maiores teores de carbono em áreas de clima mais ameno, sofrem menores alterações quando submetidos ao uso intensivo, tornando-os mais resistentes à degradação. O conhecimento detalhado dos atributos morfológicos, químicos e físicos dos solos, expressos em suas fragilidades e potencialidades, permite manejá-los adequadamente para diversos sistemas de uso. Identificar bons indicadores de qualidade do solo e manejá-lo de acordo com sua aptidão é uma forma de garantir a manutenção da sua capacidade produtiva e do seu potencial de prestação de serviços ambientais.

Palavras-chave: atributos pedológicos, qualidade do solo, adequação ambiental, sustentabilidade, sistemas de uso da terra.

Land use and management and pedological aspects in the assessment of ecosystem services

Abstract: In this chapter we evaluate the changes caused by different land uses and management on the pedological characteristics and their influence on ecosystem services. Intensive land use systems can cause higher degradation in sandy soils with less organic matter, especially in regions with high temperatures. Clay soils with higher Carbon contents in areas with milder weather, suffer fewer changes when subjected to intensive use, making them more resistant to degradation. The detailed knowledge of soil morphological, chemical and physical properties, expressed in their weaknesses and strengths, allows us to manage them properly for various land use systems. The identification of soil quality indicators and managing soils according to their aptitude is a way to maintain its productive capacity and its potential to provide ecosystem services.

Keywords: pedological attributes, soil quality, environmental approach, sustainability, land use systems.

1. Introdução

Os solos geram vários serviços ambientais para o bem-estar humano, incluindo os serviços de provisão (ex. matérias-primas), regulação (ex. sequestro de carbono) e de suporte (ex. ciclagem de nutrientes). O uso inadequado da terra e o mau manejo do solo podem degradar a sua qualidade química, física e biológica e/ou reduzir a quantidade e qualidade dos serviços ambientais prestados (LAL et al., 2013). A caracterização pedológica de um solo permite conhecer sua aptidão e indicar seu manejo mais apropriado, garantindo a continuidade dos serviços ambientais por ele prestados.

O enquadramento das classes de solos dentro de um sistema taxonômico uniforme permite a extração de resultados de pesquisa para áreas com condições pedológicas e ambientais similares (EMBRAPA, 1984), sendo que o conhecimento aprofundado dos solos é indispensável para otimizar o uso dos mesmos pelo uso de práticas agronômicas sustentáveis (SANTOS et al., 2013).

A classificação detalhada dos solos envolve um grande número de informações importantes relacionadas ao crescimento das plantas (SOIL SURVEY TAXONOMY, 1975).

As relações dos solos com os fatores ambientais e as diferenças de cor, profundidade, textura, relevo e formas de uso, entre os diversos tipos de solos, subsidiam o planejamento, a tomada de decisões e a solução de problemas inerentes à utilização dos mesmos (RESENDE et al., 2007).

Conhecer pormenoradamente as potencialidades e fragilidades do solo e ter em mente os detalhes do manejo (preparo, correção e adubação) bem como das práticas culturais (aplicação de herbicidas, fungicidas e inseticidas) é fundamental para sua conservação. Estas informações, associadas aos aspectos fisiográficos e climáticos, permitem avaliar se o solo está sendo utilizado de acordo com sua aptidão, garantindo, assim, melhor produtividade e mantendo suas funções ecológicas.

Nesse capítulo, são discutidas as relações entre características pedológicas e o uso e manejo do solo, e suas implicações na prestação de serviços ambientais. Atributos morfológicos, físicos e químicos dos solos são descritos em diferentes sistemas de uso, em duas regiões climáticas do estado do Paraná.

2. Descrição pedológica das áreas de estudo

O estudo foi realizado nas parcelas experimentais de 50 m x 100 m (5000 m²) do Projeto Serviambi nos municípios de Ponta Grossa e Santo Inácio, na região Centro-Sul (Campo Gerais) e Noroeste do estado do Paraná, respectivamente. Os detalhes das áreas de estudo foram apresentados nos capítulos 2 e 3. As áreas experimentais em Ponta Grossa compreendem sistema agropastoril integração lavoura-pecuária (iLP), sistema agrossilvipastoril integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) com renques de *Eucalyptus dunnii*, campo nativo pastejado (CNp), plantio florestal de *Eucalyptus dunnii* (EU), lavoura em plantio direto (PD), campo nativo não pastejado (CNnp) e floresta nativa (FN). Em Santo Inácio compreendem sistema agropastoril integração lavoura-pecuária (iLP), sistema agrosilvipastoril integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) com renques de *Corymbia maculata*, *Eucalyptus urograndis* (EU), lavoura de cana-de-açúcar (C) e floresta nativa (FN) (Tabela 2 do Capítulo 2).

A amostragem dos solos foi realizada em trincheiras de um 1 m x 1 m x 1,2 m, em outubro de 2012 nas áreas do lapar e da Embrapa e em fevereiro de 2013 nas áreas do Parque Estadual (PE) de Vila Velha, por meio de tradagens até 1,20 m, para a classificação do solo, caracterização morfológica (tipo, sequência, espessura, estrutura e cor dos horizontes) e análises químicas. Na área de Ponta Grossa,

um perfil de solo foi amostrado por parcela experimental. A amostragem dos solos de Santo Inácio foi realizada em outubro de 2013. Em função da maior homogeneidade pedológica dos solos, apenas um perfil por uso da terra foi utilizado. A dimensão das trincheiras, a classificação pedológica, a coleta de amostras e os procedimentos analíticos foram os mesmos nas duas regiões geoclimáticas. Em ambas, as avaliações no iLPF foram feitas nas linhas (iLPFl) e nas entre-linhas (iLPFel).

Foram coletadas amostras de solos nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm. Nessas amostras foram determinados pH em CaCl₂, Ca⁺², Mg⁺², K⁺¹, Al⁺³, P, C total e densidade do solo, conforme Claessen (1997). Os níveis de pH em CaCl₂ e dos elementos químicos foram classificados segundo os parâmetros utilizados por Monte Serrat et al. (2006). A classificação dos solos foi feita segundo os critérios propostos pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS et al., 2013).

A espessura, cor e estrutura, principalmente dos horizontes superficiais do solo, associadas aos atributos de textura, carbono, Ca, Mg, K e P, densidade do solo, porosidade e umidade gravimétrica, foram as variáveis do meio físico avaliadas com o objetivo de prever o comportamento do solo sob diferentes usos e manejos. Considerou-se ainda o relevo, a forma e o comprimento das pendentes, a declividade e a posição na paisagem, por guardarem relação com a umidade e o teor de carbono no solo e a suscetibilidade à erosão.

A análise conjunta destas variáveis pode orientar programas de conservação de solos e eleger práticas de manejo sustentáveis, permitindo que o solo mantenha suas funções produtivas e ecológicas e continue contribuindo com a geração de serviços ambientais.

3. Uso e manejo da terra e aspectos pedológicos

3.1. Ponta Grossa

A classificação e características químicas e granulométricas de todos os perfis dos solos de cada sistema de uso, da região de Ponta Grossa são apresentadas na Tabela 1. Devido a grande extensão de área e ao relevo mais acidentado, houve maior diversidade pedológica tendo ocorrido três classes de solos, Latossolo Vermelho (LV), Latossolo Vermelho-Amarelo (LVA) e Cambissolo (C). No entanto, como esses solos estão sujeitos às mesmas condições climáticas e ocorrem em superfícies com mesma classe de declividade, em geral, não apresentaram diferenças marcantes, exceto na fertilidade,

conforme será visto. As diferenças nos teores de nutrientes se deram justamente em função do tipo de uso do solo.

Os LV e LVA são solos que se caracterizam por serem profundos, porosos e permeáveis, apresentando estrutura granular bem desenvolvida ao longo de todo o perfil. Possuem alto grau de desenvolvimento pedogenético e apresentam cores vermelhas e vermelho-amareladas, respectivamente. Os Cambissolos englobam solos com menor grau de desenvolvimento e menor profundidade que os Latossolos.

Os LVA ocorrem nas áreas do lapar e de Vila Velha com cor bruno-escura (7,5 YR 3/3) no horizonte superficial e vermelho-amarelado (5 YR 4/6) no horizonte latossólico (Bw). Nos LV, presentes em todas as áreas, a cor predominante é bruno-escura (5 YR 3/3) e vermelho-escura (2,5 YR 3/6), nos horizontes A e Bw, respectivamente. Os Cambissolos Háplicos, nas áreas do lapar e Embrapa, tem cor bruno-escura (7,5 YR 3/3) no horizonte A e vermelho-amarelada (5 YR 4/6) no horizonte subsuperficial (Bi). O Cambissolo Háplico gleissólico (perfil CNp2) apresenta cor bruno muito escura (10 YR 2/2) no horizonte Ap e bruno-amarelada-escura (10 YR 4/5) no Bi. Nos Cambissolos Húmicos no PE de Vila Velha, as cores foram as mesmas do Cambissolo gleissólico.

As cores vermelhas no horizonte B do LV se devem à presença de ferro oxidado (Fe^{+3}) na forma de hematita, o que sugere que a água é removida rapidamente e que há grande disponibilidade de oxigênio. No LVA, com drenagem ligeiramente mais lenta, predomina a goethita (óxido de ferro oxidado com camada de hidratação), responsável pela tonalidade mais amarela. No horizonte Big do Cambissolo gleissólico, em função da deficiência de oxigênio, o ferro encontra-se reduzido, resultando na cor cinza. Essa condição de abacimento facilita o acúmulo de água, em função da posição fisiográfica no terreno. As cores amareladas no matiz 10YR do Cambissolo gleissólico e do Cambissolo Húmico indicam a presença de mais umidade no perfil de solo, cujos horizontes superficiais apresentam cores mais escuras e maiores teores de carbono.

Independente da classe de solo, todos os perfis apresentaram textura média (porcentagem de argila entre 15 e 35%) nos horizontes superficiais, exceto os solos sob campo nativo do PE de Vila Velha, nos quais ocorreu textura arenosa (130 a 150 g kg⁻¹ de argila). Com exceção do iLPF, no qual o solo apresentou textura média ao longo de todo o perfil, na maioria dos outros sistemas de uso o solo apresentou textura binária (média/argilosa), ou seja, textura média no horizonte superficial Ap e textura argilosa nos horizontes subsuperficiais

Bi ou Bw. Apesar disto, em nenhum dos solos identificou-se incremento de argila suficiente para adjetivá-los como argissólicos, uma vez que o teor de argila foi aumentando gradativamente em profundidade. O LVA e os LVs, assim como os Cambissolos, apresentaram textura média no horizonte superficial com quantidade de argila variando entre 200 e 300 g kg⁻¹. Os horizontes Bw do LV do sistema iLPF e do LVA, mostraram textura média, com teores de argila entre 220 e 340 g kg⁻¹. Os Cambissolos exibiram textura média e argilosa no horizonte Bi com teores de argila entre 240 e 400 g kg⁻¹. Nos LV sob PD e EU, situados na Fazenda da Embrapa, o horizonte subsuperficial mostrou textura predominantemente argilosa (380 a 440 g kg⁻¹ de argila).

Nas áreas do IAPAR e da EMBRAPA ocorre o horizonte A proeminente, com teores de carbono total entre 0,72 e 1,35% e, na área do PE de Vila Velha, também o húmico, no qual a quantidade de matéria orgânica é mais elevada (1,5 a 3,81% de carbono total), explicando as cores mais escuras.

Na Fazenda do IAPAR, os perfis 1 e 2 do sistema iLP, situados no topo e terço superior do terreno, enquadram-se na classe dos LV distróficos uma vez que tanto a saturação por bases (V%) como a saturação por alumínio (m%) no horizonte Bw, foram inferiores a 50%. O perfil iLP3, no terço inferior, foi classificado como Cambissolo Háplico álico (m > 50 %) (Tabela 1).

Em geral, todos os tipos de solos apresentam-se profundos, com soma das espessuras dos horizontes A e B entre 100 e 200 cm. No iLPF, a classe de solo encontrada em todas as parcelas experimentais, as quais se situam no terço superior do terreno, foi o LV Álico e o Distrófico, ambos textura média. Percebe-se que no iLPFel (perfis iLPFel 1 a 3) a soma (SB) e a saturação por bases (V%) e a concentração de fósforo foram superiores aos encontrados no iLPFI, em função de calagem e fertilização. Por outro lado, o solo apresentou quantidade de carbono ligeiramente inferior no horizonte Ap, possivelmente devido à maior intensidade de uso.

O sistema campo nativo pastejado (perfis CNp1 a CNp3) foi o que apresentou maior heterogeneidade pedológica, com a ocorrência de LVA no terço superior, de Cambissolo Háplico gleissólico no terço médio e de Cambissolo Háplico típico no terço inferior, justamente devido a diferentes posições na paisagem e às formas das pendentes. O caráter gleissólico, caracterizado pela presença de cores acinzentadas no solo situado no terço intermediário da encosta, se deve à ocorrência de uma inflexão no terreno, onde o relevo muda de suave ondulado para plano, condicionando maior acúmulo de água.

No terço inferior, onde o relevo volta a ser suave ondulado, não permitindo o acúmulo de água, ocorreu o Cambissolo Háplico típico, livre de deficiência de oxigênio. Neste sistema, não houve correção e adubação do solo, o que explica o caráter álico ($m > 50\%$) em todos os horizontes.

Na área da Embrapa, o LV Álico textura média/argilosa, cultivado com eucalipto, apresentou saturação por alumínio muito elevada e valores mais baixos de cálcio e magnésio. Sob o sistema PD, ocorre LV predominantemente distrófico, com maior quantidade de Ca^{+2} , Mg^{+2} e K^+ em todos os horizontes e teores de fósforo mais elevados no horizonte superficial, quando comparado com o sistema eucalipto.

Os maiores valores de soma e saturação por bases e de fósforo, principalmente no horizonte Ap, nos sistemas iLP, iLPF e PD, em relação ao campo nativo, pastejado e não pastejado (perfis CNp 1 a 3 e CNp 1 a 3), e ao plantio de eucalipto (perfis EU1 a EU3), refletem as correções e adubações efetuadas. Convém salientar os valores mais elevados de carbono ao longo de todo o perfil e para a maior saturação em bases, nos solos sob floresta nativa (FN), quando comparados com o sistema CNp.

As maiores saturações em alumínio ocorreram nos solos sob campo nativo pastejado e não pastejado e sob floresta nativa, em função justamente de sua condição natural, e no solo sob eucalipto, porque o mesmo não recebeu calagem e adubação. Na grande maioria dos solos, o valor de pH em todas as profundidades foi muito baixo.

Os níveis de cálcio (Ca^{+2}) também foram muito baixos em praticamente todos os horizontes subsuperficiais, bem como nos horizontes A do CNp, CNp e EU. O horizonte Ap dos sistemas PD, iLP e iLPF exibiram níveis médios a baixos de Ca^{+2} , enquanto o perfil FN2 representou uma exceção, com teor muito alto no horizonte A.

Nos sistemas CNp, CNp e EU, o nível de magnésio (Mg^{+2}) também apresentou-se muito baixo, em praticamente todos os horizontes. Nos perfis iLP, iLPF e PD, os níveis de Mg^{+2} oscilaram entre muito baixo, baixo e médio, nos horizontes subsuperficiais, e entre alto e médio, nos horizontes superficiais.

Em relação ao potássio (K^+), os níveis foram muito baixos em subsuperfície, em todos os sistemas de uso. No horizonte superficial dos perfis CNp e EU, os teores também se apresentaram muito baixos e predominantemente baixos no CNp. O teor foi médio na FN, variou entre baixo e médio nos sistemas iLP e iLPF e entre médio e muito alto no PD.

Finalmente, os níveis de fósforo (P) apresentaram-se muito baixos no CNp, CNp e EU e baixos na FN, em todas as profundidades. No PD, iLPF e iLP, o fósforo também

mostrou-se muito baixo nos horizontes subsuperficiais. No horizonte superficial, o nível de P variou de médio a muito alto no PD e de baixo a muito alto no iLP. Os teores deste elemento foram muito baixos nas linhas de plantio de eucalipto (perfis iLPFI 1 a 3) e altos e médios nas entrelinhas (perfis iLPFel 1 a iLPFel 3, respectivamente), justamente devido à adubação, nas áreas cultivadas com lavouras e pastagens. No solo sob FN, os níveis de P mostraram-se baixos em praticamente todos os horizontes.

No PE de Vila Velha os solos sob campo nativo (perfis CNp 1 a CNp 3) mostraram, em geral, menor quantidade de argila e de carbono total, do que aqueles sob floresta nativa (perfis FN1 a FN3), o que explicaria os menores valores de soma de bases, fósforo e capacidade de troca de cátions.

3.2. Santo Inácio

A área de estudo situada em Santo Inácio apresenta maior homogeneidade pedológica (Tabela 2) em comparação à Ponta Grossa. O tipo de solo encontrado em todos os sistemas de uso é o Latossolo Vermelho típico A moderado textura arenosa/média. Trata-se de um solo bem desenvolvido, com grau avançado de intemperismo, profundo e muito bem drenado, que ocorre nas partes mais antigas e estáveis da paisagem, em declividades pouco acentuadas (2 a 7%), com predomínio de relevo suave ondulado. Apresentam horizonte subsuperficial latossólico (Bw) com espessura superior a 50 cm e horizonte superficial pouco espesso e com pequena quantidade de matéria orgânica (Tabela 2).

O horizonte Bw exibiu cor vermelho-escura a vermelha com matiz, valor e croma 2,5 YR, 3 a 4 e 5 e 6, respectivamente, enquanto os horizontes mais superficiais, exceto o solo sob cana-de-açúcar, mostraram cor bruno avermelhada escura com valor e croma 3 a 3,5 e 4, respectivamente. Os horizontes Ap₁₁ e Ap₁₂ do solo sob cana-de-açúcar apresentaram-se mais vermelhos, com croma 5 e 6, mais característicos de horizonte B, indicando perda de parte do horizonte A original e decomposição mais intensa da matéria orgânica, em função da maior intensidade do manejo, ou ainda, mistura dos horizontes A e B, devido a operações de preparo mais profundas.

O teor de argila oscilou entre 80 e 180 g kg⁻¹ nos horizontes superficiais (A e AB) e entre 120 a 200 g kg⁻¹ nos horizontes subsuperficiais (BA, Bw₁ e Bw₂), sendo, portanto, inferior ao teor de argila dos solos de Ponta Grossa (Tabela 2).

Os teores de carbono do horizonte A decresceram dos solos sob floresta nativa e eucalipto para os solos dos sistemas iLP e iLPF e destes para os solos da lavoura de cana-de-açúcar,

ou seja, os teores de C orgânico decresceram na direção do uso mais intenso do solo. Vale ressaltar que no solo sob floresta a concentração de carbono foi o dobro da encontrada sob o plantio de eucalipto. Em geral, o teor de carbono nos horizontes superficiais dos solos de Santo Inácio foi menor do que nos solos de Ponta Grossa, mostrando uma influência do clima mais quente (ver Capítulo 3) e das maiores quantidades de areia na redução dos valores de C dos solos de Santo Inácio quando comparado aos solos de Ponta Grossa.

Nos horizontes superficiais Ap, houve pequena diferença, tanto na saturação de bases (41 a 61%) quanto na saturação em alumínio (1 a 9%), entre os sistemas de uso. Nos horizontes Bw, a variação foi maior (10 a 58%) na saturação em bases e na saturação de alumínio (1 a 64%). Interessante notar que nos horizontes subsuperficiais dos solos com usos mais intensivos (iLPF, iLP e C) predomina o caráter distrófico ($V < 50\%$). O caráter eutrófico ($V > 50\%$) ocorre para a maioria dos horizontes dos usos FN e EU, sugerindo que nestes sistemas há manutenção do estoque de nutrientes, porque o caráter perene da exploração, sem mobilização do solo, ameniza consideravelmente a lixiviação de bases, principalmente em solos com baixos teores de argila.

Os solos sob as áreas de mata e eucalipto mostraram os maiores valores de cálcio e magnésio em todas as profundidades e, como consequência, a maior saturação em bases em todos os horizontes. O teor de cálcio e potássio no horizonte superficial dos solos desses sistemas foi, inclusive, mais elevado do que nos demais, nos quais houve a prática da calagem e adubação. Teores muito altos de fósforo nos solos sob eucalipto sugerem adubações fosfatadas em grande quantidade no passado. Entre o iLPFel e iLPFI, não houve grande diferença em alumínio, cálcio, magnésio e potássio, nos horizontes Ap e AB. Em relação ao fósforo, nesses horizontes, o teor foi maior na linha do que na entrelinha de árvores, possivelmente devido à maior adubação efetuada nas lavouras e pastagens. Da mesma forma, o ILP apresentou maior concentração de cálcio e de fósforo do que o iLPFI no horizonte Ap, por ter recebido maior aporte de insumos. Finalmente, no solo sob cana-de-açúcar, o Ca^{+2} e Mg^{+2} foram mais baixos no Ap, enquanto que o Mg^{+2} sofreu um incremento no Ap_{13} , possivelmente devido à lixiviação.

Nos horizontes subsuperficiais dos sistemas iLPF, iLP e C, o pH mostrou-se muito baixo, enquanto que na floresta nativa (FN) e eucalipto (EU), os valores foram mais elevados e variaram de médio a alto. Percebeu-se que o pH se eleva com o aumento da intensidade de uso, ao constatar-se os

valores baixo, alto e muito alto, respectivamente, nos sistemas iLPFI, iLPFel e iLP. No solo sob cana-de-açúcar, o valor de pH apresentou-se médio e baixo nos horizontes Ap_{11} e Ap_{12} , respectivamente. Os níveis de Ca^{+2} mostraram-se bastante variáveis, tanto entre os sistemas de uso, como ao longo da profundidade. Os teores de Mg^{+2} e K^{+} apresentaram-se muito baixos em todos os horizontes dos sistemas iLPFI, iLPFel, iLP e C. Nos solos sob floresta nativa e eucalipto, os níveis oscilaram em profundidade, entre muito baixo, baixo e médio, tendo a floresta mostrado as maiores quantidades de Mg^{+2} e K^{+} .

Nos horizontes subsuperficiais, exceto para o perfil sob eucalipto, o nível de fósforo foi muito baixo. A não ser pela suposição de adubações passadas, não se encontrou uma explicação concreta para os teores muito elevados de P, em todas as profundidades do solo explorado com eucalipto, bem como para o horizonte Ap_{13} do solo cultivado com cana-de-açúcar. Nos solos sob floresta e sob iLPFI encontrou-se valores muito baixos de P, em todos os horizontes, devido à ausência de adubação. Por outro lado, os solos sob iLPFel, iLP e C, os quais receberam aplicação de insumos, exibiram níveis muito altos de P na superfície.

Em Santo Inácio, em função da maior fragilidade do solo, principalmente devido aos teores mais elevados de areia, e do clima mais quente, foram maiores as diferenças nos teores de carbono entre os diferentes tipos de uso, nos horizontes A e AB, quando comparados com os solos de Ponta Grossa, nos quais a quantidade de carbono foi superior, inclusive nos ambientes com floresta nativa.

O cultivo de cana-de-açúcar em Latossolo com horizonte superficial arenoso, em Santo Inácio, devido à pequena cobertura do solo, principalmente no início do desenvolvimento, intensa mobilização do mesmo, além de submetê-lo ao tráfego intenso de máquinas pesadas e à queima da palhada, provocou erosão e reduziu consideravelmente o teor de nutrientes. Esse manejo provoca redução drástica na concentração de carbono e aumento na densidade do solo, sugerindo que a cultura, da maneira como foi conduzida, não foi compatível com a aptidão do LV A moderado textura arenosa/média, ou que o manejo adotado não foi adequado.

Entre os atributos acima discutidos, a cor é um bom indicador das concentrações de carbono e óxidos de ferro e da drenagem do solo. Quando a concentração de carbono é menor no horizonte superficial dos solos, como em Santo Inácio, a cor é usualmente mais clara, ocorrendo horizonte A do tipo moderado.

4. Considerações finais

Nesse capítulo discutimos as alterações ocorridas nos atributos morfológicos, físicos e químicos dos solos (importantes indicadores de qualidade do solo) e as implicações sobre a prestação de serviços ambientais, em sistemas de uso e manejo da terra em duas regiões climáticas do estado do Paraná.

Em Ponta Grossa, área de ocorrência de Floresta Ombrófila Mista, em função dos solos mais argilosos, com maiores teores de carbono e sob a influência de um clima mais ameno, as diferenças nos atributos químicos entre os diferentes sistemas de uso foram menores. Em contraste, em Santo Inácio, área de ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual, os solos são mais frágeis (altos teores de areia, menores conteúdos de matéria orgânica) e sujeitos à ação de temperaturas mais elevadas. Nessa região, as alterações provocadas sobre os atributos do solo e, consequentemente, sobre a prestação de serviços ambientais, são mais pronunciadas. Em Santo Inácio, o clima e as características pedológicas são determinantes para que nessa região a prestação de serviços ambientais de suporte (ex. maiores taxas de mineralização da matéria orgânica) e regulação (ex. controle de erosão) (ver Capítulo 1) sejam mais sensíveis a variações, em função de um manejo inadequado, do que em Ponta Grossa.

Por serem manejados com calagem e adubação, sistemas produtivos (PD, iLPF, iLP, C), prestam principalmente serviços ambientais de provisão (produção agrícola). Por outro lado, sistemas pouco manejados (EU e CNp) e não manejados (FN e CNp) têm maior capacidade de estocagem e proteção de carbono, o que reflete na maior prestação de serviços ambientais de suporte e regulação.

Sistemas produtivos agrícolas e florestais com foco conservacionista, tais como cultivo mínimo, rotação de culturas, adubação verde e de cobertura, manejo de restos culturais e reaproveitamento de resíduos, podem prestar serviços ambientais de suporte e regulação, como aumento da ciclagem de nutrientes e de infiltração de água no solo e controle da erosão. Portanto, conhecer e monitorar os indicadores de qualidade do solo, suas potencialidades e fragilidades e as características de cada sistema, facilita a escolha das melhores formas de uso e manejo do solo. Esta abordagem permite apontar os sistemas com maior potencial de sustentabilidade e de prestação de serviços ambientais.

Agradecimentos

Agradecemos as seguintes fontes pelo suporte e financiamento:
Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2
e projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01.

Referências

CLAESSEN, M. E. C. (Org.). **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Levantamento de reconhecimento de solos do Estado do Paraná**. Londrina, 1984. 2 tomos. (EMBRAPA-SNLCS. Boletim de pesquisa, 27; IAPAR. Boletim técnico, 16).

LAL, R. Enhancing ecosystem services with no-till. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v. 28, n. 2, p. 102–114, 2013.

MONTE SERRAT, B.; KRIEGER, K. I.; MOTTA, A. C. V. Considerações sobre interpretação de análises de solos (com exemplos). In: LIMA, M. R. (Ed.). **Diagnóstico e recomendações de manejo de solo: aspectos teóricos e metodológicos**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2006. p. 125-142.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. Lavras: Ed. da UFLA, 2007. 322 p.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. de. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 353 p.

SOIL SURVEY STAFF (Washington, D.C.). **Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys**. Washington, DC, 1975. 754 p. (Agriculture handbook, 436).

Tabela 1. Características morfológicas, químicas e físicas dos solos amostrados nos diferentes sistemas de uso da terra, Ponta Grossa - PR.

| Horizonte (cm) | pH CaCl ₂ | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | SB | T | P | C* | V | m | Areia | Argila | Silte | | | | | | | | | | | | | | |
|---|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|----------------|-----|------|------|---------------------|------|------|--------------------|--------|-------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | | cmol _c dm ⁻³ | | | | | | | | mg dm ⁻³ | % | | g kg ⁻¹ | | | | | | | | | | | | | | | | |
| IAPAR | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLP1 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: topo | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 23 | 4,85 | 0,1 | 3,83 | 2,4 | 1,0 | 0,16 | 3,6 | 7,40 | 6,9 | 0,91 | 47,8 | 2,4 | 669 | 320 | 11 | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 23 - 40 | 4,43 | 0,5 | 4,81 | 0,7 | 0,4 | 0,07 | 1,2 | 6,02 | 0,2 | 0,53 | 20,1 | 30,4 | 620 | 340 | 40 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 40 - 69 | 4,29 | 0,6 | 4,78 | 0,4 | 0,2 | 0,03 | 0,7 | 5,44 | 0,0 | 0,45 | 12,1 | 47,7 | 555 | 360 | 85 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 69 - 110+ | 4,51 | 0,2 | 3,71 | 0,3 | 0,3 | 0,03 | 0,6 | 4,32 | 0,0 | 0,41 | 14,0 | 23,7 | 509 | 420 | 71 | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLP2 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 28 | 5,03 | 0,1 | 3,75 | 2,3 | 1,5 | 0,33 | 4,1 | 7,81 | 29,1 | 1,35 | 50,8 | 4,7 | 660 | 280 | 60 | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 28 - 52 | 4,51 | 0,5 | 4,60 | 0,5 | 0,4 | 0,05 | 0,9 | 5,53 | 0,0 | 0,94 | 16,7 | 32,8 | 618 | 360 | 22 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 52 - 81 | 4,47 | 0,3 | 3,94 | 0,4 | 0,4 | 0,02 | 0,8 | 4,74 | 0,0 | 0,82 | 16,8 | 27,3 | 544 | 440 | 16 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 81 - 120+ | 4,50 | 0,2 | 3,69 | 0,3 | 0,3 | 0,02 | 0,6 | 4,26 | 0,0 | 0,67 | 13,6 | 21,9 | 540 | 420 | 40 | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLP3 - CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Álico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço médio | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 22 | 4,44 | 0,4 | - | 1,3 | 0,1 | 0,13 | 1,5 | - | 18,8 | 1,34 | - | 21,2 | 745 | 220 | 35 | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 22 - 41 | 4,35 | 0,9 | - | 0,4 | 0,0 | 0,04 | 0,4 | - | 0,1 | 0,97 | - | 68,9 | 616 | 340 | 44 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bi ₁ - 41 - 70 | 4,10 | 0,7 | - | 0,4 | 0,0 | 0,04 | 0,4 | - | 0,0 | 0,81 | - | 63,8 | 658 | 240 | 102 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bi ₂ - 70 - 130+ | 4,39 | 0,2 | - | 0,3 | 0,0 | 0,02 | 0,4 | - | 0,0 | 0,76 | - | 33,2 | 639 | 320 | 41 | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLPFI1 - LATOSSOLO VERMELHO Álico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 27 | 4,75 | 0,1 | 3,90 | 2,1 | 0,8 | 0,10 | 3,1 | 6,96 | 1,0 | 0,98 | 43,9 | 3,1 | 725 | 260 | 15 | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 27 - 50 | 4,45 | 0,4 | 4,28 | 0,6 | 0,3 | 0,05 | 0,9 | 5,20 | 0,1 | 0,82 | 17,7 | 31,6 | 701 | 240 | 59 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 50 - 82 | 4,34 | 0,6 | 4,12 | 0,3 | 0,0 | 0,02 | 0,3 | 4,43 | 0,0 | 0,65 | 6,9 | 67,6 | 640 | 320 | 40 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 82 - 120+ | 4,39 | 0,3 | 3,63 | 0,3 | 0,0 | 0,01 | 0,3 | 3,90 | 0,0 | 0,36 | 7,0 | 50,2 | 610 | 340 | 50 | | | | | | | | | | | | | | |

Tabela 1. Continuação.

| Horizonte (cm) | pH CaCl ₂ | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | SB | T | P | C* | V | m | Areia | Argila | Silte | | | | | | | | | | | | | |
|---|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|----------------|-----|------|---------------------|------|------|------|-------|--------------------|-------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | | cmol _c dm ⁻³ | | | | | | | mg dm ⁻³ | | % | | | g kg ⁻¹ | | | | | | | | | | | | | | |
| IAPAR | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLPF1 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 25 | 5,01 | 0,1 | 3,42 | 2,6 | 0,9 | 0,14 | 3,7 | 7,08 | 15,4 | 0,9 | 51,6 | 2,9 | 710 | 240 | 50 | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 25 - 55 | 4,55 | 0,4 | 4,25 | 0,6 | 0,2 | 0,04 | 0,8 | 5,08 | 0,7 | 0,72 | 16,0 | 34,7 | 709 | 260 | 31 | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 55 - 89 | 4,53 | 0,2 | 3,77 | 0,5 | 0,4 | 0,02 | 0,9 | 4,63 | 0,0 | 0,55 | 18,7 | 15,8 | 631 | 300 | 69 | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 89 - 120+ | 4,66 | 0,2 | 3,42 | 0,3 | 0,4 | 0,01 | 0,7 | 4,14 | 0,1 | 0,52 | 17,4 | 23,7 | 617 | 340 | 43 | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLPF1 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 22 | 4,64 | 0,2 | 4,04 | 1,8 | 0,7 | 0,12 | 2,7 | 6,69 | 0,8 | 1,11 | 38,5 | 9,6 | 707 | 240 | 53 | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 22 - 50 | 4,28 | 0,4 | 4,48 | 0,5 | 0,1 | 0,05 | 0,6 | 5,08 | 0,2 | 0,59 | 11,9 | 41,7 | - | - | - | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 50 - 70 | 4,32 | 0,4 | 3,85 | 0,4 | 0,0 | 0,02 | 0,4 | 4,23 | 0,0 | 0,50 | 8,8 | 48,6 | 635 | 300 | 65 | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 70 - 120+ | 4,44 | 0,2 | 3,53 | 0,3 | 0,0 | 0,02 | 0,3 | 3,83 | 0,0 | 0,48 | 8,0 | 42,4 | 615 | 320 | 65 | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLPF1 - LATOSSOLO VERMELHO Álico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 19 | 5,11 | 0,1 | 3,43 | 2,4 | 0,9 | 0,26 | 3,5 | 6,98 | 16,0 | 1,06 | 50,1 | 1,8 | 719 | 240 | 41 | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 19 - 42 | 4,71 | 0,2 | 4,02 | 0,8 | 0,2 | 0,07 | 1,1 | 5,07 | 0,1 | 0,79 | 20,3 | 18,1 | 673 | 280 | 47 | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 42 - 70 | 4,40 | 0,4 | 4,03 | 0,4 | 0,0 | 0,07 | 0,5 | 4,54 | 0,1 | 0,64 | 11,2 | 44,9 | 661 | 260 | 79 | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 70 - 110+ | 4,38 | 0,3 | 4,12 | 0,3 | 0,0 | 0,06 | 0,3 | 4,45 | 0,0 | 0,58 | 7,4 | 50,5 | 603 | 340 | 57 | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLPF1 - LATOSSOLO VERMELHO Álico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 23 | 4,56 | 0,2 | 4,35 | 1,4 | 0,8 | 0,22 | 2,4 | 6,72 | 1,0 | 0,96 | 35,0 | 7,5 | 735 | 240 | 25 | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 23 - 45 | 4,13 | 0,6 | 4,17 | 0,3 | 0,0 | 0,07 | 0,3 | 4,51 | 0,0 | 0,64 | 7,5 | 63,6 | 728 | 240 | 32 | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 45 - 65 | 4,25 | 0,5 | 3,55 | 0,3 | 0,0 | 0,03 | 0,3 | 3,85 | 0,0 | 0,45 | 7,8 | 59,9 | 668 | 280 | 52 | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 65 - 110+ | 4,29 | 0,3 | 3,35 | 0,2 | 0,0 | 0,02 | 0,2 | 3,51 | 0,0 | 0,37 | 4,7 | 65,4 | 677 | 220 | 103 | | | | | | | | | | | | | |

Tabela 1. Continuação.

| Horizonte (cm) | pH CaCl ₂ | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | SB | T | P | C* | V | m | Areia | Argila | Silte | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|----------------|-----|------|---------------------|------|------|------|--------------------|--------|-------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | | cmol _c dm ⁻³ | | | | | | | mg dm ⁻³ | | % | | g kg ⁻¹ | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| IAPAR | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: iLPFel3 - LATOSOLO VERMELHO Álico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 20 | 5,25 | 0,1 | 3,01 | 2,0 | 0,8 | 0,12 | 2,9 | 5,89 | 10,1 | 0,72 | 48,0 | 2,3 | 737 | 200 | 63 | | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 20 - 40 | 4,51 | 0,4 | 3,90 | 0,5 | 0,2 | 0,03 | 0,7 | 4,63 | 0,0 | 0,60 | 15,4 | 36,8 | 718 | 220 | 62 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 40 - 70 | 4,41 | 0,3 | 3,53 | 0,3 | 0,0 | 0,03 | 0,3 | 3,84 | 0,0 | 0,44 | 8,3 | 50,5 | 700 | 280 | 20 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 70 - 120+ | 4,44 | 0,2 | 3,37 | 0,2 | 0,0 | 0,02 | 0,2 | 3,61 | 0,0 | 0,42 | 6,7 | 40,1 | 668 | 260 | 72 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: CNp1 - LATOSOLO VERMELHO-AMARELO Álico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 20 | 4,00 | 0,9 | 5,36 | 0,5 | 0,3 | 0,07 | 0,8 | 6,18 | 0,2 | 1,01 | 13,1 | 55,0 | 738 | 220 | 42 | | | | | | | | | | | | | | | |
| AB 20 - 32 | | | | | | | | | | | 0,71 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 32 - 50 | 4,01 | 0,9 | 5,31 | 0,1 | 0,1 | 0,03 | 0,3 | 5,56 | 0,0 | 0,62 | 4,5 | 78,9 | 678 | 280 | 42 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₁ - 50 - 75 | 4,10 | 1,0 | 4,21 | 0,2 | 0,0 | 0,01 | 0,2 | 4,37 | 0,0 | 0,37 | 3,7 | 86,5 | 674 | 300 | 26 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw ₂ - 75 - 125 | 4,12 | 0,6 | 4,34 | 0,1 | 0,1 | 0,01 | 0,2 | 4,53 | 0,0 | 0,36 | 4,2 | 74,5 | 626 | 300 | 74 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: CNp2 - CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Álico gleissólico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo plano. Posição na paisagem: terço médio | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 27 | 4,04 | 1,6 | 8,37 | 0,4 | 0,0 | 0,11 | 0,5 | 8,89 | 0,7 | 1,26 | 5,7 | 76,0 | 733 | 220 | 47 | | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 27 - 45 | 4,08 | 1,3 | 6,69 | 0,1 | 0,0 | 0,02 | 0,1 | 6,82 | 0,0 | 0,82 | 2,0 | 90,2 | 671 | 300 | 29 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bi - 45 - 70 | 4,11 | 1,0 | 5,43 | 0,1 | 0,0 | 0,01 | 0,1 | 5,55 | 0,0 | 0,68 | 2,3 | 89,7 | 705 | 260 | 35 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Big - 70 - 120 | 4,21 | 0,7 | 5,27 | 0,1 | 0,0 | 0,01 | 0,1 | 5,36 | 0,1 | 0,38 | 1,7 | 88,4 | 554 | 400 | 46 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: CNp3 - CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Álico típico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço inferior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 25 | 4,03 | 1,8 | - | 0,5 | 0,2 | 0,13 | 0,8 | - | 0,8 | 1,07 | - | 69,7 | 725 | 220 | 55 | | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 25 - 44 | 4,00 | 1,9 | - | 0,2 | 0,0 | 0,05 | 0,2 | - | 0,0 | 0,84 | - | 90,2 | 682 | 260 | 58 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bi ₁ - 44 - 70 | 4,01 | 1,6 | - | 0,2 | 0,0 | 0,04 | 0,2 | - | 0,0 | 0,61 | - | 89,7 | 646 | 300 | 54 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bi ₂ - 70 - 110 | 4,04 | 1,7 | - | 0,2 | 0,0 | 0,03 | 0,2 | - | 0,3 | 0,38 | - | 88,4 | 614 | 360 | 26 | | | | | | | | | | | | | | | |

Tabela 1. Continuação.

| Horizonte (cm) | pH CaCl ₂ | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | SB | T | P | C* | V | m | Areia | Argila | Silte | | | | | | | | | | | | | | |
|---|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|----------------|-----|------|---------------------|------|------|------|--------------------|--------|-------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | | cmol _c dm ⁻³ | | | | | | | mg dm ⁻³ | % | | | g kg ⁻¹ | | | | | | | | | | | | | | | | |
| EMBRAPA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: PD1 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 25 | 4,66 | 0,1 | 4,30 | 1,8 | 0,7 | 0,57 | 3,1 | 7,41 | 42,6 | 0,94 | 41,8 | 4,3 | 682 | 300 | 18 | | | | | | | | | | | | | | |
| AB - 25 - 40 | 4,64 | 0,3 | 4,00 | 1,2 | 0,5 | 0,23 | 1,9 | 5,93 | 0,1 | 0,66 | 32,5 | 11,5 | 574 | 300 | 126 | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 40 - 60 | 4,57 | 0,3 | 3,83 | 0,8 | 0,3 | 0,07 | 1,1 | 4,95 | 0,0 | 0,59 | 22,7 | 19,7 | 587 | 340 | 73 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw - 60 - 110+ | 4,78 | 0,1 | 3,32 | 0,8 | 0,4 | 0,04 | 1,2 | 4,57 | 0,0 | 0,35 | 27,2 | 9,1 | 545 | 420 | 35 | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: PD2 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 22 | 4,80 | 0,1 | 3,91 | 2,3 | 0,8 | 0,39 | 3,5 | 7,45 | 9,7 | 1,00 | 47,1 | 3,5 | 643 | 280 | 77 | | | | | | | | | | | | | | |
| AB - 22 - 43 | 4,60 | 0,3 | 4,34 | 0,9 | 0,4 | 0,09 | 1,4 | 5,74 | 0,0 | 0,78 | 24,4 | 17,6 | 587 | 340 | 73 | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 43 - 64 | 4,42 | 0,5 | 4,18 | 0,5 | 0,3 | 0,06 | 0,8 | 5,02 | 0,0 | 0,62 | 16,6 | 38,1 | 566 | 340 | 94 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw - 64 - 120+ | 4,67 | 0,2 | 3,50 | 0,5 | 0,4 | 0,04 | 1,0 | 4,49 | 0,0 | 0,59 | 22,1 | 15,0 | 543 | 340 | 117 | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: PD3 - LATOSSOLO VERMELHO Álico típico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 20 | 4,65 | 0,1 | 4,46 | 2,3 | 0,8 | 0,29 | 3,4 | 7,83 | 6,7 | 1,22 | 43,0 | 3,4 | 649 | 280 | 71 | | | | | | | | | | | | | | |
| AB - 20 - 41 | 4,51 | 0,6 | 4,89 | 1,0 | 0,4 | 0,06 | 1,5 | 6,37 | 0,0 | 0,92 | 23,2 | 27,1 | 602 | 320 | 78 | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 41 - 62 | 4,35 | 0,7 | 5,04 | 0,5 | 0,0 | 0,05 | 0,6 | 5,61 | 0,0 | 0,89 | 10,2 | 54,5 | 587 | 340 | 73 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw - 62 - 120+ | 4,48 | 0,2 | 4,15 | 0,7 | 0,3 | 0,03 | 1,0 | 5,14 | 0,0 | 0,60 | 19,2 | 19,4 | 570 | 380 | 50 | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: EU1 - LATOSSOLO VERMELHO Álico típico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço médio/inferior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 20 | 3,92 | 1,7 | 7,81 | 0,1 | 0,00 | 0,03 | 0,1 | 7,90 | 0,5 | 0,99 | 1,18 | 94,8 | 690 | 260 | 50 | | | | | | | | | | | | | | |
| AB - 20 - 40 | 3,98 | 1,6 | 6,84 | 0,1 | 0,0 | 0,02 | 0,1 | 6,92 | 0,4 | 0,74 | 1,2 | 95,1 | 677 | 300 | 23 | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 40 - 50 | 3,99 | 1,4 | 6,21 | 0,1 | 0,0 | 0,01 | 0,1 | 6,28 | 0,0 | 0,83 | 1,2 | 95,0 | 624 | 320 | 56 | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw - 50 - 110+ | 4,03 | 1,3 | 6,11 | 0,1 | 0,0 | 0,01 | 0,1 | 6,17 | 0,4 | 0,75 | 0,9 | 95,7 | 579 | 400 | 21 | | | | | | | | | | | | | | |

Tabela 1. Continuação.

| Horizonte (cm) | pH CaCl ₂ | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | SB | T | P | C* | V | m | Areia | Argila | Silte | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|----------------|------|------|---------------------|------|-----|------|--------------------|--------|-------|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|
| | | cmol _c dm ⁻³ | | | | | | | mg dm ⁻³ | | % | | g kg ⁻¹ | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| EMBRAPA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: EU2 - LATOSSOLO VERMELHO Álico típico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço médio/inferior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 22 | 3,90 | 2,1 | 8,55 | 0,1 | 0,0 | 0,04 | 0,1 | 8,67 | 0,7 | 1,04 | 1,3 | 94,7 | 682 | 300 | 18 | | | | | | | | | | | | | | | |
| AB - 22 - 39 | 3,95 | 1,6 | 7,54 | 0,1 | 0,0 | 0,03 | 0,1 | 7,65 | 0,3 | 0,97 | 1,5 | 93,4 | 691 | 240 | 69 | | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 39 - 55 | 3,99 | 1,4 | 7,15 | 0,1 | 0,0 | 0,01 | 0,1 | 7,24 | 0,0 | 0,76 | 1,2 | 94,0 | 654 | 340 | 15 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw - 55 - 112+ | 4,05 | 1,2 | 5,80 | 0,1 | 0,0 | 0,01 | 0,1 | 5,89 | 0,0 | 0,64 | 1,4 | 93,4 | 571 | 380 | 49 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: EU3 - LATOSSOLO VERMELHO Álico típico, A proeminente, textura média/argilosa, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço médio/inferior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap - 0 - 19 | 3,93 | 1,6 | 7,21 | 0,1 | 0,0 | 0,02 | 0,1 | 7,28 | 0,4 | 0,78 | 1,1 | 95,4 | 690 | 300 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | |
| AB - 19 - 42 | 3,96 | 1,5 | 6,91 | 0,1 | 0,0 | 0,02 | 0,1 | 7,00 | 0,1 | 0,89 | 1,3 | 94,4 | 629 | 320 | 51 | | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 42 - 53 | 3,97 | 1,4 | 6,64 | 0,1 | 0,0 | 0,01 | 0,1 | 6,71 | 0,1 | 0,84 | 1,0 | 95,1 | 586 | 320 | 94 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw - 53 - 120+ | 4,04 | 1,2 | 5,98 | 0,0 | 0,0 | 0,01 | 0,0 | 6,01 | 0,0 | 0,68 | 0,5 | 97,4 | 536 | 440 | 24 | | | | | | | | | | | | | | | |
| VILA VELHA | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: CNnp1 - LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Álico típico, A proeminente, textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A - 0 - 30 | 4,06 | 1,5 | 5,85 | 0,2 | 0,1 | 0,09 | 0,32 | 6,17 | 1,1 | 1,74 | 5,1 | 82,1 | 770 | 128 | 102 | | | | | | | | | | | | | | | |
| AB - 30 - 50 | 4,03 | 1,6 | 5,35 | 0,0 | 0,0 | 0,07 | 0,07 | 5,41 | 0,5 | 0,51 | 1,2 | 95,9 | 748 | 140 | 112 | | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 50 - 70 | 4,11 | 1,1 | 4,57 | 0,0 | 0,0 | 0,04 | 0,04 | 4,62 | 0,9 | 0,44 | 0,9 | 96,2 | 736 | 136 | 128 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw - 70 - 110+ | 4,12 | 1,0 | 4,06 | 0,0 | 0,0 | 0,04 | 0,04 | 4,10 | 1,3 | 0,35 | 0,9 | 96,4 | 714 | 173 | 113 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Perfil: CNnp2 - CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Álico típico, A proeminente, textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço médio | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| A - 0 - 15 | 4,11 | 1,2 | 6,72 | 0,4 | 0,1 | 0,11 | 0,61 | 7,32 | 1,8 | 0,96 | 8,2 | 68,3 | 690 | 150 | 160 | | | | | | | | | | | | | | | |
| AB - 15 - 30 | 4,02 | 1,3 | 6,26 | 0,0 | 0,0 | 0,05 | 0,08 | 6,34 | 0,9 | 0,67 | 1,3 | 94,0 | 763 | 163 | 74 | | | | | | | | | | | | | | | |
| BA - 30 - 60 | 4,11 | 1,2 | 5,54 | 0,0 | 0,0 | 0,04 | 0,05 | 5,59 | 1,1 | 0,54 | 0,9 | 95,8 | 711 | 199 | 90 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bw - 60 - 100+ | 4,21 | 0,9 | 4,38 | 0,0 | 0,0 | 0,02 | 0,02 | 4,40 | 0,6 | 0,36 | 0,5 | 97,7 | 671 | 255 | 74 | | | | | | | | | | | | | | | |

Tabela 1. Continuação.

| Horizonte (cm) | pH CaCl ₂ | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | SB | T | P | C* | V | m | Areia | Argila | Silte |
|---|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|----------------|------|---------------------|-----|------|------|--------------------|-------|--------|-------|
| | | cmol _c dm ⁻³ | | | | | | mg dm ⁻³ | | % | | g kg ⁻¹ | | | |
| VILA VELHA | | | | | | | | | | | | | | | |
| A - 0 - 15 | 4,05 | 1,5 | 6,67 | 0,2 | 0,0 | 0,09 | 0,24 | 6,91 | 1,4 | 0,82 | 3,5 | 86,8 | 747 | 150 | 103 |
| AB - 15 - 25 | 3,98 | 1,7 | 5,96 | 0,0 | 0,0 | 0,04 | 0,04 | 6,00 | 1,3 | 0,57 | 0,7 | 97,5 | 745 | 153 | 102 |
| BA - 25 - 50 | 4,05 | 1,6 | 5,00 | 0,0 | 0,0 | 0,04 | 0,04 | 5,03 | 0,7 | 0,43 | 0,7 | 97,7 | 712 | 170 | 118 |
| Bw - 50 - 100+ | 4,13 | 1,5 | 4,81 | 0,0 | 0,0 | 0,04 | 0,04 | 4,85 | 0,6 | 0,29 | 0,9 | 97,1 | 694 | 148 | 158 |
| Perfil: CNnp3 – CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Álico típico, A proeminente, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço inferior | | | | | | | | | | | | | | | |
| A - 0 - 30 | 4,02 | 2,8 | 12,31 | 0,7 | 0,3 | 0,15 | 1,15 | 13,46 | 4,6 | 2,84 | 7,7 | 75,3 | 535 | 295 | 170 |
| AB - 30 - 40 | 3,99 | 3,4 | 11,77 | 0,1 | 0,0 | 0,06 | 0,12 | 11,89 | 2,3 | 1,24 | 1,0 | 96,5 | 516 | 318 | 166 |
| BA - 40 - 50 | 3,97 | 3,1 | 10,69 | 0,0 | 0,0 | 0,04 | 0,04 | 10,72 | 2,3 | 1,11 | 0,3 | 98,9 | 560 | 284 | 156 |
| Bw - 53 - 120+ | 3,98 | 3,6 | 10,65 | 0,0 | 0,0 | 0,03 | 0,03 | 10,68 | 1,2 | 0,49 | 0,3 | 99,1 | 484 | 337 | 179 |
| Perfil: FN1 – CAMBISSOLO HÚMICO Tb Álico típico, A húmico, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | |
| A - 0 - 30 | 4,06 | 2,2 | 10,30 | 2,05 | 0,5 | 0,22 | 2,74 | 13,04 | 9,3 | 3,81 | 16,8 | 61,2 | 488 | 266 | 246 |
| AB - 30 - 40 | 3,87 | 3,2 | 11,51 | 0,2 | 0,0 | 0,09 | 0,28 | 11,79 | 3,6 | 3,2 | 2,4 | 92,0 | 581 | 224 | 195 |
| BAw - 40 - 60 | 3,85 | 3,8 | 12,59 | 0,0 | 0,0 | 0,06 | 0,10 | 12,68 | 2,2 | 1,69 | 0,8 | 97,5 | 553 | 246 | 201 |
| Bw - 60 - 80+ | 3,92 | 3,6 | 11,86 | 0,1 | 0,0 | 0,05 | 0,13 | 11,99 | 4,1 | 0,48 | 1,1 | 96,6 | 599 | 255 | 146 |
| Perfil: FN2 – LATOSSOLO VERMELHO Húmico Álico, textura média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | |
| A - 0 - 30 | 3,84 | 2,2 | 10,76 | 0,6 | 0,3 | 0,21 | 1,07 | 11,82 | 5,1 | 1,50 | 7,7 | 73,9 | 790 | 199 | 90 |
| AB - 30 - 40 | 3,85 | 2,6 | 10,85 | 0,0 | 0,0 | 0,12 | 0,12 | 10,96 | 2,5 | 1,08 | 1,1 | 95,7 | 750 | 162 | 88 |
| BA - 40 - 60 | 3,92 | 2,4 | 10,69 | 0,0 | 0,0 | 0,08 | 0,11 | 10,79 | 1,4 | 0,83 | 1,0 | 95,8 | 719 | 166 | 115 |
| Bw - 60 - 100+ | 3,98 | 2,3 | 8,81 | 0,0 | 0,0 | 0,03 | 0,03 | 8,84 | 2,1 | 0,77 | 0 | 98,6 | 732 | 167 | 101 |

Integração lavoura-pecuária (iLP), integração lavoura-pecuária-floresta entre linhas (iLPFel) e na linha (iLPFl), campo nativo pastejado (CNp), plantio florestal de *Eucalyptus dunnii* (EU), lavoura em plantio direto (PD), campo nativo não pastejado (CNnp) e floresta nativa (FN). SB = soma de bases; T = capacidade de troca de cátions; P = fósforo; C = carbono total; V = saturação em bases; m = saturação em alumínio. * Determinado por analisador automático CHNS.

Tabela 2. Características morfológicas, químicas e físicas dos solos amostrados nos diferentes sistemas de uso da terra, Santo Inácio - PR.

| Horizonte (cm) | pH CaCl ₂ | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | SB | T | P | C* | V | m | Areia | Argila | Silte |
|---|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|----------------|------|------|-------|---------------------|----|----|-------|--------|-------|
| | | cmol _c dm ⁻³ | | | | | | | | mg dm ⁻³ | % | | | | |
| Perfil: iLPFel – LATOSOLO VERMELHO Álico típico, A moderado, textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço inferior | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap – 0 – 11 | 5,33 | 0,16 | 2,13 | 1,31 | 0,25 | 0,06 | 1,62 | 3,75 | 85,70 | 0,41 | 43 | 9 | 862 | 10 | 38 |
| AB – 11 – 25 | 4,09 | 0,55 | 2,99 | 0,39 | 0,00 | 0,06 | 0,45 | 3,44 | 16,79 | 0,31 | 13 | 55 | 785 | 140 | 75 |
| BA – 25 – 56 | 4,02 | 0,66 | 2,97 | 0,28 | 0,00 | 0,04 | 0,32 | 3,29 | 3,36 | 0,23 | 10 | 68 | 717 | 140 | 143 |
| Bw ₁ – 56 – 101 | 4,12 | 0,54 | 2,76 | 0,41 | 0,00 | 0,03 | 0,44 | 3,20 | 0,42 | 0,15 | 14 | 55 | 691 | 180 | 129 |
| Bw ₂ – 101 – 180 | 4,08 | 0,85 | 2,72 | 0,46 | 0,00 | 0,02 | 0,48 | 3,20 | 0,07 | 0,16 | 15 | 64 | 692 | 200 | 108 |
| Perfil: iLPFI – LATOSOLO VERMELHO Álico típico, A moderado, textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço inferior | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap – 0 – 16 | 5,87 | 0,11 | 1,79 | 1,30 | 0,39 | 0,03 | 1,72 | 3,51 | 4,00 | 0,42 | 49 | 6 | 854 | 120 | 26 |
| AB – 16 – 35 | 4,94 | 0,09 | 2,02 | 0,89 | 0,34 | 0,01 | 1,24 | 3,25 | 0,88 | 0,26 | 38 | 7 | 795 | 180 | 25 |
| BA – 35 – 67 | 4,95 | 0,08 | 1,93 | 0,83 | 0,24 | 0,01 | 1,07 | 3,00 | 0,63 | 0,00 | 36 | 7 | 772 | 180 | 48 |
| Bw ₁ – 67 – 103 | 5,23 | 0,06 | 1,90 | 0,79 | 0,00 | 0,01 | 0,79 | 2,69 | 0,58 | 0,32 | 29 | 7 | 727 | 200 | 73 |
| Bw ₂ – 103 – 180 | 4,18 | 0,63 | 2,72 | 0,43 | 0,00 | 0,01 | 0,43 | 3,15 | 0,87 | 0,16 | 14 | 59 | 741 | 200 | 59 |
| Perfil: iLP – LATOSOLO VERMELHO Distrófico típico, A moderado, textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap – 0 – 10 | 6,30 | 0,03 | 1,66 | 2,08 | 0,24 | 0,05 | 2,36 | 4,02 | 26,07 | 0,56 | 59 | 1 | 834 | 100 | 66 |
| AB – 10 – 36 | 5,01 | 0,10 | 2,08 | 1,06 | 0,13 | 0,05 | 1,24 | 3,32 | 2,16 | 0,33 | 37 | 7 | 819 | 140 | 41 |
| BA – 36 – 63 | 4,48 | 0,13 | 2,36 | 1,03 | 0,03 | 0,08 | 1,13 | 3,49 | 0,87 | 0,25 | 32 | 10 | 737 | 180 | 83 |
| Bw ₁ – 63 – 99 | 4,87 | 0,13 | 2,13 | 1,18 | 0,21 | 0,02 | 1,41 | 3,53 | 0,42 | 0,20 | 40 | 8 | 734 | 160 | 106 |
| Bw ₂ – 99 – 180 | 4,56 | 0,16 | 2,24 | 0,75 | 0,03 | 0,03 | 0,80 | 3,04 | 1,02 | 0,11 | 26 | 17 | 685 | 200 | 115 |

Tabela 2. Continuação.

| Horizonte (cm) | pH CaCl ₂ | Al ⁺³ | H ⁺ +Al ⁺³ | Ca ⁺² | Mg ⁺² | K ⁺ | SB | T | P | C* | V | m | Areia | Argila | Silte |
|---|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|------------------|------------------|----------------|------|---------------------|-------|------|----|----|-------|--------|-------|
| | | cmol _c dm ⁻³ | | | | | | mg dm ⁻³ | | % | | | | | |
| Perfil: FN – LATOSSOLO VERMELHO Eutrófico típico, A moderado, textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço inferior. | | | | | | | | | | | | | | | |
| A11 – 0 – 8 | 5,34 | 0,10 | 3,27 | 4,34 | 0,65 | 0,20 | 5,19 | 8,46 | 5,57 | 1,65 | 61 | 2 | 790 | 120 | 90 |
| A12 – 8 – 15 | 5,50 | 0,16 | 2,93 | 3,55 | 0,41 | 0,10 | 4,07 | 6,99 | 4,01 | 1,23 | 58 | 4 | 804 | 120 | 76 |
| AB1 – 15 – 27 | 5,70 | 0,05 | 2,27 | 2,74 | 0,21 | 0,06 | 3,01 | 5,28 | 1,78 | 0,66 | 57 | 2 | 798 | 100 | 102 |
| AB2 – 27 – 48 | 5,80 | 0,05 | 1,69 | 1,61 | 0,09 | 0,04 | 1,74 | 3,43 | 1,94 | 0,29 | 51 | 3 | 780 | 100 | 120 |
| BA – 48 – 70 | 5,85 | 0,06 | 1,73 | 1,99 | 0,36 | 0,06 | 2,41 | 4,13 | 1,23 | 0,27 | 58 | 3 | 811 | 140 | 49 |
| Bw ₁ – 70 – 102 | 6,26 | 0,05 | 1,64 | 1,56 | 0,35 | 0,10 | 2,01 | 3,65 | 1,40 | 0,18 | 55 | 2 | 794 | 200 | 6 |
| Bw ₂ – 102 – 180 | 6,17 | 0,09 | 1,57 | 1,06 | 0,33 | 0,12 | 1,51 | 3,07 | 0,55 | 0,08 | 49 | 5 | 831 | 120 | 49 |
| Perfil: EU – LATOSSOLO VERMELHO Eutrófico típico, A moderado, textura arenosa/média, fase relevo plano. Posição na paisagem: topo. | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap – 0 – 10 | 4,92 | 0,08 | 3,35 | 2,98 | 0,21 | 0,14 | 3,32 | 6,67 | 76,70 | 0,78 | 50 | 2 | 847 | 80 | 73 |
| AB1 – 10 – 18 | 5,77 | 0,06 | 1,82 | 1,86 | 0,19 | 0,06 | 2,11 | 3,93 | 61,70 | 0,29 | 54 | 3 | 852 | 80,0 | 68 |
| AB2 – 18 – 41 | 6,10 | 0,08 | 1,58 | 1,43 | 0,24 | 0,03 | 1,70 | 3,27 | 60,00 | 0,15 | 52 | 4 | 777 | 100 | 123 |
| BA – 41 – 72 | 6,12 | 0,13 | 1,64 | 1,51 | 0,33 | 0,04 | 1,88 | 3,52 | 67,12 | 0,13 | 53 | 6 | 813 | 120 | 67 |
| Bw ₁ – 72 – 100 | 5,72 | 0,08 | 1,74 | 1,08 | 0,54 | 0,05 | 1,67 | 3,40 | 33,90 | 0,16 | 49 | 4 | 762 | 180 | 58 |
| Bw ₂ – 100 – 180 | 5,30 | 0,06 | 1,70 | 0,50 | 0,38 | 0,10 | 0,98 | 2,67 | 0,19 | 0,08 | 36 | 6 | 684 | 140 | 176 |
| Perfil: C – LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, A moderado, textura arenosa/média, fase relevo suave ondulado. Posição na paisagem: terço superior. | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ap11 – 0 – 7 | 5,68 | 0,13 | 1,75 | 1,15 | 0,00 | 0,05 | 1,20 | 2,95 | 25,30 | 0,20 | 41 | 9 | 803 | 80 | 117 |
| Ap12 – 7 – 17 | 5,10 | 0,08 | 1,91 | 0,93 | 0,00 | 0,03 | 0,96 | 2,87 | 4,43 | 0,19 | 33 | 7 | 823 | 80 | 97 |
| Ap13 – 17 – 27 | 4,83 | 0,16 | 2,21 | 0,91 | 0,18 | 0,03 | 1,12 | 3,32 | 29,40 | 0,20 | 34 | 13 | 855 | 120 | 25 |
| AB – 27 – 52 | 4,06 | 0,65 | 2,74 | 0,33 | 0,00 | 0,03 | 0,36 | 3,10 | 0,52 | 0,17 | 12 | 64 | 809 | 140 | 51 |
| Bw ₁ – 52 – 100 | 4,25 | 0,40 | 2,43 | 0,65 | 0,13 | 0,06 | 0,84 | 3,27 | 0,00 | 0,13 | 26 | 32 | 713 | 160 | 127 |
| Bw ₂ – 100 – 180 | 4,55 | 0,28 | 2,17 | 0,89 | 0,14 | 0,03 | 1,06 | 3,23 | 0,00 | 0,12 | 33 | 21 | 691 | 180 | 129 |

Integração lavoura-pecuária-floresta entre linhas (iLPFel) e na linha (iLPFI), integração lavoura-pecuária (iLP), floresta nativa (FN), plantio florestal de *Eucalyptus urograndis* (EU), lavoura de cana-de-açúcar (C). SB = soma de bases; T = capacidade de troca de cátions; P = fósforo; C = carbono total; V = saturação em bases; m = saturação em alumínio.

* Determinado por analisador automático CHNS.

Atributos físicos do solo e escoamento superficial como indicadores de serviços ambientais

Alcione Herminia da Silva; Nerilde Favaretto; Karina Maria Vieira Cavalieri; Jeferson Dieckow; Fabiane Machado Vezzani; Lucilia Maria Parron; Verediana Fernanda Cherobim; Juliana Marioti; Henrique Ferrari Neto

Resumo: São apresentados resultados preliminares do estudo sobre a qualidade física do solo e o escoamento superficial no âmbito do projeto ServiAmbi em sistemas de uso e manejo do solo diferenciados como ferramenta para a avaliação de serviços ambientais. As áreas experimentais foram descritas no Capítulo 2. O solo foi coletado nas camadas de 0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm para determinação da estabilidade de agregados, porosidade (total, macro e micro), densidade do solo e condutividade hidráulica saturada. A infiltração de água no solo foi determinada em campo pelo método de anéis concêntricos. O escoamento superficial (perda de água) foi coletado após cada evento de precipitação. Os sistemas FN, CNp e EU apresentaram melhor estabilidade de agregados e maior infiltração. No CNp, apesar da elevada estabilidade, observou-se as maiores perdas de água. Entre os sistemas de produção agrícola, o iLP apresentou menor perda de água enquanto o sistema iLPF se destacou na estabilidade de agregados em profundidade. O sistema PD apresentou os menores índices de estabilidade de agregados, sugerindo comprometimento da sua estrutura. De modo geral, pode-se considerar que o aumento da capacidade dos solos em fornecer serviços ambientais é dependente do grau de complexidade ecológica do sistema.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, qualidade da água, qualidade do solo, sistemas integrados conservacionistas.

Soil physical attributes and runoff as indicators of environmental and ecosystem services

Abstract: This chapter presents preliminary results of the evaluation of soil physical quality and runoff as part of the ServiAmbi project, in different land use and soil management systems as a tool for the assessment of environmental and ecosystem services. The experimental areas are located in Ponta Grossa-PR and include seven land use and management systems: integrated cropping-livestock (iLP); integrated cropping-livestock-forestry (iLPF); grazed native grassland (CNp); no-tillage cropping (PD); eucalyptus plantation (EU); ungrazed native grassland (CNp) and native forest (FN). Soil was sampled at 0-5, 5-10, 10-20 and 20-30 cm for determination of aggregate stability, porosity (total, macro and micro), bulk density and saturated hydraulic conductivity. Water infiltration was determined in the field using a concentric ring infiltrometer. Runoff (water loss) was collected after each rainfall event. The FN, CNp and EU systems had higher aggregate stability and greater infiltration. Despite of its better soil structure, CNp had the highest water loss. Among the agricultural systems, iLP had lower water losses, while the iLPF system stood out in terms of its aggregate stability in deeper soil layers. The PD system had the lowest aggregate stability index suggesting impairment in its structure. Overall, we can consider that the increase in ability of the soil to provide ecosystem services is dependent on the degree of ecological complexity of the system.

Keywords: water quality, soil quality, integrated conservation systems.

1. Introdução

A qualidade do solo, definida como a capacidade de sustentar a produtividade agrícola, manter a qualidade do ambiente e garantir a saúde humana, animal e das plantas (DORAN; PARKIN, 1994), está diretamente relacionada aos serviços ambientais provenientes do solo (PALM et al., 2013), sendo estes fortemente influenciados pelo seu uso e manejo (LAL et al., 1999). A avaliação da qualidade do solo (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009) e, por conseguinte, do fornecimento de serviços ambientais pode ser realizada de várias formas, dentre elas a análise de um conjunto de atributos físicos, químicos e biológicos (AMADO et al., 2007; DORAN; PARKIN, 1994; SOIL..., 1998).

Para o desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis é fundamental a compreensão e quantificação do impacto do uso e manejo do solo na sua qualidade física (DEXTER; YOUNGS, 1992). Por isso, indicadores físicos da qualidade do solo (CAVALIERI et al., 2011; REYNOLDS et al., 2002; SILVA et al., 2010; TORMENA et al., 1998) têm sido investigados nas diferentes condições de uso e manejo e são fundamentais para entender os processos de degradação dos solos e o potencial de contaminação das águas (HAYGARTH; JARVIS, 2002; RAMOS et al., 2014).

A estrutura e infiltração, os quais afetam diretamente a perda de água e de solo e, consequentemente, a qualidade da água, são atributos físicos recomendados na avaliação da qualidade do solo com ênfase na capacidade de resistir à ação de agentes erosivos (KARLEN; STOTT, 1994; LAL, 1999). Além de interferir na resistência à desagregação, esses atributos influenciam na disponibilidade de água e ar para as plantas, favorecendo o desenvolvimento do sistema radicular (HILLEL, 1980; PALMEIRA et al., 1999). A qualidade estrutural e consequentemente a porosidade, densidade, estabilidade de agregados e infiltração de água no solo são afetados pelo uso e manejo do solo (ABREU et al., 2004; FIDALSKI et al., 2008; LANZANOVA et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2004; REYNOLDS et al., 1994). Se por um lado as boas práticas de uso e manejo do solo melhoram sua qualidade (DERPSCH et al., 1991; FREITAS et al., 2012; SILVA et al., 2003; STEFANOSKI et al., 2013; TRINDADE et al., 2012), por outro a compactação, a falta de cobertura vegetal e o pequeno aporte de matéria orgânica no solo são as principais causas da degradação dos solos agrícolas (CANILLAS et al., 2002; RICHART et al., 2005; SORAES et al., 2005).

A atividade agrícola apresenta um grande potencial de degradação ambiental (ESCASSEZ..., 2011; LAL, 1999;

OLDEMAN, 1994; SHARPLEY, 2002) e, portanto, nas últimas décadas, sistemas de uso e manejo do solo com vistas a conservação do solo e da água, têm sido intensivamente recomendados (HAYGARTH; JARVIS, 2002). Dentre os sistemas conservacionistas do solo e da água se destacam os que reduzem o revolvimento do solo, promovem adequada proteção superficial e aumentam o teor de matéria orgânica do solo (DERPSCH et al., 1991). A melhoria da estrutura do solo (CASTRO FILHO et al., 1998; JIAO et al., 2006) e o aumento na infiltração da água (PANACHUKI et al., 2011; SASAL et al., 2010) contribuem para a diminuição do escoamento superficial (CASSOL; LIMA, 2003; MELLO et al., 2003; VOLK et al., 2004). Sistemas agrícolas que reduzem o escoamento superficial estão contribuindo para a redução das perdas de solo e consequentemente o transporte de poluentes do solo para a água (HATCH et al., 2002) atuando de forma positiva quanto aos aspectos agronômicos e ambientais (FOLLETT; STEWART, 1985).

Para assegurar altos níveis de produção agrícola, elevadas taxas de fertilizantes orgânicos e inorgânicos são adicionadas, provocando excedentes que podem ser levados aos corpos d'água (SHARPLEY et al., 2001; SHIGAKI et al., 2006). Neste aspecto, a agricultura tem se destacado como forma não pontual (difusa) de poluição das águas (SHARPLEY, 2002).

A contaminação das águas por atividades agrícolas ocorre, principalmente, pelo nitrogênio e fósforo provenientes de fertilizantes minerais e orgânicos, carreados via superfície ou subsuperfície (neste caso, em especial para o N) (HATCH et al., 2002; LEINWEBER et al., 2002). Em águas superficiais, estes elementos aceleram o processo de eutrofização e comprometem a qualidade da água, sendo P o elemento limitante, uma vez que o N pode ser incorporado da atmosfera via fixação por algas verde-azuladas (DANIEL et al., 1998). O nitrogênio, além de estar associado à eutrofização, causa problemas a saúde humana e animal (CHAPMAN, 1996). O carbono na água também é um elemento poluente, pois afeta a disponibilidade de oxigênio dissolvido e causa problemas devido aos trihalometanos, compostos cancerígenos formados no processo de cloração, em sistemas de tratamento de água para abastecimento humano (KAY et al., 2009).

No Brasil, a preocupação da conservação do solo e da água se iniciou principalmente com a adoção do sistema de plantio direto iniciado nos anos 70 no Sul do país. Nos últimos 20 anos, observa-se a consolidação desta prática e o avanço da complexidade ecológica desse sistema quando se associa plantio

direto com pecuária (integração lavoura-pecuária) (MORAES et al., 2002) e floresta (integração lavoura-pecuária-floresta) (BALBINO et al., 2011). Assim, dentro desses sistemas produtivos de maior complexidade, os componentes da produção agrícola, florestal e animal interagem, contribuindo para a sustentabilidade ambiental (ALVARENGA et al., 2010). O solo é um sistema aberto, com permanente troca de matéria e energia com o meio, e a complexidade ecológica do sistema ocorre em função das relações entre os subsistemas que o compõem, representados pelos vegetais, organismos (macro e microrganismos) e matéria mineral (LOVATO et al., 2004; VEZZANI; MIELNICZUK, 2011). O grande desafio da agricultura sustentável é buscar a produtividade, conservando os recursos naturais (solo, água e biodiversidade). Nesse sentido, a complexidade dos sistemas agrícolas deve ser considerada.

A demanda pelo desenvolvimento e utilização de sistemas agrícolas conservacionistas com capacidade de manutenção da qualidade do solo ocorre em função da busca por sustentabilidade agrícola e ambiental, que alia índices de produtividade com melhoria das funções e serviços ambientais. Portanto, ligações de interdependência entre produção de alimentos e outros serviços ambientais devem ser avaliadas. A adoção de práticas de gestão sustentáveis pode ser promovida através da valoração econômica e do pagamento por serviços ambientais como instrumento de conservação (WUNDER, 2007), como por exemplo sequestro de carbono, recursos hídricos e conservação da biodiversidade. Os solos fornecem uma variedade de serviços ambientais que podem ser classificados nas categorias de suporte e de provisão de serviços (Capítulo 1).

A agricultura conservacionista se destaca em relação à agricultura convencional em vários aspectos. Palm et al. (2013) destacam a melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, que inferem uma melhor qualidade dos recursos água e ar. No entanto, a qualidade dos serviços ambientais fornecidos pela agricultura conservacionista varia de acordo com uma série de fatores, entre eles, clima, solos e culturas, o que evidencia a necessidade de estudos para fortalecer a avaliação dos serviços ambientais provenientes da agricultura.

A avaliação dos serviços ambientais com vistas à valoração econômica está sujeita a debates e controvérsias (ENGEL; SCHAEFER, 2013). No entanto, considerando que grande parte dos serviços ambientais globais estão em processo de degradação (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005) fica evidente a necessidade de uma nova abordagem e integração desse tema na política atual. No Brasil, por exemplo, a Agência Nacional de Águas, através do Programa Produtor de Água (AGÊNCIA

NACIONAL DE ÁGUAS, 2014) tem atuado na viabilização dos esquemas de pagamento por serviços ambientais hídricos. A valoração econômica é baseada na redução da perda de solo pelo uso de práticas de conservação, sendo a perda de solo obtida pela aplicação simplificada da equação universal de perda de solo (RODRIGUES et al., 2011).

A necessidade de desenvolver práticas agrícolas que, ao mesmo tempo, promovam a conservação e a utilização dos serviços dos ecossistemas para o desenvolvimento sustentável e para a produção agrícola é, portanto, de grande importância. Neste contexto, este capítulo tem como intuito, discutir a utilização de atributos físicos do solo e do escoamento superficial como indicadores na avaliação de serviços ambientais e apresentar resultados preliminares desses indicadores em diferentes sistemas de uso e manejo do solo nos Campos Gerais do Paraná.

2. Descrição metodológica do trabalho

Conforme descrito no Capítulo 2 (Avaliação dos serviços ambientais no âmbito do projeto ServiAmbi), as áreas de estudo estão situadas em Ponta Grossa-PR, região dos Campos Gerais, Segundo Planalto Paranaense, substrato geológico composto por rochas sedimentares e pertencentes à bacia hidrográfica do rio Tibagi. O clima é o Cfb – clima temperado, mesotérmico com temperaturas médias entre 18 °C e 22 °C sem estação seca definida. A precipitação pluvial total anual é de 1.300 a 1.800 mm, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (IAPAR, 1978). Os tipos de solos são Latossolo Vermelho e Cambissolo Háplico. O relevo é suave ondulado, com declividades variando entre 3 e 13%.

Sete sistemas de uso do solo foram avaliados: sistema agropastoril integração lavoura-pecuária (iLP) (3 a 10% de declividade), sistema agrossilvipastoril integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) com renques de *Eucalyptus dunnii* (5 a 13%), campo nativo pastejado (CNp) (7 a 11%), plantio florestal de *Eucalyptus dunnii* (EU) (6 a 11%), lavoura em plantio direto (PD) (3 a 9%), campo nativo não pastejado (CNnp) (6-14%), e floresta nativa secundária (FN) (5 a 11%).

Os sistemas iLP, iLPF e CNp estão localizados na Estação Experimental Fazenda Modelo/IAPAR. O iLP e iLPF (UTM 595644S 7220878W) foram implantados há mais de 10 anos e o CNp nunca foi revolvido, porém a presença do gado se estabeleceu há vários anos (PORFÍRIO-DA-SILVA, 2012). Os sistemas PD e EU (592650S 7219163W) localizam-se na unidade de tecnologia de sementes da Embrapa. As áreas de FN e CNnp pertencem ao Parque Estadual de Vila Velha (Capítulo 2). O delineamento experimental foi o de blocos

incompletos, com sete tratamentos (sistemas) e três repetições. A caracterização mais detalhada das áreas como textura, solos, entre outros podem ser encontradas no Capítulo 4 (Uso e manejo da terra e aspectos pedológicos).

Para avaliação dos atributos físicos do solo, foi aberta uma trincheira em cada parcela para retirada de quatro anéis volumétricos em cada profundidade (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm). Nas mesmas profundidades foram coletados dois monólitos de solo para análise da estabilidade de agregados. A estabilidade de agregados foi obtida mediante agitação em aparelho do tipo Yoder durante 15 min (CLAESSEN, 1997; KEMPER; ROSENAU, 1986). O índice de estabilidade de agregados (IEA) foi calculado dividindo o diâmetro médio ponderado úmido pelo seco (DMPu/DMPs). A infiltração da água no solo foi determinada em campo com dois testes para cada parcela, segundo a metodologia com infiltrômetros de anéis concêntricos (BOUWER, 1986). A densidade do solo (Ds) foi determinada pelo método do anel volumétrico (BLAKE; HARTGE, 1986) e a densidade de partículas (Dp) pelo método do balão volumétrico (CLAESSEN, 1997). A porosidade total (Pt) foi obtida pela umidade de saturação. A microporosidade foi determinada em mesa de tensão ajustada para -6 KPa e a macroporosidade por diferença entre a porosidade total e a microporosidade. A condutividade hidráulica saturada (Ksat) foi obtida pelo método da carga decrescente (REYNOLDS; ELRICK, 2002), com adaptações do método descrito em Cavalieri (2007).

Para a coleta do escoamento superficial nas áreas sob iLP, iLPF, CNp e EU foram instaladas parcelas com dimensões de 10 m de comprimento por 3,8 m largura, delimitadas por chapas galvanizadas de zinco com 10 cm de altura, enterradas 5 cm no solo. Na parte inferior da parcela foi conectado um sistema coletor com capacidade de 120 L. A implantação das parcelas coletoras de escoamento foi em novembro de 2012 e as amostragens do escoamento superficial ocorreram entre fevereiro de 2013 a junho de 2014. O volume de água coletado em cada parcela foi transformado em mm através da relação volume de água coletado/área da unidade experimental.

3. Resultados da avaliação dos atributos físicos do solo e escoamento superficial

Analizando os dados de estabilidade de agregados (Figura 1a, 1b e 1c) observa-se, que apesar da maior deposição de material orgânico sobre o solo e maior diversidade de vegetação, as áreas FN, CNp, CNp e EU apresentaram menores valores de DMPs e DMPu em todas as profundidades. Nestes sistemas, a percentagem de argila é menor comparada

aos sistemas de produção agrícola (iLP, iLPF e PD) (ver Capítulo 4), o que possivelmente afetou a formação de agregados. A agregação é afetada diretamente pela presença da matéria orgânica, porém variável com a textura e mineralogia dos solos (BAYER; MIELNICZUK, 2008). O teor de argila exerce forte influência na agregação dos solos, devido à elevada superfície específica e à presença de cargas negativas permanentes (DUFRANC et al., 2004). Portanto, mesmo pequenas variações na fração argila podem interferir na formação dos agregados e consequentemente no diâmetro médio ponderado (DUTARTRE et al., 1993).

O índice de estabilidade de agregados (IEA) obtido pela relação DMPu/DMPs (Figura 1c), diferente dos resultados de diâmetro médio ponderado, mostra que a complexidade ecológica dos sistemas teve grande importância na estabilização dos agregados (VEZZANI; MIELNICZUK, 2011). A possível influência da textura no tamanho de agregados não foi observada no índice de estabilidade de agregados. Os sistemas CNp, CNp e FN apresentaram ao longo do perfil amostrado (0-30 cm) os maiores valores e uma menor variação do IEA em relação aos sistemas PD, iLP e iLPF, mostrando a melhor qualidade estrutural do solo, provendo assim vários benefícios associados a esse serviço ecossistêmico. O CNp e FN são considerados sistemas de referência e, portanto, esperava-se maior índice de estabilidade de agregados em comparação com os sistemas de uso agrícola. O maior IEA no CNp, EU, FN e CNp (Figura 1c) indica melhor estabilidade, possivelmente pelo elevado aporte de fitomassa e não revolvimento do solo comparado aos sistemas agrícolas, mesmo sob plantio direto e integração. De forma geral, nessas condições, observa-se o aumento dos teores de matéria orgânica e, consequentemente, o aumento da agregação do solo (TISDALL; OADES, 1982). O CNp, apesar de pastejado, demonstrou potencial para a manutenção da estabilidade dos agregados (Figura 1c). Costa et al. (2009), ao trabalharem em um Cambissolo Húmico avaliando as propriedades físicas do solo durante a transição do campo nativo pastejado para integração lavoura-pecuária no sistema plantio direto, constataram que, comparado ao preparo convencional, a transição preservou a qualidade física do solo, enquanto que para o preparo reduzido o desempenho foi intermediário. Entre os sistemas agrícolas, o PD apresentou menor índice de estabilidade em profundidade (10-30 cm) (Figura 1c). Analisando os sistemas integrados, observa-se uma tendência de melhor estabilidade no iLP nas camadas superficiais (0-10 cm), enquanto que em profundidade (10-30 cm) o iLPF apresenta maior estabilidade (Figura 1c).

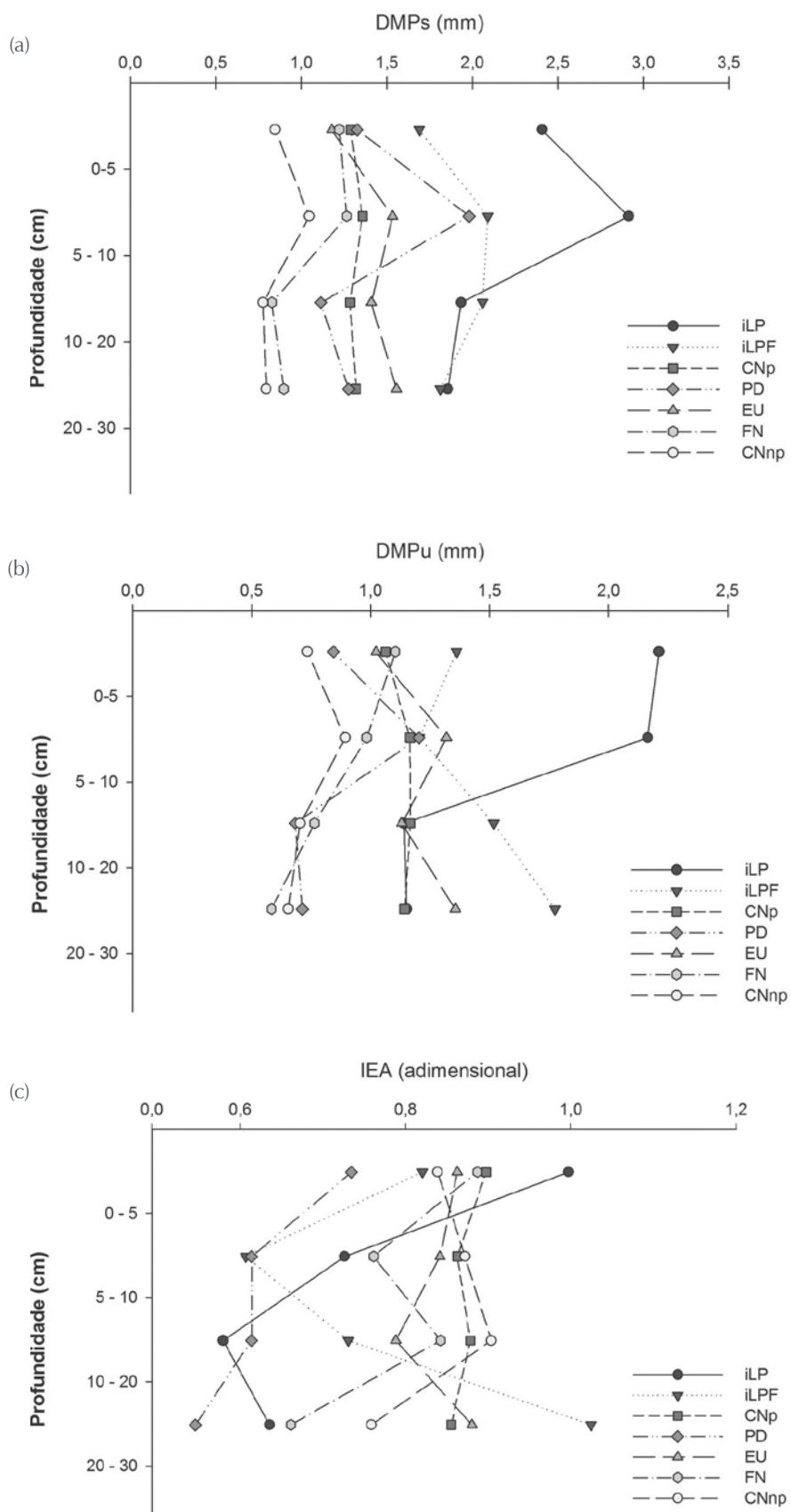


Figura 1. Diâmetro médio ponderado seco (DMPs), diâmetro médio ponderado úmido (DMPu) e índice de estabilidade de agregados (IEA) nos sistemas de integração lavoura-pecuária (iLP); integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF); campo nativo pastejado (CNp); reflorestamento de eucalipto (EU); mata nativa preservada (FN) e campo nativo preservado (CNnp).

A infiltração de água no solo (REICHERT et al., 2003) é um dos principais atributos utilizados na avaliação da qualidade física. Com relação à taxa final de infiltração de água no solo foi possível observar variações entre os sistemas de uso e manejo (Figura 2). De um modo geral, os tratamentos com produção agrícola (PD, iLP e iLPF) apresentaram infiltração inferior aos sistemas não agrícolas (EU, CNp, CNnp e FN). Como esperado, os sistemas FN e CNnp, que se encontram sob preservação, proporcionaram os maiores valores de infiltração (Figura 2). Já nos sistemas agrícolas (PD, iLP e iLPF), o movimento da água no solo foi similar entre eles (Figura 2), apesar do sistema PD apresentar piores condições estruturais. Este resultado, porém,

não deve minimizar a importância dos sistemas integrados, pois outros atributos físicos, químicos e biológicos serão beneficiados pela maior complexidade ecológica, culminando com a melhoria dos serviços ambientais prestados (PALM et al., 2013).

O efeito do manejo do solo sobre a taxa final de infiltração é evidenciado em vários estudos (ALVES; CABEDA, 1999; BERTOL et al., 2001), tendo uma grande contribuição à quantidade e qualidade dos restos culturais. Além do manejo, a textura também apresenta um papel importante, pois solos com maior proporção de areia resultam em maior volume de macroporos, aumentando assim a capacidade de infiltração de água no solo (KLEIN, 2012).

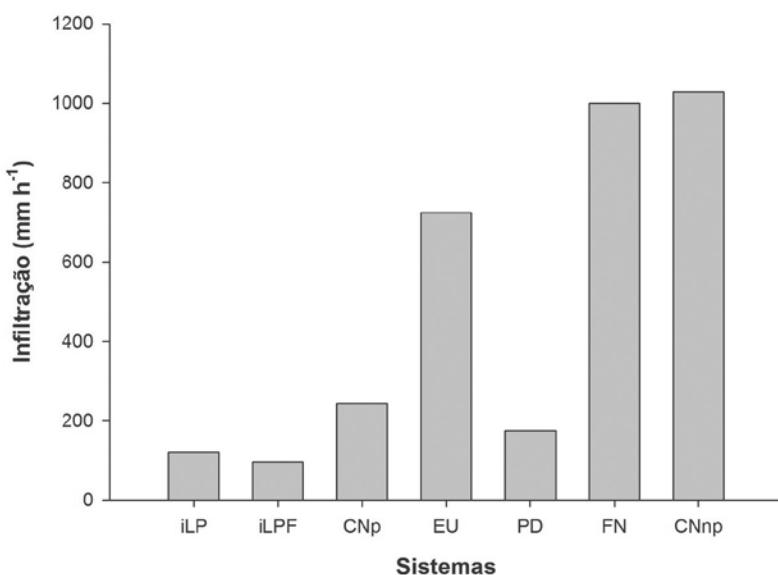


Figura 2. Taxa final de infiltração de água no solo nos sistemas de integração lavoura-pecuária (iLP); integração lavoura-pecuária-floresta iLPF); campo nativo pastejado (CNp); reflorestamento de eucalipto (EU); mata nativa preservada (FN) e campo nativo preservado (CNnp).

Para os demais atributos físicos do solo, analisados somente nos sistemas CNp, iLPF e iLP, esperava-se os melhores resultados nos sistemas com menor revolvimento do solo, maior potencial de produção de biomassa e cobertura do solo e menor pisoteio animal, seguindo a ordem: CNp > iLPF e iLP. Cada sistema apresentou comportamento diferente em relação ao atributos analisados (Tabela 1), porém, de forma geral, a hipótese mencionada anteriormente foi confirmada. Os valores de densidade do solo para os sistemas iLPF e CNp foram próximos e superiores ao iLP nas camadas superficiais (0-10 cm), mas os valores tenderam a diminuir em profundidade no CNp, que apresentou o menor valor ($1,38 \text{ Mg m}^{-3}$) na camada de 20-30 cm, e tenderam a aumentar no iLPF ($1,58 \text{ Mg m}^{-3}$), indicando efeito do manejo nas diferentes profundidades. Valores de densidade de solo em torno de $1,65 \text{ g cm}^{-3}$

para solos arenosos e $1,45 \text{ g cm}^{-3}$ para solos argilosos têm sido associados à alta probabilidade de oferecer riscos de restrição ao crescimento do sistema radicular das plantas (ARAUJO et al., 2004).

No campo nativo, apesar da presença do animal, o sistema radicular das plantas possivelmente contribuiu para a redução da densidade, relacionando-se positivamente com o índice de estabilidade de agregados (Figura 1c). A presença dos animais no campo nativo (CNp) parece não resultar na diminuição da qualidade física do solo. Entretanto, deve-se considerar que qualquer sistema com excesso de carga de animais e máquinas tem potencial para comprometer a qualidade física do solo. Apesar da manutenção da qualidade de alguns atributos físicos, observações em campo permitem ressaltar a fragilidade do sistema CNP, com presença de sulcos causados pelo sobrepastoreio animal.

O aumento da densidade do solo implica geralmente na redução da aeração (macroporosidade) e, consequentemente, na permeabilidade de água no solo. Considerando os sistemas iLPF e CNp, observa-se uma relação positiva entre macroporosidade e condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) (Tabela 1). Dexter et al. (2004), mencionam que há relação direta entre volume de poros e a permeabilidade da água no solo. Porém, os valores de condutividade hidráulica saturada e de infiltração obtidos nos sistemas iLP e iLPF (Tabela 1 e Figura 2) podem ser resultado da influencia não apenas da porosidade total, como também da distribuição e do tamanho de poros no perfil do solo (KLEIN; LIBARDI, 2002). Santos et al. (2011) constataram que a condutividade hidráulica nas camadas superficiais tem sido afetada por sistemas de manejo, provavelmente pelo acúmulo de vegetação, ocasionando uma alteração na continuidade de poros pela maior atividade biológica.

O K_{sat} variou entre os sistemas iLP e iLPF, apesar do manejo semelhante dessas áreas. O ILP apresenta maior

teor de argila em relação ao iLPF (162 g kg⁻¹ de argila no ILP e 123 g kg⁻¹ no iLPF), o que possivelmente refletiu na maior porcentagem de microporos e menor condutividade hidráulica (Tabela 1). Em razão de pequenas diferenças granulométricas e mineralógicas, as diferentes condições de uso e manejo podem apresentar amplitude nos valores de atributos físicos, dificultando a comparação entre os sistemas (KLEIN, 2012). Além destes fatores, a descontinuidade dos poros e a presença de bioporos tem grande influência nos resultados de condutividade hidráulica saturada (KLEIN; LIBARDI, 2002). Os maiores valores de K_{sat} no sistema CNp (Tabela 1) podem ser devido à influência de bioporos presentes na área, concordando com as observações de Zagatto (2014), que avaliou aspectos da qualidade biológica deste sistema. Conclusões sobre os resultados de K_{sat} devem também considerar sua elevada variabilidade, o que tem sido reportada em vários estudos. Segundo Mesquita e Moraes (2004), a K_{sat} geralmente apresenta alta variabilidade com coeficientes de variação acima de 70%.

Tabela 1. Atributos físicos do solo nos sistemas de integração lavoura-pecuária (iLP); integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF) e campo nativo pastejado (CNp).

| Atributos | Sistemas | | |
|--|----------|-------|-------|
| | iLP | iLPF | CNp |
| 0-5 cm | | | |
| Densidade do solo (Mg m ⁻³) | 1,48 | 1,52 | 1,50 |
| Porosidade Total (m ³ m ⁻³) | 0,48 | 0,53 | 0,55 |
| Macroporosidade (m ³ m ⁻³) | 0,15 | 0,20 | 0,20 |
| Microporosidade (m ³ m ⁻³) | 0,33 | 0,33 | 0,35 |
| K_{sat} (mm h ⁻¹) | 83,0 | 364,2 | 194,5 |
| 5-10 cm | | | |
| Densidade do solo (Mg m ⁻³) | 1,56 | 1,57 | 1,48 |
| Porosidade total (m ³ m ⁻³) | 0,46 | 0,48 | 0,54 |
| Macroporosidade (m ³ m ⁻³) | 0,15 | 0,21 | 0,20 |
| Microporosidade (m ³ m ⁻³) | 0,31 | 0,27 | 0,34 |
| K_{sat} (mm h ⁻¹) | 129,3 | 231,1 | 254,3 |
| 10-20 cm | | | |
| Densidade do solo (Mg m ⁻³) | 1,49 | 1,58 | 1,45 |
| Porosidade Total (m ³ m ⁻³) | 0,50 | 0,52 | 0,56 |
| Macroporosidade (m ³ m ⁻³) | 0,18 | 0,21 | 0,25 |
| Microporosidade (m ³ m ⁻³) | 0,32 | 0,31 | 0,31 |
| K_{sat} (mm h ⁻¹) | 235,1 | 334,8 | 895,3 |
| 20-30 cm | | | |
| Densidade do solo (Mg m ⁻³) | 1,48 | 1,46 | 1,38 |
| Porosidade Total (m ³ m ⁻³) | 0,50 | 0,55 | 0,57 |
| Macroporosidade (m ³ m ⁻³) | 0,14 | 0,26 | 0,28 |
| Microporosidade (m ³ m ⁻³) | 0,36 | 0,29 | 0,29 |
| K_{sat} (mm h ⁻¹) | 191,5 | 641,7 | 339,1 |

K_{sat} = condutividade hidráulica saturada.

Com relação à perda de água via escoamento superficial, determinada nos sistemas EU, CNp, iLPF e iLP (Figura 3), esperavam-se maiores perdas na seguinte ordem: iLP e iLPF > CNp e EU, tendo como base a complexidade ecológica do sistema resumida em termos de cobertura do solo, aporte de fitomassa, revolvimento do solo, tráfego de máquinas e pisoteio animal. Nos sistemas com reflorestamento e campo nativo pastejado o solo não é revolvido e fica permanentemente coberto com grande aporte de fitomassa sobre (resíduos) e dentro do solo (raízes). Já nos sistemas integrados com lavoura e floresta (iLP e iLPF), mesmo sendo em plantio direto, a cobertura do solo e o aporte de biomassa são reduzidos e ocorre um pequeno revolvimento superficial em função das hastes sulcadoras das plantadoras no plantio das culturas. Nesses sistemas ocorre também tráfego de máquinas e pisoteio animal.

O sistema EU apresentou os menores valores de perda de água (Figura 3). Contudo, para os demais sistemas, as perdas via escoamento superficial rejeitam a hipótese inicial citada no parágrafo anterior, sendo as maiores registradas na seguinte ordem CNp>iLPF >iLP >EU. Cabe aqui ressaltar que são resultados preliminares obtidos em um curto período de avaliação (primeiro ano). Porém, além deste aspecto, outros fatores devem ser melhor investigados, como por exemplo, o efeito da textura, da declividade e da

distribuição da cobertura durante os principais eventos de precipitação. A declividade, a qual teria um grande impacto no escoamento superficial, é semelhante entre os sistemas, com variação dentro do sistema de 3 a 13% (parcelas de 36,1 m²). No entanto, análises estatísticas devem ser aplicadas para verificar o possível efeito da declividade na perda de água. Analisando-se os dados de perda de água (Figura 3) com os da infiltração da água no solo (Figura 2), observa-se que o sistema CNp apresentou maior infiltração e maior perda de água, comparado ao iLP e iLPF, o que não era esperado. Como mencionado, em observações em campo, foi possível constatar a presença de sulcos pela passagem do animal nesta área, o que poderia explicar o maior escoamento superficial.

No sistema iLPF, a maior perda de água pode ser justificada pela menor infiltração. Conforme apresentado anteriormente, as declividades são semelhantes entre os sistemas, porém no CNp e iLPF a declividade entre os blocos varia de 5 a 13% e 7 a 11%, respectivamente, e no ILP varia de 3 a 10%. Portanto, pode ter influenciado nas maiores perdas de água no CNp e iLPF. Além disso, a variação da cobertura vegetal nos eventos de precipitação, decorrente das diferentes fases da produção agrícola (plantio e colheita), possivelmente também está afetando os resultados de perda de água.

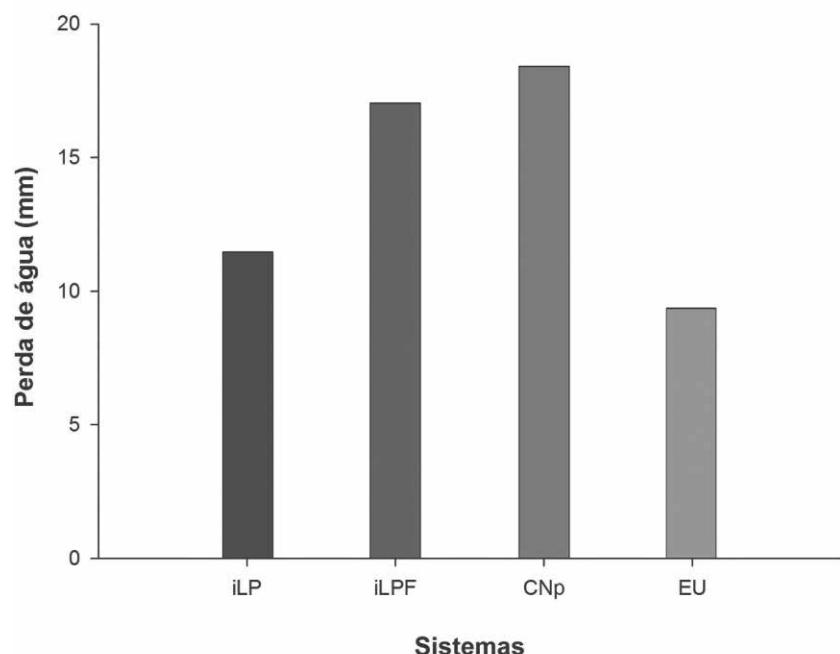


Figura 3. Perda de água (mm) acumulada (fev/2013 a jun/2014) via escoamento superficial nos sistemas de integração lavoura-pecuária (iLP); integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF); campo nativo pastejado (CNp) e reflorestamento de eucalipto (EU).

Nos sistemas iLPF e iLP, além da carga animal, a carga dos implementos agrícolas também contribui para a possível compactação, comumente observada nas áreas sob plantio direto (CAVALIERI, 2007), favorecendo o escoamento superficial (Figura 3). Aliado a isso, na área sob iLPF, o componente arbóreo aumenta a complexidade desse agroecossistema e pode estar concentrando e direcionando o fluxo superficial nos eventos de intensa precipitação pelo escoamento do tronco (LIMA, 1976). Estudos nesta mesma área confirmam efeitos adversos atribuídos ao componente arbóreo (ZAGATTO, 2014; PERGHER, 2014). Apesar do iLPF apresentar melhores condições estruturais em profundidade em relação ao iLP (Figura 1c), é provável que ocorra na superfície um desgaste pela ação do impacto da gota da chuva, influenciando a perda de água via superfície (Figura 3). No iLPF ocorrem mais macroporos, tanto em superfície como em profundidade (Tabela 1), sendo possível que a água neste sistema, ao invés de passar pela matriz do solo, siga drenos preferenciais (fluxos de macroporos), o que justificaria uma maior condutividade hidráulica, apesar da menor taxa final de infiltração (Figura 2) no iLPF comparado ao iLP.

4. Considerações finais

De modo geral, observa-se que os diferentes sistemas de uso influenciaram nos indicadores da qualidade física do solo e na perda de água via escoamento superficial. Contudo, estes dados precisam ser melhor investigados em relação ao efeito da textura, declividade e distribuição da cobertura vegetal durante os principais eventos de precipitação.

Dentre os sistemas avaliados, os de maior complexidade ecológica (floresta nativa, campo nativo não pastejado, campo nativo pastejado, e plantio florestal de eucalipto), resumidos em termos de cobertura do solo, aporte de fitomassa, revolvimento do solo, tráfego de máquinas e pisoteio animal, apresentaram os melhores resultados em relação aos atributos físicos do solo. O campo nativo pastejado, apesar da presença do animal, demonstrou potencial na manutenção da estabilidade dos agregados. Contudo, observou-se menor infiltração e maiores perdas de água. Entre os sistemas de produção agrícola, observa-se uma tendência de melhor estabilidade no sistema integração lavoura-pecuária, principalmente na camada superficial (0-10 cm), enquanto que o sistema integração lavoura-pecuária-floresta se destacou nas camadas profundas (10-30 cm). O sistema plantio direto apresentou os menores índices de estabilidade estrutural, sugerindo comprometimento na qualidade do solo. Os resultados de perda de água, de um modo geral, apesar do período curto de avaliação, apontam

para uma maior fragilidade dos sistemas campo nativo pastejado e integração lavoura-pecuária-floresta.

A prestação de serviços ambientais pela agricultura sustentável demanda uma abordagem diferenciada sobre as funções do solo, essencial para atender à dupla necessidade de aumentar a produtividade agrícola e diminuir os danos ambientais. Os indicadores utilizados neste estudo para avaliar a prestação de serviços ambientais do solo permitiram identificar que os serviços de suporte são maiores em sistemas sem manejo do que nos sistemas manejados, e que a intensidade do manejo interfere na prestação desses serviços. O manejo conservacionista menos intenso aumenta potencialmente a quantidade de serviços ambientais de suporte, pelo incremento da ciclagem de nutrientes e da fertilidade do solo, da redução da perda de nutrientes via superfície e subsuperfície, assim como os serviços de provisão, pelo aumento da produtividade das culturas.

Agradecimentos

Embrapa Florestas, através do Projeto ServiAmbi (Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01); PPGCS/DSEA-UFPR, IAPAR, EMBRAPA Tecnologia de Sementes (Unidade Ponta Grossa-PR), CAPES, CNPq e Reuni.

Referências

ABREU, S. L.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Escarificação mecânica e biológica para a redução da compactação em Argissolo franco-arenoso sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 28, p. 519-531, 2004.

ALVARENGA, R. C.; SILVA, V. P. da; GONTIJO NETO, M. N.; VIANA, M. C. M.; VILELA, L. Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta: condicionamento do solo e intensificação da produção de lavouras. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v. 31, n. 257, p. 1-9, 2010.

ALVES, M. C.; CABEDA, M. S. V. Infiltração da água em um Podzólico Vermelho-Escuro sob dois métodos de preparo, usando chuva simulada com duas intensidades. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 23, n. 4, p. 735-761, 1999.

AMADO, T. J. C.; CONCEIÇÃO, P. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F. Qualidade do solo avaliada pelo “Soil Quality Kit” em dois experimentos de longa duração no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 31, p. 109-121, 2007.

ARAUJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, A. P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 337-345, 2004.

BALBINO, L. C.; BARCELOS, A. O.; STONE, L. F. **Marco referencial:** integração lavoura-pecuária-floresta. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2011. 130 p.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. de A.; SILVA, L. S. da; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. de O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo:** ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 7-18.

BOWER, H. Intake rate: cylinder infiltrometer. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis.** Wisconsin: American Society of Agronomy, 1986. p. 825-844.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Programa produtor de águas.** Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/projetos/ProgramaProdutorAgua.aspx>>. Acesso em: 15 maio 2014.

CANILLAS, E. C.; SALOKHE, V. M. A decision support system for compaction assessment in agricultural soils. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 65, n. 2, p. 221-230, 2002.

BERTOL, I.; BEUTLER, J. F.; LEITE, D.; BATISTELA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 3, p. 555-560, 2001.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. BULK density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis:** physical and mineralogical methods. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 425-442.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio direto, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, p. 527-538, 1998.

CASSOL, E. A.; LIMA, V. L. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 38, p. 117-124, 2003.

CAVALIERI, K. M. V. **Aspectos metodológicos da pesquisa sobre compactação e qualidade física do solo.** 2007. 72 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Escola de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CAVALIERI, K. M. V.; CARVALHO, L. A. de; SILVA, A. P. da; LIBARDI, P. L.; TORMENA, C. A. Qualidade física de três solos sob colheita mecanizada de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, p. 1541-1549, 2011.

CHAPMAN, D. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. **Water quality assessments.** 2nd ed. New York: E&FN Spon, 1996.

CLAESSEN, M. E. C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).

COSTA, A.; ALBUQUERQUE, J. A.; MAFRA, Á. L.; SILVA, F. R. da. Propriedades físicas do solo em sistemas de manejo na integração agricultura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 235-244, 2009.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 251-257, 1998.

DERPSCH, R.; ROTH, C. H.; SIDIRAS, N.; KÖPKE, U. Controle da erosão no Paraná, Brasil. In: _____. **Sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista.** Eschborn: GTZ, 1991.

DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part II. friability, tillage, tilth and hard-setting. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 215-225, 2004.

DEXTER, A. R.; YOUNGS, I. M. Soil Physic toward 2000. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 24, p. 101-106, 1992.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison: Soil Science Society of America: American Society of Agronomy, 1994. p. 1-20.

DUFRANC, G.; DECHEN, S. C. F.; FREITAS, S. S.; CAMARGO, O. A. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 505-517, 2004.

DUTARTRE, Ph.; BARTOLI, F.; ANDREUX, F.; PORTAL, J. M.; ANGERS, A. Influence of content and nature of organic matter on the structure of some sandy soils from West Africa. In: BRUSSAARD, L.; KOOISTRA, M. J. (Ed.). **Soil structure/soil biota interrelationships**. Amsterdam: Elsevier, 1993. p. 459-478.

ENGEL, S.; SCHAEFER, M. Ecosystem services: a useful concept for addressing water challenges? **Environmental Sustainability**, v. 5, p. 696–707, 2013.

ESCASSEZ e degradação dos solos e da água ameaçam segurança alimentar. 28 nov. 2011. Disponível em: <<https://www.fao.org/edsaasa.asp>>. Acesso em: 15 jun 2014.

FIDALSKI, J.; TORMENA, C. A.; CECATO, U.; BARBERO, L. M.; LUGÃO, S. M. B.; COSTA, M. A. T. Qualidade física do solo em pastagem adubada e sob pastejo contínuo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 43, n. 11, p. 1583-1590, nov. 2008.

FOLLETT, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil erosion and crop productivity**. Madison: American Society of Agronomy, 1985. 533 p.

FREITAS, D. A. F. de; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; CURÍ, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 43, n. 3, p. 417-428, 2012.

HATCH, D.; KEITH, G.; MURPHY, D. Nitrogen. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hydrology and water quality**. Cambridge: CAB International, 2002. p. 19-21.

HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hydrology and water quality**. Cambridge: CAB International, 2002. 501 p.

HILLEL, D. **Fundamentals of soil physics**. New York: Academic Press, 1980. 413 p.

IAPAR. **Cartas climáticas básicas do estado do Paraná**. Londrina, 1978.

JIAO, Y.; WHALEN, J. K.; HENDERSHOT, W. H. No-tillage and manure applications increase aggregation and improve nutrient retention in a sandy-loam soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 134, p. 24-33, 2006.

KARLEN, D. L.; STOTT, D. E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America: American Society of Agronomy, 1994. p. 53-71. (SSSA Special Publication, 35).

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**: part 1: physical and mineralogical methods. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 425–442.

KAY, P.; EDWARDS, A. C.; FOULGER, M. A review of the efficacy of contemporary agricultural stewardship measures for ameliorating water pollution problems of key concern to the UK water industry. **Agricultural Systems**, Essex, v. 99, p. 67-75, 2009.

KLEIN, V. A. Infiltração da água no solo. In: _____. **Física do solo**. 2. ed. Passo Fundo: Ed da UPF, 2012. p. 200-201.

KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira Ciência Solo**, Viçosa, MG, v. 26, p. 857-867, 2002.

LAL, R.; FOLLETT, R. F.; KIMBLE, J.; COLE, C. V. Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 5, p. 374-381, 1999.

LANZANOVA, M. E.; NICOLÓSO, R. da S.; LOVATO, T.; ELTZ, F. L. F.; AMADO, T. J. C.; REINERT, D. J. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 1131-1140, 2007.

LEINWEBER, P.; TURNER, B. L.; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hydrology and water quality**. Cambridge: CAB International, 2002. p. 30.

LIMA, W. P. Interceptação da chuva em povoamentos de Eucalipto e de pinheiro. **IPEF**, Piracicaba, n. 13, p. 75-90, 1976.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Adição de carbono e nitrogênio e sua relação com os estoques no solo e com o rendimento do milho em sistemas de manejo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 175-187, 2004.

MELLO, E. L.; BERTOL, I.; ZAPAROLI, V.; CARRAFA, M. R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico submetido à chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, p. 901-909, 2003.

MESQUITA, M. G. B. F.; MORAES, S. E. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 34, p. 963–969, 2004.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**: wetlands and water world. Washington, D. C.: Island Press, 2005. 48 p. Disponível em:<<http://www.unep.org/maweb/documents/document.358.aspx.pdf>>. Acesso em: 15 ago. 2014.

MORAES, A.; PELISSARI, A.; ALVES, S. J.; CARVALHO, P. C. F.; CASSOL, L. C. Integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. In: ENCONTRO DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NO SUL DO BRASIL, 1., 2002, Pato Branco. **Anais...** Pato Branco: CEFET-PR, 2002. p. 3-42.

OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 327-336, 2004.

OLDEMAN, L. R. The global extent of soil degradation. In: GREENLAND, D. J.; SZABOCLS, I. (Ed.). **Soil Resilience and sustainable land use**. Wallingford: Cab International, 1994. p. 99-118.

PALM, C.; BLANCO-CANQUI, H.; CLERCK, F.; GATERE, L.; GRACE, P. Conservation agriculture and ecosystem services: an overview. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 187, p. 87-105, Apr. 2013.

PALMEIRA, P. R. T.; PAULETTO, E. A.; TEIXEIRA, C. F. A.; GOMES, A. S.; SILVA, J. B. Agregação de um Planossolo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 189-195, 1999.

PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, MG, v. 35, p. 1777-1785, 2011.

PERGHER, M. R. G. **Emissão de óxido nitroso e metano do solo e de dejetos bovinos em Sistemas Integrados de Produção com iLP e iLPF**. 2014. 48 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PORFÍRIO-DA-SILVA, V. **Produtividade em sistema de integração lavoura-pecuária floresta no subtropical brasileiro**. 2012. 119 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

RAMOS, M. R.; FAVARETTO, N.; DIECKOW, J.; DEDECK, R. A.; VEZZANI, F. M.; ALMEIDA, L. de; SPERRIN, M. Soil, water and nutrient loss under conventional and organic vegetable production managed in small farms versus forest system. **Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics**, Kassel, v. 115, p. 131–40, 2014.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade do solo e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, RS, v. 27, p. 29-48, 2003.

REYNOLDS, W. D.; GREGORICH, E. C.; CURNOE, W. E. Characterization of water transmission properties in tillage and untilled soils using tension infiltrometers. **Soil & Tillage Research**, Amsterdan, v. 33, p. 117-131, 1994.

REYNOLDS, W. D.; ELRICK, D. Pressure infiltrometer. In: DANE, J. H.; TOPP, G. C. (Ed.). **Physical methods**: Part 4: methods of soil analysis. Madison: Soil Science Society of America, 2002. p. 826-836.

REYNOLDS, W. D.; BOWMAN, B. T.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, Amsterdan, v. 110, p. 131-146, 2002.

RICHART, A.; TAVARES FILHO, J.; BRITO, O. R.; LLANILLO, R. F.; FERREIRA, R. Compactação do solo: causas e efeitos. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 26, n. 3, p. 321-344, 2005.

RODRIGUES, D. B. B.; ALVES S. T.; OLIVEIRA, P. T. S. de; PANACHUKI, E. Nova abordagem sobre o modelo brasileiro de serviços ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, p. 1037-1045, 2011.

SANTOS, G. G.; MARCHÃO R. L.; SILVA, E. M. da; SILVEIRA, P. M. da; BECQUER, T. Qualidade física do solo sob sistemas de integração lavoura pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 46, p. 1339-1348, 2011.

SASAL, M. C.; CASTIGKIONI, M. G.; WILSON, M. G. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rain-fall erosion plots under no tillage. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 108, p. 24-29, 2010.

SHARPLEY, A. N.; McDOWELL, R. W.; KLEINMAN, J. A. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, The Hague, v. 237, p. 287-307, 2001.

SHARPLEY, A. N. Introduction: agriculture as a potential source of water pollution. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Ed.). **Agriculture, hydrology and water quality**. Cambridge: CAB International, 2002. p. 4-5.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Source-related transport of phosphorus in surface runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, p. 2229-2235, 2006.

SILVA, A. P.; TORMENA, C. A.; DIAS JUNIOR, M. S.; IMHOFF, S.; KLEIN, V. A. Indicadores da qualidade física do solo. In: van LIER, Q. de J. (Ed.). **Física do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. p. 241-280.

SILVA, A. P. da; IMHOFF, S.; CORSI, M. Evaluation of soil compaction in an irrigated short-rotation grazing system. **Soil & Tillage and Research**, Amsterdam, v. 70, p. 83-90, 2003.

SOARES, J. L. N.; ESPINDOLA, C. R.; FOLONI, L. L. Alteração física e morfológica em solos cultivados com citros e cana-de-açúcar, sob sistema tradicional de manejo. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 35, n. 2, p. 353-359, 2005.

SOIL quality test kit guide. Washington, DC: Soil Quality Institute, 1998. 82 p.

STEFANOSKI, C. D.; GLENIO, G. S.; MARCHÃO, L. R.; PETTER, A. F.; PACHECO, L. P. Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 1301-1309, 2013.

TISDALL, J. M.; OADES, L. M. Organic matter and water-stable aggregates in soil. **Journal Soil Science**, v. 33, p. 141-163, 1982.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 22, p. 573-581, 1998.

TRINDADE, E. F. da S.; VALENTE, M. A.; MOURÃO JÚNIOR, M. Propriedades físicas do solo sob diferentes sistemas de manejo da capoeira no Nordeste Paraense. **Agroecossistemas**, v. 4, n. 1, p. 50-67, 2012.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, p. 743-755, 2009.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. **O Solo como sistema**. Curitiba, 2011. 104 p.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 763-774, 2004.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. **Conservation Biology**, Malden, v. 21, p. 48-58, 2007.

ZAGATTO, M. R. G. **Fauna edáfica em sistemas de uso do solo no Município de Ponta Grossa - PR**. 2014. 68 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Carbono de biomassa em floresta nativa e sistemas florestais como indicador de serviços ambientais

Denise Jeton Cardoso, Lucilia Maria Parron, Luziane Franciscon

Resumo: A quantidade de carbono sequestrado por uma determinada cobertura vegetal constitui-se em um importante indicador de serviço ambiental. Embora o total armazenado no solo seja proporcionalmente muito maior que o encontrado na biomassa aérea e de raízes, a quantidade de carbono de árvores em plantios ou em floresta natural é sempre muito maior que a encontrada em culturas agrícolas. Neste sentido, a implantação de sistemas agroflorestais contribui muito para o aumento da armazenagem de carbono. No entanto, a quantificação de carbono nestes sistemas ainda é incipiente. Este capítulo apresenta os métodos utilizados para avaliar estoques de carbono na vegetação e compara estoques de carbono em sistemas florestais nativos e plantados, a partir da literatura disponível. Os valores médios compilados permitem estabelecer comparativos para compor a valoração do serviço ambiental “sequestro de carbono”. Contudo, a precisão na quantificação de carbono de biomassa, em diferentes tipos de cobertura arbórea, está sujeita a diferentes critérios e metodologias, bem como ao estágio de desenvolvimento de uma floresta nativa. No caso de plantações florestais e sistemas agroflorestais, a amplitude de variação da quantidade de carbono depende também da idade, da espécie, do espaçamento de plantio e do regime de manejo adotado.

Palavras chave: sistemas agroflorestais; componente arbóreo; metodologias.

Carbon stored in forest biomass in native forests and forest plantations as an indicator of ecosystem services

Abstract: The amount of carbon sequestered by a particular plant cover is an important indicator of ecosystem services. Although the total carbon stored in the soil is proportionally much greater than that found in the shoot and root biomass, the amount of carbon in forest plantations or natural forests is always much higher than in agricultural crops. In this sense, the implementation of agroforestry systems can greatly contribute to increased carbon storage. However, the quantification of carbon in these systems is still in its early stages. This chapter presents a review of the methods used to assess carbon stock in vegetation and compares available data in the literature on carbon stock in native and planted forest systems. From the average values, we establish comparisons which enable the valuation of “carbon sequestration” as an ecosystem service. However, the accuracy of carbon quantification in the biomass of different types of tree cover depends on varying criteria and methodologies, as well as the stage of development of the native forest. In the case of forest plantations and agroforestry systems, the wide range of values of stored carbon is also related to age, species, and the planting and management regime.

Keywords: agroforestry systems; tree biomass; carbon quantification methodologies.

1. Introdução

Serviços ambientais referem-se não somente aos serviços que tratam dos benefícios ao homem derivados de ecossistemas naturais, como também dos benefícios associados a diferentes tipos de gestão ativa de ecossistemas, por exemplo, práticas de agricultura sustentável e de gestão de paisagens rurais (MURADIAN et al., 2010).

A capacidade das florestas de absorver carbono do dióxido de carbono atmosférico está entre os serviços que regulam as condições ambientais. As plantas absorvem carbono do CO₂ atmosférico, através da fotossíntese. Nas florestas em crescimento, o montante de carbono sequestrado aumenta, estabilizando quando elas chegam à maturidade (BRASIL, 2012).

No Brasil, em um hectare de floresta são armazenados cerca de 121 Mg.ha⁻¹ de carbono, o que representa 62,6 x 10⁶ Mg de carbono armazenado na biomassa em 2010. No entanto, uma taxa anual de decréscimo de 270 x 10³ Mg de carbono de biomassa ocorreu entre 2000 e 2010 no Brasil (FAO, 2011).

Com o objetivo de ampliar o conhecimento sobre a quantidade de carbono absorvida por florestas nativas e por sistemas produtivos que contêm árvores, o capítulo apresenta os métodos utilizados para avaliar estoques de carbono na vegetação e compara estoques de carbono em sistemas florestais nativos e plantados, a partir da literatura disponível. A compilação dos dados aborda o serviço ambiental “sequestro de carbono” nas classes de uso do solo entendidas como cobertura florestal¹. O estudo é também parte do projeto ServiAmbi (PARRON et al., 2013), descrito no Capítulo 2.

Para efeito comparativo, buscou-se a quantificação do carbono de biomassa em três tipos de cobertura que contêm o componente arbóreo: floresta nativa, plantação florestal e sistema agroflorestal. A finalização do trabalho deverá contemplar os resultados nos diferentes usos do solo, que serão utilizados em procedimentos de valoração econômica.

2. Biomassa e carbono

O termo biomassa significa “massa de matéria de origem biológica, viva ou morta, animal ou vegetal”. Biomassa florestal se refere à toda biomassa existente na floresta ou apenas na fração arbórea. O termo fitomassa é também

utilizado para especificar que se trata de biomassa vegetal (SANQUETTA, 2002).

Segundo Birdsey (2006), a quantificação da biomassa de ecossistemas florestais deve levar em consideração quatro reservatórios de carbono: biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, serapilheira e necromassa.

A biomassa acima do solo inclui tronco, galhos, sementes, folhas, vegetação rasteira, arbustos e gramíneas, enquanto a biomassa abaixo do solo inclui as raízes vivas, exceto as muito finas de diâmetro inferior a 2 mm porque se misturam com a matéria orgânica do solo.

Serapilheira é o material fino encontrado no chão da floresta, composto por folhas, flores, sementes e galhos com diâmetro inferior a 2 cm. Este material pode apresentar quantidade bastante heterogênea, conforme a época do ano e a localização das parcelas, por isso, há necessidade de se adotar intensidade amostral alta.

A necromassa refere-se ao material lenhoso de diferentes tamanhos e tipos, incluindo toras, nós, pedaços de madeira, grandes galhos e raízes grossas (NEWTON, 2008). É o material, caído no chão da floresta, que não faz parte da serapilheira. Inclui também o material pendurado em árvores ou árvores mortas em pé, com diâmetro superior a 2 cm.

Os tecidos vivos das plantas, em geral, contêm cerca de 45 a 50% de carbono (SCHLESINGER, 1997) e para fins de quantificação de carbono, considera-se que 47% da biomassa seca são compostos de carbono (EGGELSTON et al., 2006).

A conversão da vegetação natural em áreas agrícolas e florestais comerciais, em geral, resulta em uma rápida perda de carbono orgânico do solo, em decorrência da combinação entre calor e umidade, o que facilita a decomposição, e, também, resultante do constante revolvimento do solo, o que contribui para acelerar a oxidação do carbono orgânico (CASTRO FILHO et al., 1991).

Neves et al. (2004) avaliaram o estoque de carbono do solo nos sistemas agrossilvipastoril, pastagem e eucalipto sob o cultivo convencional no estado de Minas Gerais. Os maiores valores de estoque de carbono no solo ocorreram no campo nativo e na plantação de eucalipto convencional, seguido pela pastagem convencional. No sistema agrossil-

¹ Eggleston et al. (2006) consideram que o termo floresta se refere a uma área de terra com um tamanho mínimo de 0,5 a 0,1 hectare, cuja cobertura pelas árvores é maior do que 10 % e as árvores têm potencial para atingir altura mínima de 5 m quando maduras.

vipastoril, houve uma queda acentuada nos primeiros anos (eucalipto + arroz e eucalipto + soja), que são os sistemas mais jovens, onde a taxa de adição de resíduos orgânicos é baixa, havendo revolvimento do solo em relação ao sistema em equilíbrio (campo nativo), com uma tendência de recuperação nos anos seguintes.

A partir da quantificação do carbono de biomassa florestal, em formação natural ou plantada, em comparação com outros usos sem o componente arbóreo, pode-se avaliar o efeito de árvores para a redução de emissão de CO₂, em função do aumento do percentual de carbono e nitrogênio no solo. Pode-se também avaliar o custo evitado da inserção de nutrientes, em um sistema que inclui árvores.

3. Método para quantificação da biomassa

A quantificação de biomassa florestal pode ser realizada por método direto ou indireto. O método direto consiste no corte das plantas e quantificação de todo o material vegetal produzido em determinada unidade de área, sendo depois extrapolado para toda a área em estudo. Este é mais indicado para vegetação herbácea ou arbustiva, em que é difícil estabelecer outro tipo de quantificação.

O método indireto consiste em se estimar por equações alométricas existentes na literatura, que relacionam variáveis de fácil obtenção em árvores, como diâmetro à altura do peito (DAP), altura e densidade da madeira com biomassa seca ou quantidade de carbono. Brown (1997); Higa et al. (2014); Pearson et al. (2005), entre outros, apresentam equações que podem ser utilizadas com sucesso e que, portanto, evitam a derrubada de árvores para a quantificação de biomassa, uma vantagem indiscutível, especialmente em floresta nativa.

O uso de equações alométricas requer medições, por meio de amostragem. Em cada área são instaladas parcelas, onde são medidos os diâmetros (DAP) e as alturas das árvores, bem como são contadas as mudas de árvores até 1,30 m de altura em sub-parcelas menores dentro da parcela.

Os dados de DAP e altura coletados na amostragem são aplicados a equações alométricas para quantificar a biomassa seca e o carbono em cada tipo de uso e cobertura da terra. Excepcionalmente, para os sistemas agroflorestais ou silvipastoris, não existem equações alométricas específicas ou os estudos são ainda recentes. Assim, devem ser selecionadas equações ajustadas com

árvores de plantios puros que melhor se adaptem a estas condições.

A quantificação de biomassa de raízes por método direto, ou seja, a partir da pesagem de todo o material de uma amostra, requer a realização de procedimentos em campo exaustivos, apresentando custo elevado e que podem não representar adequadamente a heterogeneidade existente em uma floresta. Por isso, em geral, opta-se por estimar a biomassa de raízes por equações ou pela relação biomassa aérea/biomassa de raiz conhecida de levantamentos disponíveis na literatura.

Cairns et al. (1997), por exemplo, obtiveram um valor médio da razão raiz sobre parte aérea de 0,26, variando entre 0,18 e 0,30. Em regiões de clima temperado, especificamente, a média é a mesma, porém com variação entre 0,22 e 0,28. A latitude, textura do solo e tipo de árvore (angiosperma ou gimnosperma) não influenciaram os resultados significativamente. A partir deste estudo, Tiepolo et al. (2002) consideraram uma razão raiz/parte aérea de 0,20, por representar o menor intervalo de confiança a 95% para florestas tropicais e por ser mais conservador em relação ao resultado médio de Cairns et al. (1997).

A amostragem de serapilheira é feita, usualmente, com moldura quadrada de madeira, metal ou PVC, lançada aleatoriamente sobre o chão da floresta, por cerca de 10 vezes, próximo ao local da parcela de medição de biomassa aérea. Todo o material contido nos limites da moldura é pesado e sub-amostras são levadas ao laboratório para secagem até o peso constante, para determinação do peso seco (PEARSON et al., 2005).

A coleta de serapilheira deve ser realizada sempre na mesma época do ano, para efeitos comparativos, pois ocorre variação de produção, conforme relatado por Borem e Ramos (2002) e Silva et al. (2009), com maior produção no período de seca.

A amostragem de necromassa pode ser realizada por diferentes métodos, conforme discutido por Newton (2008). No entanto, o método que gera resultados melhores e mais viáveis operacionalmente é o de amostragem por transectos. Neste método, a linha amostral é um plano vertical, onde são medidos os diâmetros de todos os fragmentos de madeira que ocorreram em interseção ao plano e é classificado o seu nível de degradação. O cálculo do volume é feito pela fórmula apresentada por Van Wagner (1968):

$$V = \left(\frac{\pi^2}{8 \times L} \right) \times \sum_{i=1}^n d^2$$

em que:

V = volume para o transecto, por unidade de área;

d = diâmetro de um fragmento de necromassa;

L = comprimento do transecto;

n = número de fragmentos ou toras encontrados no transecto.

Portanto, o volume de necromassa por unidade de área é dado pelo somatório dos diâmetros medidos ao longo do comprimento do transecto adotado na amostragem, conforme detalhado por Cardoso et al. (2013).

A estimativa da necromassa (W) em Mg.ha⁻¹ é obtida com a multiplicação do volume pela densidade básica do material (D) em Mg.m⁻³ (VAN WAGNER, 1982):

$$W = D \times \left(\frac{1,234}{L} \right) \times \sum_{i=1}^n d^2$$

4. Resultados de quantificação de biomassa aérea

Em plantações florestais e em sistemas agroflorestais, a quantidade de carbono estocada na biomassa acima do solo depende da espécie plantada, do espaçamento de plantio, das práticas silviculturais adotadas (poda e desbaste) e das condições edafoclimáticas. De forma similar, em florestas nativas a quantidade de carbono de biomassa está diretamente relacionada à tipologia, à região fitoecológica e ao estágio sucessional. Assim, como exemplo, são apresentados na Tabela 1 alguns resultados obtidos nas regiões sul e sudeste do Brasil, publicados e em fase de elaboração.

Em Floresta Ombrófila Mista, Britez et al. (2006) apresentaram resultados de estudos realizados nos três estados da região sul, chegando a uma média de biomassa acima do solo de 97 Mg C.ha⁻¹, com valor mínimo de 29 Mg C.ha⁻¹ e máximo de 176 Mg C.ha⁻¹. Segundo os autores, esta média representa a condição de uma área intensamente explorada no passado.

Segundo Cunha et al. (2009), a razão serapilheira sobre parte aérea para a Floresta Ombrófila Densa Montana é de 0,053 . Este estudo estimou de 1,7 a 1,8% do carbono

na serapilheira, de 32,4 a 33,8% na parte aérea e de 64,4 a 65,8% no solo, no intervalo de 0 a 80 cm de profundidade, em Cambissolo Háplico Tb distrófico.

Para Floresta Ombrófila Mista Montana, Caldeira et al. (2007) observaram que o acúmulo médio de serapilheira foi de 7,99 Mg.ha⁻¹, o que representa 2,8% em relação à biomassa total, que foi de 280,73 Mg.ha⁻¹. A quantidade de carbono na serapilheira neste estudo foi de 3,0 Mg.ha⁻¹, semelhante ao estimado para a região de Ponta Grossa (3,7 Mg.ha⁻¹), se aplicado o percentual de 2,8%, sobre a biomassa aérea total².

A quantidade de carbono em reflorestamentos de eucalipto varia muito em função da espécie, da idade da plantação e do espaçamento de plantio. Paixão et al. (2006) obtiveram 47,7 Mg.ha⁻¹ de carbono na parte aérea, 14,7 Mg.ha⁻¹ nas raízes e 8,7 Mg.ha⁻¹ na serapilheira, em uma plantação de *Eucalyptus grandis* aos 6 anos de idade em Viçosa, MG. Neste trabalho, a manta orgânica e as raízes contribuíram em média com 12,2 e 20,7% do estoque de carbono, respectivamente.

Em sistemas agroflorestais, que integram árvores com cultura agrícola e/ou produção animal, pode haver maior potencial de sequestro de carbono se comparado a áreas com pastagem ou com culturas agrícolas, pois as árvores produzem mais biomassa aérea, bem como há maior sequestro de carbono do solo (NAIR et al., 2009). Tal expectativa foi confirmada por Ávila et al. (2001) e Miranda et al. (2007), que relataram maior armazenamento de carbono em sistemas silvipastoris do que em sistemas de monocultivo de pastos.

Segundo Albrecht e Kandji (2003), o potencial de sequestro de C em sistemas agroflorestais tropicais é de 95 Mg C ha⁻¹, variando entre 12 e 228 Mg C ha⁻¹. Dependendo de sua estrutura e função, que são determinados por fatores ambientais e sócio-econômicos; outros fatores seriam as espécies das árvores e o regime de manejo. Henry et al. (2009) salientam que a variabilidade no sequestro de C é alta dentro de agroecossistemas complexos, devido a fatores como a idade e estrutura da vegetação, as práticas de gestão, o tipo de uso e cobertura da terra e a configuração da paisagem.

No Brasil, Muller et al. (2009) relataram um resultado de 14,29 Mg ha⁻¹ de carbono de biomassa em sistema silvipastoril com plantio de *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium*, aos 10 anos de idade na zona da Mata Mineira, município de Coronel Pacheco.

Tabela 1. Quantidade de carbono por reservatório e por uso do solo com o componente arbóreo.

| Local | Sistema florestal | Fitofisionomia ou Espécie - idade | Carbono (Mg.ha ⁻¹) | Fonte |
|----------------|-----------------------|--|--------------------------------|--|
| Árvores | Floresta nativa | Floresta Ombrófila Mista (FOM) | 97,0 | Britez et al. (2006) |
| | | FOM secundária | 133,7 | ² |
| | Plantio puro | <i>E. grandis</i> - 6 anos | 47,7 | Paixão et al. (2006) |
| | | <i>E. dunnii</i> com rebrota | 95,7 | ² |
| | Sistema agroflorestal | <i>E. grandis</i> e acácia - 10 anos | 14,3 | Muller et al. (2009) |
| | | <i>E. viminalis</i> e <i>G. robusta</i> - 6 anos | 24,2 | ² |
| | Floresta nativa | FOM | 3,0 | Caldeira et al. (2007) |
| | | FOM secundária | 3,7 | ² Calculado de Caldeira et al. (2007) |
| | Plantio puro | <i>E. grandis</i> - 6 anos | 8,7 | Paixão et al. (2006) |
| | | <i>E. dunnii</i> com rebrota | - | |
| Acima do solo | Serapilheira | <i>E. grandis</i> e acácia - 10 anos | 2,6 | Calculado de Paixão et al. (2006) |
| | | <i>E. viminalis</i> e <i>G. robusta</i> - 6 anos | - | |
| | Floresta nativa | FOM | 7,6 | Calculado de Cardoso et al. (2012) |
| | | FOM secundária | 6,9 | ² |
| | Plantio puro | <i>E. grandis</i> - 6 anos | 0,6 | Calculado de 2 |
| | | <i>E. dunnii</i> com rebrota | 1,2 | ² |
| | Sistema agroflorestal | <i>E. grandis</i> e acácia - 10 anos | 1,3 | Calculado de 2 |
| | | <i>E. viminalis</i> e <i>G. robusta</i> - 6 anos | 2,2 | ² |
| Abaixo do solo | Necromassa | FOM | 25,2 | Calculado de Cairns et al. (1997) |
| | | FOM secundária | 34,7 | ² Calculado de Cairns et al. (1997) |
| | Plantio puro | <i>E. grandis</i> - 6 anos | 14,7 | Paixão et al. (2006) |
| | | <i>E. dunnii</i> com rebrota | 29,5 | ² Calculado de Paixão et al. (2006) |
| | Sistema agroflorestal | <i>E. grandis</i> e acácia - 10 anos | 4,4 | Calculado de Paixão et al. (2006) |
| | | <i>E. viminalis</i> e <i>G. robusta</i> - 6 anos | 7,4 | ² Calculado de Paixão et al. (2006) |
| | Raízes | FOM | 132,5 | |
| | | FOM secundária | 179,0 | |
| | Plantio puro | <i>E. grandis</i> - 6 anos | 71,7 | |
| | | <i>E. dunnii</i> com rebrota | 126,4 | |
| Total | Floresta nativa | <i>E. grandis</i> e acácia - 10 anos | 22,6 | |
| | | <i>E. viminalis</i> e <i>G. robusta</i> - 6 anos | 33,8 | |

² Dados não publicados. Informações preliminares de avaliação de estoque de biomassa florestal na região de Ponta Grossa da pesquisadora Denise J. Cardoso, da Embrapa Florestas, em 15.09.2014.

5. Considerações finais

A quantificação adequada de carbono de biomassa para compor uma base de dados que vise a valoração do serviço ambiental “sequestro de carbono” deve sempre levar em consideração a escala do projeto. Para grandes áreas podem-se adotar valores obtidos na literatura e gerados em situações semelhantes. No entanto, pequenas áreas ou plantios com espécies arbóreas pouco conhecidas requerem estudos específicos. Em plantios puros e em sistemas agroflorestais, a idade, o arranjo espacial de plantio e as condições edafoclimáticas são características que contribuem para a heterogeneidade de resultados.

O plantio de árvores, em plantio puro ou em sistemas agroflorestais, deve contribuir para o aumento do armazenamento de carbono no solo, conforme abordado em capítulo específico desse livro. Os levantamentos nesses plantios devem ser realizados periodicamente, até se estabelecer uma base de dados que permita reconhecer a partir de que idade de plantio, o efeito da presença de árvores é positivo quanto ao acúmulo de carbono no solo.

Agradecimentos

Agradecemos as seguintes fontes pelo suporte e financiamento: Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar nº. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa-MP2 nº. 02.11.01.031.00.01. Agradecemos a revisão do Abstract por Evelyn Nimmo.

Referências

ALBRECHT, A.; KANDJI, S. T. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdam, v. 99, p. 15-27, 2003.

ÁVILA, G.; JIMÉNEZ, F.; BEER, J.; GÓMEZ, M.; IBRAHIM, M. Almacenamiento, fijación de carbono o y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, Turrialba, v. 8, n. 30, p. 32-35, 2001.

BIRDSEY, R. A. Carbon accounting rules and guidelines for the United States Forest Sector. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v. 35, p. 1518-1524, 2006.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. *Cerne*, Lavras, v. 8, n. 2, p. 42- 59, 2002

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica:** lições aprendidas e desafios. Brasília, DF, 2012. 275 p. (Biodiversidade, 42).

BRITZ, R. M. de; BORGO, M.; TIEPOLO, G.; FERRETTI, A.; CALMON, M.; HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoados de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do Sul do Brasil.** Colombo: Embrapa Florestas; Curitiba: Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, 2006. 165 p.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change in tropical forests:** a primer. Rome: FAO, 1997. 55 p. (FAO. Forestry paper, 134).

CAIRNS, M. A.; BROWN, S.; HELMER, E. H.; BAUMGARDNER, G. A. Rootbiomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, Berlin, v. 111, n. 1, p. 1-11, 1997.

CALDEIRA, M. V. W.; MARQUES, R.; SOARES, R. V.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes: Floresta Ombrófila Mista Montana - Paraná. *Revista Acadêmica*, Curitiba, v. 5, n. 2, p. 101-116, 2007.

CARDOSO, D. J.; VIBRANS, A. C.; LINGNER, D. V. Inventário da necromassa florestal caída no chão nos remanescentes florestais em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. de; LINGNER, D. V. (Ed.). **Inventário florístico florestal de Santa Catarina.** Blumenau: EDIFURB, 2012. v. 1. p. 217-227. Título do v. 1: Diversidade e conservação dos remanescentes florestais.

CARDOSO, D. J.; VIBRANS, A. C.; REZENDE, A. V.; FREITAS, J. V.; ROSOT, M. A. D.; OLIVEIRA, Y. M. M. de. Determinação do comprimento ótimo de transectos para estimativa de necromassa floresta. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo, v. 33, n. 75, p. 317-325, jul./set. 2013. Nota Científica. DOI: 10.4336/2013. pfb.33.75.391

CASTRO FILHO, C.; HENKLAIN, J. C.; VIEIRA, M. J.; CASAO JUNIOR, R. Tillage methods and soil and water conservation in southern Brazil. *Soil & Tillage Research*, Amsterdam, n. 20, p. 271-283, 1991.

CUNHA, G. de M.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; VELLOSO, A. C. X. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em Florestas Montanas da Mata Atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, n. 33, p. 1175-1185, 2009.

EGGLESTON, S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**: volume 4: agriculture, forestry, and other land use. Japan: IGES, 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-ncccjp.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>>. Acesso em: 15 set. 2014.

FAO. **State of the World's Forest**. Rome, 2011. Disponível em <www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2014.

HENRY, M.; TITTONELL, R. J.; MANLAY, R. J.; BERNOUX, M.; ALBRECHT, A.; VANLAUWE, B. Biodiversity, carbon stocks and sequestration potential in aboveground biomass in smallholder farming systems of western Kenya. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, n. 129, p. 238-252, 2009.

HIGA, R. C. V.; CARDOSO, D. J.; ANDRADE, G.; ZANATTA, J. A.; ROSSI, L. M. B.; PULROLNIK, K.; NICODEMO, M. L.; GARRASTAZU, M. C.; VASCONCELOS, S.; SALIS, S. M. de. **Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal**. Colombo: Embrapa Florestas, 2014. 68 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 266).

MIRANDA, T.; MACHADO, R.; MACHADO, H.; DUQUESNE, P. Carbono secuestrado en ecosistemas agropecuarios cubanos y su valoración económica. Estudio de caso. **Pastos y Forrajes**, v. 30, n. 4, 2007.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, Amsterdam, n. 69, p. 1202-1208, 2010.

MÜLLER, M. D.; FERNANDES, E. N.; CASTRO, S. R. T. de; PACIULLO, D. S. C.; ALVES, F. de F. Estimativa de acúmulo de biomassa e carbono em sistema agrossilvipastoril na Zona da Mata Mineira. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 60, p. 11-17, 2009. DOI: 10.4336/2009.pfb.60.11.

NAIR, P. K. R.; KUMAR, B. M.; NAIR, V. D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weiheim, v. 172, p. 10-23, 2009.

NEVES, C. M. N.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; MACEDO, R. L. G.; TOKURA, A. M. Estoque de carbono em sistemas agrossilvipastoril, pastagem e Eucalipto sob cultivo convencional na região nordeste do estado de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 28, n. 5, p. 1038-1046, set./out., 2004.

NEWTON, A. C. **Forest ecology and conservation**: a handbook of techniques. Oxford: Oxford University Press, 2008. 454 p. (Techniques in ecology & conservation series).

PAIXÃO, F. A.; SOARES, C. P. B.; JACOVINE, L. A. G.; SILVA, M. L. da; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. da. Quantificação do estoque de carbono e avaliação econômica de diferentes alternativas de manejo em um plantio de Eucalipto. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 30, n. 3, p. 411-420, 2006.

PARRON, L. M.; MAIA, C. M. B. de F.; CARDOSO, D. J.; OLIVEIRA, E. B. de; FRITZSONS, E.; BROWN, G. G.; MOREIRA, J. M. M. A. P.; PORFIRIO-DA-SILVA, V. **Memórias da 1ª Oficina do Projeto ServiAmbi**: avaliação de indicadores e valoração de serviços ambientais em diferentes sistemas de uso da terra. Colombo: Embrapa Florestas, 2013. 32 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 250). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/974886/1/Doc.250ultimaversao.pdf>>.

PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. **Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects**. Washington, DC: Winrock International, World Bank, 2005. Disponível em: <<http://documents.worldbank.org/curated/en/2013/01/18009480/sourcebook-land-use-land-use-change-forestry-projects>>. Acesso em: 27 jan. 2015.

SANQUETTA, C. R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; ZILIOTTO, M. A. B.; GOMES, F. dos S. (Ed.). **As florestas e o carbono**. Curitiba, 2002. p. 119-140.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry**: an analysis of global change. 2. ed. Amsterdam: Academic Press, 1997.

SILVA, C. J.; LOBO, F. A.; BLEICH, M. E.; SANCHES, L. Contribuição de folhas na formação da serrapilheira e no retorno de nutrientes em floresta de transição no norte de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, n. 3, p. 591-600, 2009.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERETTI, A. R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING, 2002, Taipei, Taiwan. **Proceedings...** Taipei: Taiwan Forestry Research Institute, 2002. p. 98-115.

VAN WAGNER, C. E. **Practical aspects of the line intersect method.** Chalk River: Petawawa National Forestry Institute, Canadian Forestry Service, 1982. 18 p. (Information Report, PI-X-12).

VAN WAGNER, C. E. The line intersect method in forest fuel sampling. **Forest Science**, Lawrence, n. 14, p. 20-26, 1968.

Estoques de carbono no solo como indicador de serviços ambientais

Lucilia Maria Parron, Marcos Fernando Glück Rachwal, Claudia Maria Branco de Freitas Maia

Resumo: Os solos são um recurso multi-funcional que oferecem uma variedade de serviços ambientais que podem ser classificados nas categorias de suporte, provisão e regulação. As variações dos estoques de carbono no solo estão associadas às práticas de manejo, as quais têm grande implicação na manutenção da qualidade do solo e na estabilidade do clima, e, portanto, estão diretamente relacionadas à prestação de serviços ambientais. Neste capítulo são discutidas as relações entre carbono no solo, uso e manejo da terra e serviços ambientais, a importância da padronização dos métodos para sua quantificação e a utilização do estoque de carbono orgânico no solo como indicador de serviços ambientais.

Palavras-chave: serviços ambientais, carbono orgânico do solo, amostragem e análise do solo, uso e manejo da terra, avaliação ecossistêmica do milênio.

Soil carbon stocks as indicators of soil ecosystem services

Abstract: Soils are a multi-functional resource that provide a range of ecosystem goods and services that can be classified into the categories supporting, provisioning and regulation services. Land use and management practices may lead to variations in carbon stocks and affect the quality of ecosystem services. To increase of soil carbon stocks and plant biomass can be highly beneficial to soil quality and to mitigate climate change impacts. In this chapter we describe and discuss the relationship between soil carbon, land use and management practices and ecosystem services, the importance of standardization of methods for carbon measuring and the use of soil carbon stocks as an indicator of soil quality and its role in ecosystem services evaluation.

Keywords: supporting services, provisioning services, soil organic carbon soil, soil carbon storage, land use and management practices, Millennium Ecosystem Assessment.

1. Introdução

Numerosos serviços ambientais essenciais para o bem-estar humano podem ser fornecidos pelo solo. Esses serviços podem ser classificados como de provisão (ex. produção de alimentos), suporte (ex. ciclagem de nutrientes), e regulação (ex. sequestro de carbono, perda de solos por erosão) (ver Capítulo 1). O solo é uma interface litosfera-atmosfera de quatro dimensões (comprimento, largura, profundidade e tempo), funcionando como um meio para o crescimento das plantas e como moderador de processos ecológicos essenciais para o funcionamento de ambientes aquáticos e terrestres. A variedade de

serviços dos ecossistemas fornecidos pelo solo depende da predominância de determinada dimensão.

O aumento dos estoques de carbono no solo é comumente associado à redução dos efeitos negativos das mudanças climáticas, mas a presença de carbono no solo e na biomassa vegetal é também benéfica para outras funções ecossistêmicas e serviços ambientais. Quando comparada às práticas de agricultura intensiva convencional, técnicas conservacionistas podem levar à redução das emissões de gases de efeito estufa (GEEs) e, simultaneamente, diminuir o consumo de combustíveis durante o processo de produção,

aumentar os estoques de carbono orgânico (CO) no solo e manter os serviços ambientais (STAVI; LAL, 2013). Por exemplo, a ciclagem de nutrientes, que promove o armazenamento de carbono e retenção de nutrientes, processos fundamentais para a manutenção da fertilidade do solo na agricultura é um serviço de suporte.

O carbono orgânico (CO) do solo, componente da matéria orgânica do solo (MOS), é o principal recurso para as atividades da comunidade microbiana do solo, que promove sua decomposição e liberação de nutrientes para as plantas e para a produção de biomassa microbiana (SCHOLES et al., 2009; ZHANG et al., 2007).

A redução do CO no solo ocorre tanto por sua mineralização química como pelo consumo de C do solo e liberação na forma de CO_2 (LUO; ZHOU, 2006). O CO confere estabilidade à estrutura do solo e aumenta a sua capacidade de retenção de água (RAWLS et al., 2003). Organossolos sob campo hidrófilo, p.ex., são capazes de armazenar 8,6 milhões L ha^{-1} de água (RACHWAL, 2013). Além disso, contribuem para outros serviços ambientais de suporte, provisão e regulação (ver Capítulo 1). Em função dessas conexões, os estoques de carbono orgânico, as concentrações de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e fósforo (P), e a atividade microbiana podem ser usados como indicadores de serviços ambientais do solo (DALE; POLASKY, 2007).

O objetivo do capítulo é discutir as relações entre carbono no solo, uso e manejo da terra e serviços ambientais, apresentar a importância da padronização dos métodos para sua quantificação e avaliar o estoque de carbono orgânico no solo como indicador de prestação de serviços ambientais.

2. Práticas de manejo e serviços ambientais

Na agricultura convencional, cujas práticas de manejo envolvem rotação anual de culturas e aplicação de fertilizantes inorgânicos com N e P, e de pesticidas sintéticos, frequentemente ocorre redução das concentrações de CO e NT, assim como, redução na quantidade e diversidade da biomassa microbiana. Mudanças nas práticas de manejo, como cultivo mínimo, redução da pressão de pastejo, agricultura orgânica e supressão do desmatamento, podem reduzir perdas por respiração heterotrófica, preservando os estoques de CO no solo e na biomassa vegetal (VERBRUGGEN et al., 2012). Como consequência, mantêm serviços ambientais de suporte (PIMENTEL et al., 2005).

No processo de identificação de práticas de manejo que favorecem múltiplos serviços ambientais, é importante

considerar os *trade-offs*, isto é, pode ocorrer correlação negativa no desempenho dos atributos de determinada prática de manejo, o que implica em prejuízo de um atributo em relação a outro (RAUDSEPP-HEARNE et al., 2010). Isso permite entender como diferentes usos e sistemas de manejo da terra podem manter e aumentar os estoques de carbono e outros serviços ambientais (BENNETT et al., 2009). Na escala de paisagem, verifica-se forte *trade-off* entre serviços de suporte (ex. sequestro de carbono e ciclagem de nutrientes) e de provisão que demandam redução de CO no solo (ex. produção de alimentos e fibras) (JANZEN, 2006; RAUDSEPP-HEARNE et al., 2010). Portanto, para manter o provimento de serviços ambientais em alta, é necessário identificar os *trade-offs*, p.ex., identificar como é possível aumentar o CO sem reduzir as taxas de decomposição, para que a ciclagem de nutrientes não seja afetada (POWLSON et al., 2011a).

3. Padronização da avaliação de estoques de carbono no solo

A padronização dos métodos de avaliação de estoques de carbono é requisito essencial para compará-los entre os diferentes usos da terra. Para isso, deve-se considerar a metodologia analítica para CO, densidade aparente, representatividade da escala dos dados e amostragem. Algumas etapas que podem comprometer os resultados e que merecem muita atenção são discutidas adiante: métodos usados para análises de carbono, padronização de procedimentos nas avaliações, estimativa de CO do sistema, COT versus carbono inorgânico total (CIT), padronização na escala dos dados e estimativa do histórico dos teores e alterações do C (profundidade, sítios de referência, densidade do solo, relação de causa-efeito entre uso do solo e estoques de C).

3.1. Técnicas analíticas para estimar o carbono orgânico do solo

A concentração de CO do solo pode ser estimada utilizando-se vários métodos, que se diferenciam na abordagem e na maneira de expressar os resultados. De modo geral, os métodos para a medição do CO podem ser divididos em combustão a seco, oxidação úmida e espectroscópicos associado à análise multivariada (MAIA et al., 2013), mas nenhum deles informa quanto à estabilidade do carbono medido, com exceção de métodos espectroscópicos (infravermelho médio) que podem determinar tanto a concentração de carbono orgânico do solo (COS) quanto discriminar frações desse carbono (estabilidade).

O método de combustão usa um analisador automático para oxidar o CO em altas temperaturas. A matéria orgânica é queimada e convertida a dióxido de carbono, que é carreado cromatograficamente e medido em detectores apropriados. Este método, além de ser mais rápido, é mais preciso e acurado que a oxidação úmida, pois determina tanto o C em formas facilmente oxidáveis como o presente em estruturas dificilmente oxidáveis. Contudo, para solos com baixa concentração de C, é necessário maior número de replicatas (MAIA et al., 2013). Para solos ricos em carbonatos, para evitar a superestimativa do carbono orgânico, o indicado é analisar o carbono inorgânico e subtrair o valor obtido do COT.

O método por oxidação úmida Walkley-Black (WALKLEY; BLACK, 1934) é o mais comum para determinação do carbono do solo. No entanto, como ele só oxida a fração da MOS facilmente decomponível, o método subestima os teores de CO₂, e a recuperação do C pode variar de 56% a 100%, dependendo do tipo de solo (SKJEMSTAD; TAYLOR, 1999). Várias modificações deste método são propostas, como o aquecimento da amostra, o que parece levar a resultados mais precisos (HEANES, 1984). Para comparar os resultados obtidos de carbono no solo pelos métodos de combustão e pelo Walkley-Black é necessário o uso de um fator de correção para solos brasileiros (GATTO et al., 2009).

Mais recentemente, técnicas quimiométricas aplicadas às medidas espectroscópicas vêm sendo introduzidas para estimar o CO do solo (MAIA et al., 2013). Estes métodos baseiam-se em modelos de calibração desenvolvidos sobre dados analíticos de um grande número de amostras, oriundos de procedimentos químicos (combustão seca é a mais usual) ou de medidas espectroscópicas. Estes últimos incluem principalmente técnicas espectroscópicas vibracionais, tais como do infravermelho médio ou próximo (MIR e NIR) que, neste caso, podem discriminar comprimentos de onda específicos e, portanto, diferentes frações da MOS. Estes métodos medem a reflectância do solo, preservando a composição original das amostras de solo intactas (MADARI et al., 2005; ZIMMERMAN et al., 2007). Os métodos analíticos baseados na perda de massa por ignição ou digestão úmida apresentam falhas, enquanto os procedimentos de combustão secos, usados atualmente, têm precisão analítica de aproximadamente 2 a 3% (WATSON et al., 2000).

3.2. Densidade aparente do solo

O peso por unidade de volume é uma importante propriedade física do solo, que influencia a produtividade

e a qualidade ambiental. É uma propriedade dinâmica, com variações temporais que são mais pronunciadas na superfície do que em subsuperfície.

A porcentagem de carbono presente em um volume conhecido de solo, multiplicada pela densidade é convertida em massa e representa a quantidade de C estocada no solo. Segundo Stolbovoy et al. (2005), os cilindros metálicos para coleta de amostras indeformadas de solos, para o cálculo da densidade, devem ter um volume mínimo de 100 cm³. Os mesmos autores sugerem diferentes profundidades de coleta de amostras para determinação da densidade do solo, em função do tipo de uso do mesmo. Para culturas anuais, amostras em cilindros volumétricos devem ser coletados na camada de 10 a 20 cm, nos solos sob vegetação florestal nas profundidades de 0 a 10 e de 10 a 20 cm e nas pastagens, nas camadas de 0 a 10, 10 a 20 e 20 a 30 cm.

A densidade do solo varia com o tempo e com o uso da terra. Deve-se esperar que um solo mantido com vegetação original ou secundária apresente densidade inferior a um solo que foi manejado com práticas intensivas de cultivo. Em solos cultivados, a densidade da camada arada pode diminuir, mas abaixo dela ('pé de arado ou de grade') a densidade aumenta (ARAÚJO et al., 2004; JESUS, 2006; KUNZ, 2009). As amostras indeformadas para determinação da densidade do solo devem ser coletadas por meio de cilindros metálicos com volume conhecido, nas mesmas trincheiras e profundidades utilizadas para coleta de amostras para determinar a concentração de carbono. A estimativa da densidade aparente do solo é ajustada conforme as mudanças na massa do solo em determinados intervalos de profundidade. O método da massa equivalente, conforme cálculo proposto por Sisti et al. (2004), impede que o estoque de carbono seja maior em solos que sofreram redução nos teores de C mas que simultaneamente tiveram aumento na densidade.

3.3. Amostragem e representatividade dos dados

As amostragens de solo para avaliações de estoque de C são pontuais, utilizando perfis de solo. Stolbovoy et al. (2005) enfatizam que os perfis permitem analisar a morfologia do solo e a retirada de amostras indeformadas para determinação da densidade. A definição da dimensão da escala de dados deve considerar o quanto dados pontuais, no tempo e espaço, podem ser extrapolados para

áreas maiores, seja na escala pontual, regional, nacional ou global. A modelagem matemática permite a ampliação da escala dos dados, permitindo a sua visualização no formato de figuras e mapas. É importante ter a noção de que universo a amostragem do solo representa e do erro a que está sujeita a aplicação e ampliação da escala dos dados.

Um dos grandes desafios na pesquisa é fazer uma amostragem que capture a variação natural no carbono do solo no espaço e no tempo. Se não é feita corretamente, os resultados obtidos das análises não representarão a realidade. Podem ser feitas amostragens em curtos períodos de tempo, numa mesma área, como no início e no fim de uma cultura anual, bem como em cronossequência, onde as coletas ocorrem no mesmo momento, mas em áreas com diferentes tempos de uso. Antes de partir para a coleta do solo, de acordo com a finalidade da amostragem, vários procedimentos devem ser definidos e padronizados, isto é, deve-se estabelecer o protocolo de amostragem (HIGA et al., 2014).

Os períodos de amostragem podem ocorrer no início ou no final da estação de crescimento e também após uma prática específica de manejo como adubação nitrogenada, desbaste ou drenagem. Para reduzir variações temporais, especialmente nas camadas superficiais do solo, a amostragem deve ser feita em períodos com baixa atividade biológica, como no inverno ou durante as estações secas (STOLBOVOY et al., 2005).

A amostragem deve ser realizada em solos e sistemas de manejo representativos. É indicado comparar solos situados em regiões próximas, com propriedades físicas e posição topográfica semelhantes, e selecionar solos sob vegetação natural, sem intervenção antrópica, como referência. É importante, ainda, considerar o tempo necessário para que o estoque de C orgânico do solo sofra alterações após a mudança de uso ou de manejo. Para áreas de lavouras anuais este tempo padrão é de 20 anos. As modificações nos estoques de C normalmente ocorrem de forma não linear. A taxa de mudança é maior durante os primeiros anos e diminui progressivamente com o tempo. Em contraste, quando o manejo promove aumento no estoque de C, a taxa de acumulação tende a seguir uma curva sigmoidal, com variação lenta no início seguida de aumento, voltando a diminuir novamente com o tempo (EGGLESTON et al., 2006). A reamostragem deve ser feita a cada três, cinco ou dez anos, pois intervalos mais curtos podem não detectar diferenças significativas, devido a

pequenas variações anuais nos estoques de C em relação à grande quantidade total de C no solo (SMITH, 2004; WATSON et al., 2000).

A coleta deve ser feita em duas trincheiras de 1 m de largura por 1,2 m de profundidade ou em minitrincheiras de 0,40 m x 0,40 m. Recomenda-se que sejam coletadas quatro amostras por profundidade (duas em cada trincheira), para determinação da concentração de carbono. A amostragem deve ser realizada em camadas definidas de 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm (HIGA et al., 2014). A pequena espessura das camadas tem a vantagem de evitar a diluição da concentração do carbono que ocorre quando se coletam amostras em camadas mais espessas. Com o objetivo de evitar contaminação das amostras, a coleta deve ser feita das camadas mais profundas para as mais superficiais. Em solos minerais, os estoques de carbono orgânico devem ser calculados a uma profundidade padrão de 30 cm (EGGLESTON et al., 2006).

Para definir o número ideal de amostras, pode-se efetuar coletas preliminares, determinar a variância e o desvio padrão e determinar o número suficiente para atingir um erro aceitável. Stolbovoy et al. (2005) consideram a variabilidade espacial do carbono para estipular o número mínimo suficiente de amostras de solo, para manter baixo o custo da amostragem.

4. Estoques de carbono no solo: valores obtidos

Os estoques de carbono são, por convenção, expressos em massa por área, como Mg C ha⁻¹. São determinados pelo balanço entre entradas, via produção primária, e saídas, principalmente, pela perda de gases para a atmosfera devido à decomposição de MOS e foto-oxidação abiótica da serapilheira. A Tabela 1 mostra um exemplo de cálculo. Os estoques são obtidos pela multiplicação da concentração do dado analítico de COT, expresso em massa por unidade de massa (em g C 100 g⁻¹), pela densidade aparente da camada do solo, expressa em massa por volume (g cm⁻³ ou Mg m⁻³), e pela espessura da camada (cm). No caso do laboratório emitir o resultado em g C kg⁻¹ solo, deve-se transformar em %, dividindo-se o valor por dez. A densidade da camada é fundamental na comparação dos estoques entre diferentes tipos de solo, ao longo do tempo, ou sob diversos usos. Solos com a mesma concentração de carbono, mas com diferentes densidades aparentes, têm estoques de carbono diferentes.

Tabela 1. Estoque de C até a profundidade de 100 cm em um Latossolo Vermelho sob Floresta Ombrófila Mista em Ponta Grossa/, PR.

| Profundidade das camadas (cm) | Espessura da camada (cm) | Densidade aparente (g cm^{-3}) | CO (g C 100 g^{-1}) | Estoque de C (Mg ha^{-1}) |
|-------------------------------|--------------------------|---|--------------------------------|--------------------------------------|
| 0-5 | 5 | 0,86 | 3,24 | 13,93 |
| 5-10 | 5 | 0,88 | 2,94 | 12,94 |
| 10-20 | 10 | 0,77 | 2,50 | 19,25 |
| 20-30 | 10 | 0,94 | 2,15 | 20,21 |
| 30-40 | 10 | 1,16 | 1,92 | 22,27 |
| 40-60 | 20 | 0,93 | 1,29 | 23,99 |
| 60-80 | 20 | 0,93 | 0,89 | 16,55 |
| 80-100 | 20 | 1,04 | 0,83 | 17,26 |
| Total | - | - | - | 146,40 |

Quando se busca comparar dados disponíveis na literatura, depara-se com alguns problemas. Há resultados de C determinados por via úmida e outros por via seca. Além disso, os teores e a densidade não são calculados para todos os horizontes ou camadas. No entanto, existem programas que permitem a estimativa do teor do horizonte intermediário entre 0 a 20 cm e 60 a 80 cm, por exemplo, quando se fornece o conteúdo de ambos. Outra maneira é estimar os dados necessários, por meio de funções de pedotransferência, as quais permitem obter a densidade, alimentando o programa com valores conhecidos de textura, C, pH, argila. Pode-se ainda estimar a densidade média do perfil ou por tipo de solo, uma vez que a densidade é uma das propriedades que não varia muito.

O uso da geoestatística e a aplicação de modelagem permitem o aprimoramento das estimativas de estoques de C, uma vez que consideram simultaneamente a

variabilidade vertical, horizontal e temporal nos conteúdos de carbono no solo (FRANCHINI et al., 2011; GREGO et al., 2011). A utilização do cálculo de estoques de CO no solo em programas de pagamentos por serviços ambientais é reconhecida (LAL, 2004), e os modelos desenvolvidos são baseados em mudanças na MOS determinadas em perfis do solo ao longo do tempo (POWLSON et al., 2011b).

5. Estoques de carbono e uso da terra

Os estoques de carbono no solo variam em função do tipo de solo, profundidade, clima, bioma e, principalmente, uso e manejo da terra. Poucos estudos consideram os estoques a 1 m de profundidade (AMEZQUITA et al., 2005). Muitos autores avaliam os estoques somente na superfície do solo, até 30-40 cm (Tabela 2), considerando que as variações em função das profundidades do preparo do solo e influência de raízes ocorrem principalmente até essa profundidade.

Tabela 2. Estoque de C do solo em função do tipo de uso da terra.

| Uso da terra | Idade (anos) | Localização | Tipo de solo | Profundidade (cm) | Estoque de C (Mg ha ⁻¹) | Referência |
|---|--------------|--|---|-------------------|-------------------------------------|------------------------------|
| Sistema silvipastoril: <i>Acacia mangium</i> + <i>Arachis pintoi</i> | 10-16 | Pocora, costa do Atlântico, Costa Rica | Cambissolos | 100 | 183 | Amezquita et al. (2005) |
| Sistema silvipastoril: <i>Brachiaria brizantha</i> + <i>Cordia alliodora</i> + <i>Guazuma ulmifolia</i> | 10-16 | Esparza, costa do Pacífico, Costa Rica | Cambissolos | 100 | 132 | Amezquita et al. (2005) |
| Sistema silvipastoril: <i>Eucalyptus spp.</i> + <i>Brachiaria spp.</i> | | Bioma Cerrado, Minas Gerais, Brasil | Latossolos | 100 | 353 | Tonucci et al. (2011) |
| Sistema agroflorestal (AFS) baseado em cacau (<i>Theobroma cacao</i> L.) | | Bioma Mata Atlântica, Bahia, Brasil | Latossolos | 100 | 302 | Gama-Rodrigues et al. (2010) |
| Sistema agroflorestal (AFS) baseado em cacau (<i>Theobroma cacao</i> L.) | 30 | Bioma Mata Atlântica, Bahia, Brasil | Latossolos | 50 | 94 | Barreto et al. (2011) |
| Sistema agroflorestal AFS) baseado em <i>Gliricidia sepium</i> (Jack.) Kunth. ex Walp | 15 | Indonésia | Cambissolos | 100 | 160 | Smiley e Kroschel (2008) |
| Floresta nativa (<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.) | -- | Bahia, Brasil | Latossolos | 30 | 54 | Frazão et al. (2014) |
| Plantio de óleo de palma (<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.) | 34 | Bahia, Brasil | Latossolos | 30 | 67 | Frazão et al. (2014) |
| Campos naturais pastejados | -- | Bioma Pampa, Rio Grande do Sul, Brasil | Neossolos, Argissolos, Planossolos e Latossolos | 40 | 103 - 140 | Pillar et al. (2012) |
| Floresta nativa | -- | Pocora, costa do Atlântico, Costa Rica | Cambissolos | 100 | 219 | Amezquita et al. (2005) |
| Campo hidrófilo altomontano natural | -- | Bioma Mata Atlântica | Organossolos | 100 | 581 | Rachwal (2013) |

Conforme já mencionado, a profundidade mínima proposta pelo IPCC é de 30 cm (EGGLESTON et al., 2006). Contudo, estudos recentes vêm demonstrando que, apesar do baixo teor de C, a maioria dos horizontes subsuperficiais contribui em mais da metade do estoque total em C no perfil do solo e, portanto, precisam ser considerados no balanço global do C (HARPER; TIBBETT, 2013; RUMPEL, 2014). Portanto, as variações nos procedimentos adotados limitam as comparações entre usos da terra, embora essa limitação não impeça a comparação dos resultados obtidos. Contudo, pelos motivos expostos, a padronização de protocolos de coleta e análise é fundamental.

6. Considerações finais

Indicadores de avaliação de serviços ambientais devem ser robustos, transparentes, baratos e com grande acurácia. A capacidade do solo de estocar carbono orgânico é bastante considerada no contexto de mudanças climáticas, constituindo-se em um importante indicador de serviços ambientais, o que permite comparações em função do clima, tipo de solo, bioma, uso e manejo da terra. Contudo, a padronização dos métodos de coleta e análise química do solo é fundamental para garantir a confiabilidade dos resultados gerados e permitir comparações entre sistemas. Somente assim, as estimativas de estoques de carbono orgânico no solo poderão ser utilizadas, de modo seguro, nos programas de pagamentos por serviços ambientais.

Agradecimentos

Agradecemos as seguintes fontes pelo suporte e financiamento: Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01.

Referências

AMEZQUITA, M. C.; IBRAHIM, M.; LLANDERAL, T.; BUURMAN, P.; AMEZQUITA, E. Carbon sequestration in pastures, silvopastoral systems and forests in four regions of the Latin American tropics. *Journal of Sustainable Forestry*, v. 21, p. 31-49, 2005.

ARAÚJO, E. A.; LANI, J. L.; AMARAL, E. F.; GUERRA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo distrófico na Amazônia Ocidental. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 28, p. 307-315, 2004.

BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; FONTES, A. G.; POLIDORO, J. C.; MOÇO, M. K. S.; MACHADO, R. C. R.; BALIGAR, V. C. Distribution of oxidizable organic C fractions in soils under cacao agroforestry systems in Southern Bahia – Brazil. *Agroforestry Systems*, Dordrecht, v. 81, p. 213-220, 2011.

BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, Oxford, v. 12, p. 1394–1404, 2009.

DALE, V. H.; POLASKY, S. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. *Ecological Economics*, Amsterdam, v. 64, p. 286-296, 2007.

EGGLESTON, S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**: volume 4: agriculture, forestry, and other land use. Japan: IGES, Japan. 2006.

FRANCHINI, J. C.; WRUCK, F. J.; DEBIASI, H.; OLIVEIRA, F. A. Variabilidade espacial e temporal de carbono e fósforo em sistemas de integração lavoura-pecuária em Mato Grosso. In: INAMASU, R. Y.; NAIME, J. V.; RESENDE, A.; BASSOI, L. H.; BERNARDI, A. C. C. (Ed.). **Agricultura de precisão**: um novo olhar. São Carlos: Embrapa Instrumentação, 2011. p.173-177.

FRAZÃO, L. A.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Soil carbon stocks under oil palm plantations in Bahia State, Brazil. *Biomass and Bioenergy*, Oxford, v. 62, p. 1-7, 2014.

GAMA-RODRIGUES, E. F.; NAIR P. K. R.; NAIR V. D.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BALIGAR, V.; MACHADO, R. C. R. Carbon storage in soil size fractions under two cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. *Environmental Management*, New York, v. 45, p. 274–283, 2010.

GATTO, A.; BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F.; SILVA, I. R.; SÁ MENDONÇA, E.; VILLANI, E. M. A. Comparação de métodos de determinação do carbono orgânico em solos cultivados com Eucalipto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 33, p. 735-740, 2009.

GREGO, C. R.; OLIVEIRA, A.; NOGUEIRA, S. F.; RODRIGUES, C. A. G.; BRANCALIÃO, S. R.; FURTADO, A. L. S. Estoque de carbono no solo e produtividade da cana-de-açúcar analisados quanto a variabilidade espacial. In: INAMASU, R. Y.; NAIME, J. V.; RESENDE, A.; BASSOI, L. H.; BERNARDI, A. C. C. (Ed.). **Agricultura de precisão: um novo olhar**. São Carlos: Embrapa Instrumentação, 2011. p. 240-244.

HARPER, R. J.; TIBBETT, M. The hidden organic carbon in deep mineral soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 368, p. 641-648, 2013.

HEANES, D. L. Determination of total organic-C in soils by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 15, p. 1191-1213, 1984.

HIGA, R. C. V.; CARDOSO, D. J.; ANDRADE, G.; ZANATTA, J. A.; ROSSI, L. M. B.; PULROLNIK, K.; NICODEMO, M. L.; GARRASTAZU, M. C.; VASCONCELOS, S.; SALIS, S. M. de. **Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal**. Embrapa Florestas: Colombo, 2014. 68 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 266).

JANZEN, H. H. The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it? **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 419-424, 2006.

JESUS, C. P. **Atributos físicos do solo e produtividade da soja após um ano de integração lavoura pecuária em área sob plantio direto**. 2006. 44 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.

KUNZ, M. **Comportamento físico de um Latossolo sob integração lavoura-pequária**. 2009. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004.

LUO, Y.; ZHOU, X. **Soil respiration and the environment**. Amsterdam: Elsevier, 2006. 323 p.

MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A.; TORRES, E.; ANDRADE, A. G.; VALENCIA, L. I. O. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 80, p. 185-200, 2005.

MAIA, C. M. B. F.; NOVOTNY, E. H.; RITTL, T. F. Soil organic matter: chemical and physical characteristics and analytical methods: a review. **Current Organic Chemistry**, Hilversum, v. 17, n. 24, p. 2985-2990, 2013.

PILLAR, V. D.; TORNQUIST, C. G.; BAYER, C. The southern Brazilian grassland biome: soil carbon stocks, fluxes of greenhouse gases and some options for mitigation. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, suppl., p. 673-681, 2012.

PIMENTEL, D.; HEPPERLY, P.; HANSON, J.; DOUDS, D.; SEIDEL, R. Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. **BioScience**, Washington, DC, v. 55, p. 573-582, 2005.

POWLSON, D. S.; WHITMORE, A. P.; GOULDING, K. W. T. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: A critical re-examination to identify the true and the false. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 62, p. 42-55, 2011a.

POWLSON, D. S.; GREGORY, P. J.; WHALLEY, W. R.; QUINTON, J. N.; HOPKINS, D. W.; WHITMORE, A. P.; HIRSCH, P. R.; GOULDING, K. W. T. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. **Food Policy**, London, v. 36, n. 1, p. 72-87, 2011b.

RACHWAL, M. F. G. **Gases de efeito estufa em Organossolo natural e drenado - Paraná**. 2013. 155 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

RAUDSEPP-HEARNE, C.; PETERSON, G. D.; BENNETT, E. M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, DC, v. 107, p. 5242-5247, 2010.

RAWLS, W. J.; PACHEPSKY, Y. A.; RITCHIE, J. C.; SOBECKI, T. M.; BLOODWORT, H. Effect of soil carbon on soil water retention. **Geoderma**, Amsterdam, v. 116, n. 61-76, 2003.

RUMPEL, C. Opportunities and threats of deep soil organic matter storage. **Carbon Management**, London, v. 5, n. 2, p. 115-117, 2014.

SCHOLES, R. J.; MONTEIRO, P. M. S.; SABINE, C. L.; CANADELL, J. G. Systematic long-term observations of the global carbon cycle **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 24 , n. 8, p. 427-430, 2009.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 76, p. 39-58, 2004.

SKJEMSTAD, J. O.; TAYLOR, J. A. Does the Walkley-Black method determine soil charcoal? **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 30, p. 2299-2310, 1999.

SMILEY, G. L.; KROSCHEL, J. Temporal change in carbon stocks of cocoa-gliricidia agroforests in Central Sulawesi, Indonesia. **Agroforest Systems**, v. 73, p. 219-231, 2008.

SMITH, P. How long before a change in soil organic carbon can be detected? **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 1878-1883, 2004.

STAVI, I.; LAL, R. Agriculture and greenhouse gases, a common tragedy. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, Les Ulis, v. 33, n. 2, p. 275-289, 2013.

STOLBOVOY, V.; MONTANARELLA, L.; FILIPPI, N.; SELVARADJOU, S.; PANAGOS, P.; GALLEGOS, J. **Soil sampling protocol to certify the changes of organic matter carbon stock in mineral soils of European Union**. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2005. 12 p.

TONUCCI, R. G.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D.; GARCIA, R.; BERNARDINO, F. S. Soil carbon storage in silvopasture and related land use systems in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 40, p. 833-841, 2011.

VERBRUGGEN, E.; KIERS, E. T.; BAKELAAR, N. C.; RÖLING, W. F. M.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A. Provision of contrasting ecosystem services by soil communities from different agricultural fields. **Plant and Soil**, The Hague, v. 350, p. 43-55, 2012.

WALKLEY, A.; BLACK, A. An examination of the Degjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, Baltimore, v. 37, p. 29-38, 1934.

WATSON, R. T.; NOBLE, I. R.; BOLIN, B.; RAVINDRANATH, N. H.; VERARDO, D. J.; DOKKEN, D. J. (Ed). **Land use, land-use change, and forestry**: a special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2000.

ZHANG, S. L.; SIMELTON, E.; LOVDAHL, L.; GRIP, H.; CHEN, D. L. Simulated long-term effects of different soil management regimes on the water balance in the Loess Plateau. China. **Field Crop Research**, v. 100, p. 311-319, 2007.

ZIMMERMANN, M.; LEIFELD, J.; FUHRER, J. Quantifying soil organic carbon fractions by infrared spectroscopy. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 224-231, 2007.

Matéria orgânica como indicador da qualidade do solo e da prestação de serviços ambientais

Claudia Maria Branco de Freitas Maia; Lucilia Maria Parron

Resumo: O solo é reconhecido pelo seu múltiplo papel nos serviços prestados pelos ecossistemas, tais como a retenção de carbono e nitrogênio, a manutenção da qualidade da água, a redução da lixiviação de nitrato, o equilíbrio do clima e a conservação da biodiversidade. O carbono orgânico é um dos indicadores mais frequentemente usados na avaliação da qualidade e da sustentabilidade do solo. Tal atributo tem forte impacto sobre outras propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Os diversos sistemas de uso da terra podem levar a diferentes acúmulos das frações da matéria orgânica no solo, de estabilidades variadas. Porém, dependendo do procedimento usado no estudo destes atributos, diferentes frações podem ser obtidas. Isto ocorre porque existem muitas possibilidades de isolamento e fracionamento da MOS, o que leva à grande pluralidade de interpretações e conclusões. Este capítulo discute os tipos de frações da MOS, sua origem, processos de acúmulo e suas funções no solo. Uma descrição é dada sobre os métodos de fracionamento físico da MOS e sobre as funções no solo relacionadas às frações resultantes e como estas podem ser usadas como indicadores para comparar diferentes usos da terra e, consequentemente, estimar a prestação de serviços ambientais.

Palavras-chave: carbono do solo; serviços ambientais; fracionamento da MOS.

Organic matter as an indicator of soil quality and ecosystem services

Abstract: The soil is known for its multifunctional role in ecosystem services such as retention of carbon and nitrogen, maintenance of water quality, reduction of nitrate leaching, climate balance and biodiversity conservation. Soil organic carbon is one of the most common indicator used to evaluate soil quality and sustainability since it has a strong impact on other physical, chemical and biological properties of the soil. Each land use system leads to a diverse accumulation of soil organic matter and to fractions with different stability. However, different fractions can be obtained in SOM studies, depending on the procedure or the research goal of the soil scientist. In fact, there are several ways of isolating or fractioning the SOM, leading to different interpretations and conclusions. This chapter presents and discusses some types of SOM fractions, their origin, accumulation processes and functions in soil. A description on the methodology of physical fractionation is given as well as on the soil functions related to each resulting fraction. Finally, we discuss how organic matter indicators have been used to compare land uses and to estimate the provision of ecosystem services.

Keywords: soil carbon; ecosystem services; SOM fractionation.

1. Introdução

O solo tem sido a principal fonte de bens – alimentos, fibras e madeira - para a sobrevivência da humanidade, especialmente quando esta se estabeleceu como agricultora. O reconhecimento do valor dos serviços prestados pelo solo para as sociedades humanas vem mudando ao longo da história, variando conforme a base cultural e econômica de uma sociedade em dado contexto (ROMANYÀ et al., 2006). Hoje, além da importância para a produção de bens primários, o solo vem sendo também reconhecido pelo seu múltiplo papel nos serviços prestados pelos ecossistemas no aumento da retenção de carbono (PILLAR et al., 2012) e de nitrogênio, na manutenção da qualidade da água, redução da lixiviação de nitrato (HARMAND et al., 2007), no equilíbrio do clima e na conservação da biodiversidade (MOÇO et al., 2009).

Conforme exposto no Capítulo 1, solos e usos da terra desempenham um papel central na prestação de serviços ambientais de provisão (produção de alimentos, fibras e madeira), de suporte (ciclagem de nutrientes), de regulação (sequestro de carbono) e culturais (beleza cênica da paisagem) (JANETOS; KASPERSON, 2005). A manutenção da qualidade do solo é, sem dúvida, um dos principais pilares da sustentabilidade agrícola e florestal, entendendo-se como qualidade do solo a sua capacidade de produzir bens e serviços econômicos e de regular o ambiente (LAL, 1993) ou ainda, a capacidade do solo funcionar para manter a produtividade vegetal e animal, manter ou melhorar a qualidade do ar e da água e, assim, promover a saúde e habitação humanas, dentro dos limites de ecossistemas naturais ou manejados (KARLEN et al., 1997). Este capítulo discute a origem e processos de acúmulo da matéria orgânica do solo (MOS); descreve os métodos de fracionamento físico da MOS e as funções no solo que estão melhor relacionadas com estas frações; e mostra como esses indicadores podem ser utilizados para comparar usos da terra e, consequentemente, avaliar a prestação de serviços ambientais.

2. Indicadores de qualidade do solo e funções ecossistêmicas

A qualidade do solo pode ser medida por indicadores definidos a partir de diferentes pontos de vista, como o ecológico, o econômico ou o social e levam em consideração certa propriedade, ou função do solo, que reflete as mudanças em um agroecossistema ou em sistema florestal (MARTINEZ-SALGADO et al., 2010). A escolha de um indicador de qualidade depende, primeiramente, do

objetivo do estudo e do interesse do observador (SHUKLA et al., 2006) e a diferença entre o olhar conservacionista e o produtivista pode levar a escolhas diferentes na função do solo a ser avaliada. Em geral, estudos que adotam indicadores de qualidade podem ser classificados em dois tipos: os que avaliam a variação de um indicador do solo no tempo dentro de um sistema e os que comparam diferentes sistemas entre si. No primeiro caso, é desejável que o indicador seja sensível a variações em um curto espaço de tempo. No segundo caso, a dependência temporal não é tão importante, mas é preciso que o indicador seja sensível às mudanças no manejo (VEZZANI; MIELNICZUK, 2009). Outros critérios a considerar na escolha do indicador são: a facilidade de medição, a confiabilidade metodológica e os custos envolvidos em sua medição.

Os indicadores de solos podem representar propriedades físicas, químicas ou biológicas associadas aos diferentes processos que ali ocorrem, tais como, ciclagem de nutrientes, retenção hídrica, potencial de erosão, potencial de lixiviação, atividade biológica, entre outros. Textura, porosidade, densidade e estabilidade de agregados podem ser citadas como as propriedades físicas mais usadas como indicadores de solo. A acidez (pH), salinidade, teor de carbono total ou orgânico, fósforo disponível, capacidade de troca iônica, entre outros, são exemplos de atributos. Quanto às propriedades biológicas, podem ser citadas as medidas de abundância de diferentes organismos do solo (minhocas, nematoïdes, térmitas, formigas, actinomicetos, etc.), a biomassa microbiana, atividade enzimática, entre outros. Para ser um bom indicador de qualidade, a propriedade ou função que ele representa precisa se relacionar com os processos envolvidos na transformação do solo, decorrente das práticas agrícolas adotadas no sistema estudado. Portanto, a definição e delimitação claras de tais processos são fundamentais para a escolha de indicadores da qualidade do solo. Frequentemente, nesta etapa do estudo, algum juízo de valor será usado e a escolha de indicadores pode tomar tempo considerável no planejamento dos experimentos frequentemente usados para avaliar a qualidade de solos (MAIA et al., 2013).

3. Matéria Orgânica do Solo como indicador de funções do ecossistema

Por estar intimamente relacionada a várias funções essenciais, a MOS, ou as propriedades/processos do solo

por ela afetados, estão entre os indicadores mais estudados para avaliar a qualidade do solo (MARTINEZ-SALGADO et al., 2010; REEVES, 1997). Entre estas funções, por exemplo, a MOS é a fonte primordial de carbono (C), que em compartimentos terrestres está estimada entre $1,22 \times 10^{18}$ g de C (SOMBROEK et al., 1993) e $2,293 \times 10^{18}$ g de C até um metro de profundidade (BATJES, 1996). É o maior depósito de C na superfície terrestre, estimado em três a quatro vezes maior que o C atmosférico (BATJES, 1996; STOCKMANN et al., 2013). A MOS, portanto, constitui a principal fonte de energia e nutrientes para a atividade microbiana. Processos como a “respiração microbiana do solo” ou evolução de dióxido de carbono (CO_2) estão fortemente associados ao teor e à qualidade da MOS e, como consequência, a própria diversidade biológica estará refletindo, também, a qualidade da MOS. Sua estabilidade será, por sua vez, consequência da dinâmica da atividade microbiana, do tipo e da quantidade de resíduos vegetais e animais aportados na superfície do solo e na rizosfera, e de outros atributos do solo, tais como tipo de argila, textura e pH. Por sua ação cimentante, a MOS influencia ainda diversas propriedades físicas do solo, tais como agregação, porosidade, densidade, retenção hídrica, potencial de infiltração e lixiviação, resistência à erosão, entre outros (SIX et al., 2002).

De acordo com Hayes e Swift (1978), a MOS pode ser descrita como o componente não-vivo da fração orgânica do solo, formada por uma mistura heterogênea composta principalmente pelos produtos resultantes da transformação química e microbiana de detritos orgânicos. Esta fração não-viva da MOS representa cerca de 95% de seus constituintes (MAIA et al., 2013) e pode ser dividida em duas partes: a fração não húmica em vários estágios de decomposição da biomassa de origem e a fração sem identidade morfológica e alterada quimicamente. A primeira fração, em geral, é associada à fração particulada da MOS e a segunda à fração da MOS estabilizada e frequentemente chamada de húmus (MAIA et al., 2013).

A quantidade e composição da MOS são fortemente afetadas pelo uso e cobertura da terra. Pegoraro et al. (2011), por exemplo, estudando solos sob eucalipto e pastagens e suas serapilheiras, encontrou maiores teores de fenóis derivados de lignina siringílica em solos sob eucaliptos do que sob pastagens. Porém, os solos nestas pastagens apresentaram maiores teores de carboidratos e amino açúcares do que os solos sob eucalipto. Várias

propriedades químicas do solo, como capacidade de troca iônica e teor de nutrientes, entre outras, são fortemente afetadas pela quantidade e qualidade da MOS (MARTINEZ-SALGADO et al., 2010; REEVES, 1997; SIX et al., 2002).

Por englobar um universo tão heterogêneo de componentes e pelas dificuldades metodológicas em discriminá-los em uma amostra de solo, a MOS tem sido caracterizada diferentemente de acordo com o método usado na sua amostragem e no seu fracionamento (MAIA et al., 2013). Como consequência disto, uma grande diversidade de indicadores associados à MOS vem sendo sugerida na literatura, desde índices de humificação associados ao teor das frações húmicas extraídas quimicamente, até o estudo de frações extraídas por soluções aquosas ou com diferentes densidades. Dependendo do foco adotado pelo cientista de solo na caracterização da MOS e dependendo do procedimento usado no estudo, diferentes aspectos podem estar refletidos nos resultados. Isto se deve ao fato de que existem muitas possibilidades de isolamento e fracionamento da MOS, o que leva a grande pluralidade de interpretações e conclusões. De qualquer forma, quando se pretende estudar a dinâmica da MOS, é quase sempre necessário se definir diferentes *pools*, ou reservatórios, conceituais baseado na velocidade de decomposição ou estabilidade química (LÜTZOW et al., 2007). Assim, o fracionamento da MOS, de modo a representar satisfatoriamente estas características ou atributos, é um desafio analítico. No contexto deste trabalho, o termo fração refere-se aos componentes da MOS mensuráveis e o termo *pool* refere-se aos componentes do solo, separados dentro de uma visão teórica (WANDER, 2004).

4. Fracionamento da matéria orgânica do solo (MOS)

O fracionamento visa separar frações homogêneas quanto à natureza, dinâmica e função da MOS, mas, ao mesmo tempo, manter sua identidade. A escolha do método de fracionamento depende do objetivo a alcançar, seja a caracterização química da MOS ou a quantificação de *pools* da MOS, associados à ciclagem e liberação de nutrientes para as plantas (ROSCOE; MACHADO, 2002).

Analiticamente, o fracionamento pode ser químico ou físico. No primeiro caso, a abordagem clássica é separar a MOS em três diferentes frações, de acordo com suas

solubilidades em diferentes faixas de pH: ácido húmico, solúvel em base; ácido fúlvico, solúvel em qualquer pH e humina insolúvel em qualquer pH. Atualmente, considera-se que estas frações, representam mera definição operacional, pois é sabido que moléculas simples, tais como açúcares, aminoácidos ou ácidos graxos, podem estar associadas a elas, juntamente com componentes mais humificados (MAIA et al., 2013). Os métodos físicos são considerados menos invasivos, preservando melhor as características do material de origem. Estes métodos podem ser granulométricos, quando fracionam a MOS de acordo com o tamanho de partícula, ou densimétricos, quando fracionam a MOS de acordo com a densidade dos seus diferentes componentes livres ou associados ao material mineral na forma de agregados.

O fracionamento densimétrico é usado para isolar a MOS que não está firmemente associada ao solo mineral (fração leve, FL) da fração formada por complexos organo-minerais (fração pesada, FP), com o objetivo de obter informações sobre os diferentes *pools* funcionais da MOS, representantes de sua estabilidade: o ativo, um intermediário e o passivo (LÜTZOW et al., 2007). Assim, este procedimento é usado para relacionar a MOS com a agregação e a estabilidade de agregados do solo ou, ainda, para a quantificação de compartimentos da MOS, visando estudos sobre sua dinâmica e sobre o papel das frações minerais na estabilização e transformação da MOS (ROSCOE; MACHADO, 2002). O fracionamento densimétrico remete a três frações: leve livre (FLL), leve oclusa (FLO) e fração pesada (FP).

Durante o processo de decomposição, uma parte da MOS associa-se às partículas minerais do solo, acumulando-se em frações de diferentes densidades (CONCEIÇÃO, 2006). A parte não decomposta (ou pouco decomposta) e fracamente associada às argilas, constitui a fração leve (FL), que pode, ainda, estar oclusa e protegida no interior dos agregados (FLO) ou livre entre estes agregados (FLL). A FLL é obtida mediante agitação branda em líquido de densidade conhecida, antes da dispersão completa dos agregados. A estabilidade desta fração está estreitamente associada à estabilidade de seus componentes moleculares. Assim, materiais mais ricos em lignina potencialmente se degradam mais lentamente do que materiais mais ricos em carboidratos ou proteínas. A FLO é, em geral, obtida após a destruição de agregados por sonicação e compreende um conjunto de compostos orgânicos em maior estágio de

decomposição do que a FLL (CONCEIÇÃO et al., 2008), mas com alguns componentes similares a esta última fração. A estabilidade da FLO é dada principalmente da proteção física provida pelo agregado.

Pesquisas recentes sugerem que a degradação da MOS depende mais da acessibilidade de seus componentes à enzimas e microrganismos, do que de sua estabilidade química (DUNGAIT et al., 2012; KLEBER et al., 2011; SCHMIDT et al., 2011). A fração pesada representa compostos orgânicos em estágio mais avançados de decomposição, fortemente associados à fração mineral (CONCEIÇÃO et al., 2008).

5. Mudanças no uso e cobertura da terra e o fracionamento densimétrico da MOS

Diferentes sistemas de uso da terra levam a diferentes acúmulos das frações da MOS, com diferentes estabilidades químicas. No caso do fracionamento densimétrico, admite-se que a associação das partículas do solo e seu arranjo espacial têm um papel fundamental nesta dinâmica da MOS (LÜTZOW et al., 2007).

A fração leve representa o material vegetal não decomposto ou em estágio inicial de decomposição. Assim, esta fração representa, também, uma fase de transição no processo de humificação (LEIFELD; KÖGEL-KNABNER, 2005). Frações da MOS com tempos de degradação entre anos a décadas, tais como a FL, muitas vezes respondem mais rapidamente às mudanças induzidas pelo manejo do solo, do que a fração mais estabilizada, ou mais humificada, associada à fração mineral (CONCEIÇÃO, 2006; LEIFELD; KÖGEL-KNABNER, 2005).

A dinâmica das frações da MOS é afetada pelos mecanismos de estabilização (recalcitrância, proteção física e associação com os minerais), especialmente de 0 a 20 cm de profundidade. Mudanças nos sistemas de uso e manejo do solo usualmente afetam primeiramente os estoques de FLL, cuja persistência no solo depende essencialmente de sua recalcitrância, seguida pela FLO, que além da recalcitrância é protegida pela oclusão em agregados, e, finalmente, pela FP que pode sofrer a influência dos três mecanismos (recalcitrância, oclusão e interação coloidal) (TOMAZI, 2008).

Na Tabela 1 encontram-se alguns resultados sobre estudos da distribuição das frações LL, LO e P em solos de clima tropicais e subtropicais.

Tabela 1. Carbono total e nas frações leve livre, leve oclusa e pesada da matéria orgânica, entre 0-20 cm de profundidade, em solos tropicais e subtropicais, em diferentes sistemas de uso do solo.

| Área | Uso | Sistema | Textura do solo | CO ($Mg\ ha^{-1}$) | | | | C Total (%) | | | Referência |
|---------------------|-----|----------------------|-------------------------|----------------------|-------|-------|-------|-------------|-----|----|--------------------|
| | | | | FLL | FLO | FP | Total | FLL | FLO | FP | |
| Eldorado do Sul, RS | L | PC AM | P franco-argilo-arenoso | 0,84 | 3,97 | 22,95 | 27,76 | 3 | 14 | 84 | Conceição (2006) |
| Eldorado do Sul, RS | L | Plantio direto | P franco-argilo-arenoso | 1,07 | 4,51 | 25,51 | 31,09 | 3 | 15 | 82 | Conceição (2006) |
| Eldorado do Sul, RS | N | Campo nativo | P franco-argilo-arenoso | 1,49 | 4,78 | 33,04 | 39,31 | 4 | 12 | 84 | Conceição (2006) |
| Santo Ângelo, RS | L | Plantio convencional | LV muito argiloso | 0,97 | 8,08 | 30,98 | 40,03 | 3 | 21 | 76 | Conceição (2006) |
| Santo Ângelo, RS | L | Plantio direto | LV muito argiloso | 0,75 | 8,2 | 31,4 | 40,35 | 2 | 21 | 77 | Conceição (2006) |
| Santo Ângelo, RS | N | Mata | LV muito argiloso | 4,65 | 15,26 | 45,98 | 65,89 | 7 | 23 | 70 | Conceição (2006) |
| Luziânia, GO | L | Preparo convencional | LVA muito argiloso | 2,76 | 7,92 | 39,47 | 50,15 | 6 | 16 | 79 | Tomazi (2008) |
| Luziânia, GO | L | Plantio direto | LVA muito argiloso | 7,51 | 9,25 | 39,44 | 56,2 | 13 | 17 | 70 | Tomazi (2008) |
| Luziânia, GO | L | Cultivo mínimo | LVA muito argiloso | 4,48 | 9,12 | 36,13 | 49,73 | 9 | 18 | 73 | Tomazi (2008) |
| Luziânia, GO | N | Cerrado | LVA muito argiloso | 2,83 | 8,1 | 38,83 | 49,76 | 6 | 16 | 78 | Tomazi (2008) |
| Costa Rica, MS | L | Preparo convencional | LV muito argiloso | 3,43 | 8,17 | 36,75 | 48,35 | 7 | 17 | 76 | Tomazi (2008) |
| Costa Rica, MS | L | Plantio direto | LV muito argiloso | 3,29 | 8,31 | 39,6 | 51,2 | 6 | 16 | 77 | Tomazi (2008) |
| Costa Rica, MS | L | Cultivo mínimo | LV muito argiloso | 2,71 | 7,81 | 38,03 | 48,55 | 6 | 16 | 78 | Tomazi (2008) |
| Costa Rica, MS | N | Cerrado | LV muito argiloso | 3,84 | 8,8 | 46,94 | 59,58 | 6 | 15 | 79 | Tomazi (2008) |
| Belo Oriente, MG | FP | Eucalipto | Argiloso | 2,19 | 0,73 | 38,64 | 41,56 | 5 | 2 | 93 | Lima et al. (2008) |
| Belo Oriente, MG | P | Extensiva degradada | Argiloso | 2,20 | 0,61 | 28,73 | 31,54 | 7 | 2 | 91 | Lima et al. (2008) |
| Belo Oriente, MG | N | Mata | Argiloso | 4,93 | 1,78 | 46,28 | 52,99 | 9 | 3 | 87 | Lima et al. (2008) |
| Virginópolis, MG | FP | Eucalipto | Muito argiloso | 6,36 | 0,68 | 60,36 | 67,40 | 9 | 1 | 90 | Lima et al. (2008) |
| Virginópolis, MG | P | Extensiva degradada | Muito argiloso | 3,73 | 0,49 | 48,95 | 53,17 | 7 | 1 | 92 | Lima et al. (2008) |
| Virginópolis, MG | N | Mata | Muito argiloso | 7,08 | 1,34 | 73,84 | 82,26 | 9 | 2 | 90 | Lima et al. (2008) |

L – lavoura; N – nativo; FP – floresta plantada; P – pastagem; PC AM – preparo convencional aveia-milho; P – Argissolo; LV – Latossolo vermelho; LVA – Latossolo vermelho amarelo.



Conceição (2006), estudando diferentes usos da terra (plantio direto sobre Argissolo e pastagens em Latossolo), no Rio Grande do Sul, encontrou que na área de plantio direto, considerando a camada arável (0-20 cm), a variação da FLL caiu para 7%, enquanto a FLO foi responsável por 16% do acúmulo da MOS. As maiores diferenças no acúmulo de C ocorreram, no entanto, na FP. No mesmo estudo, considerando dois diferentes sistemas de preparo de solo, em Latossolo Vermelho (LV) muito argiloso sob rotação trigo-soja-nabo-milho, a concentração de C na FLL da MOS foi similar entre os sistemas de preparo para todas as camadas, sendo que as maiores concentrações ocorreram na superfície (0-5 cm), coerente com a taxa de deposição de resíduos na superfície no solo sob plantio direto (PD). Nesta camada, a concentração de C na FLO foi maior no sistema PD do que no plantio convencional (PC). O estudo demonstrou que o PD acumulou mais C do que no sistema PC e que este acúmulo foi mais importante na fração FLO da camada mais superficial.

Tomazi (2008) estudou, também, lavouras sob diferentes sistemas de preparo (plantio direto, cultivo mínimo e cultivo convencional, usando área de Cerrado como referência) em três Latossolos brasileiros e concluiu que o sistema PC promoveu reduções significativas do C no solo e nas frações leve e pesada, com redução principalmente na labilidade do C. Entretanto, a conversão para PD acumulou C nos três solos em relação ao PC, na mesma taxa anual. Neste estudo, nem sempre a mesma fração mostrou a mesma relevância na variação do estoque de carbono, de 0-20 cm. Por exemplo, no LV (Mato Grosso do Sul) a FP teve a maior contribuição para o aumento do C do solo (90%), enquanto que nos Latossolos Vermelho-Amarelo (LVA), de Goiás e do Maranhão, a FL foi mais importante (78%). Desta forma, o PD proporcionou melhor qualidade do solo quando comparado ao PC. O estudo mostrou que os mecanismos dominantes de perdas ou acúmulo de C podem variar de solo para solo. No LVA (Goiás), por exemplo, apenas as frações leves foram afetadas pelo manejo, enquanto que no LV (Mato Grosso do Sul), a fração pesada foi a que mais influenciou na variação de C. Neste estudo, os dois solos comportaram-se diferentemente, tanto na resistência às perdas de MOS nas frações, como na dinâmica de acúmulo de C nestas frações.

Em sistemas florestais, o estudo de Lima et al. (2008) sobre o fracionamento da MOS em plantios de eucalipto, em áreas previamente ocupadas com pastagens degradadas, demonstrou que houve aumento no estoque de C na FLL, que se mostrou um bom indicador das mudanças na MOS pela mudança de uso da terra, no solo mais fértil. O aumento da fração FLL

ocorreu principalmente nas camadas superficiais (0-5 cm) nos solos sob eucalipto e reflete a maior deposição de resíduos na superfície do solo, em relação à pastagem. Essa recuperação da FLL nas camadas superficiais é importante, pois, embora seu estoque seja menor do que outras frações mais estáveis da MOS, essa fração tem ciclagem rápida e pode favorecer a biota do solo e assim, influenciar outras frações. O estudo mostra, também, que o maior acúmulo de C nos solos sob menor temperatura média anual pode ser explicado pela menor taxa de degradação da FLL, com relação aos solos sob clima mais quente.

Mais recentemente, Santos et al. (2013) estudaram a camada mais superficial (0-7,5 cm) de um Argissolo Vermelho Eutrófico arênico, submetido a diferentes sistemas de uso (florestamento homogêneo de *Eucalyptus grandis*, sistema agrossilvipastoril e campo nativo). O estudo apontou maiores estoques de COT nas FLL e FLO em solos sob eucalipto do que nos demais. O estudo mostra que em solos arenosos ou franco-arenosos, o mecanismo de proteção por oclusão em agregados é menos importante e a proteção via associação com as partículas minerais passa a ser mais significativa, o que está refletido no maior teor de C na humina destes solos.

A utilização do fracionamento da matéria orgânica como indicador ecológico e de propriedades do solo, associado a outros indicadores, é apropriada para o monitoramento de mudanças nas práticas de uso da terra. Permite avaliar a complexidade dos ecossistemas identificando especificidades que o monitoramento de carbono orgânico total, utilizado isoladamente como indicador, muitas vezes não permite.

6. Considerações finais

A qualidade do solo é um fator fundamental na produtividade agrícola ou florestal e no provimento de vários serviços ambientais do solo. Alguns indicadores de qualidade do solo estão estreitamente relacionados a esses serviços, tais como a agregação e estabilidade de agregados do solo, bases para uma boa estrutura do solo. No entanto, dada a complexidade dos atributos e mecanismos envolvidos nos serviços prestados pelo solo, não é simples estabelecer e dimensionar essa relação. O fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo tem importante potencial, fornecendo indicadores úteis em estudos sobre as alterações do carbono do solo provocadas por manejo ou mudança de uso da terra. Seu uso por gestores públicos e privados nos

programas de pagamentos por serviços ambientais deve estar associado a outros indicadores do solo, tais como o carbono orgânico total ou o carbono total, uma vez que o fracionamento densimétrico é sensível não somente às mudanças de uso da terra, mas, também, às características do sítio, incluindo a textura do solo, posição topográfica, material de origem, clima e suas interações com o manejo do solo.

Agradecimentos

Agradecemos as seguintes fontes pelo suporte e financiamento: Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01.

Referências

BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 47, p. 151–163, June 1996.

CONCEIÇÃO, P. C. **Agregação e proteção física da matéria orgânica em dois solos do sul do Brasil**. 155 f. 2006. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio no estudo da proteção física da matéria orgânica em solos. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 32, n. 1, p. 541–549, 2008.

DUNGAIT, J. A. J.; HOPKINS, D. W.; GREGORY, A. S.; WHITMORE, A. P. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. **Global Change Biology**, Oxford, v. 18, n. 6, p. 1781–1796, 2012.

HARMAND, J.-M.; ÁVILA, H.; DAMBRINE, E.; SKIBA, U.; DE MIGUEL, S.; RENDEROS DURAN, R. V.; OLIVER, R.; JIMENEZ, F.; BEER, J. Nitrogen dynamics and soil nitrate retention in a Coffea arabica—Eucalyptus deglupta agroforestry system in Southern Costa Rica. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 85, n. 2, p. 125–139, 2007.

HAYES, M. H. B.; SWIFT, R. S. The chemistry of soil organic colloids. In: GREENLAND, D. J.; HAYES, M. H. B. (Ed.). **The chemistry of soil constituents**. Chichester: Wiley, 1978. p. 179–320.

JANETOS, A. C.; KASPERSON, R. Synthesis: condition and trends in systems and services, trade-offs for human well-being, and implications for the future. In: HASSAN, R. M.; SCHOLE, R. J.; ASH, N. (Ed.). **Ecosystems and human well-being: current state and trends: volume 1**. Washington, DC: Island Press, 2005. p. 827–834.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Soil Science Society American Journal**, Madison, v. 61, p. 4–10, 1997.

KLEBER, M.; NICO, P. S.; PLANTE, A.; FILLEY, T.; KRAMER, M.; SWANSTON, C.; SOLLINS, P. Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: implications for modeling concepts and temperature sensitivity. **Global Change Biology**, Oxford, v. 17, p. 1097–1107, 2011.

LAL, R. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 27, p. 108, 1993.

LEIFELD, J.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, n. 1-2, p. 143–155, 2005.

LIMA, N. A. M.; SILVA, I. R.; NEVES, J. C. L.; NOVAIS, R. F. de; BARROS, N. F. de; MENDONÇA, E. de S.; DEMOLINARI, M. de S. M.; LEITE, F. P. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de Eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 1053–1063, 2008.

LÜTZOW, M. VON; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; FLESSA, H.; GUGGENBERGER, G.; MATZNER, E.; MARSCHNER, B. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, n. 9, p. 2183–2207, 2007.

MAIA, C. M. B. de F.; NOVOTNY, E. H.; RITTL, T. F.; HAYES, M. H. B. Soil Organic Matter: Chemical and Physical Characteristics and Analytical Methods. A Review. **Current Organic Chemistry**, Hilversum, v. 17, p. 2985–2990, 2013.

MARTINEZ-SALGADO, M. M.; GUTIERREZ-ROMERO, V.; JANNSENS, M.; ORTEGA-BLU, R. Biological soil quality indicators: a review. In: MENDEZ-VILAS, A. (Ed.). **Current research, technology and education topics in applied microbiology and microbial biotechnology**. [Badajoz]: Formatex Research Center, 2010. p. 319–328. (Microbiology book series, 2).

MOÇO, M. K. S.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; MACHADO, R. C. R.; BALIGAR, V. C. Soil and litter fauna of cacao agroforestry systems in Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 76, n. 1, p. 127–138, 2009.

PEGORARO, R. F.; SILVA, I. R. da; NOVAIS, R. F. de; BARROS, N. F. de; FONSECA, S. Fenóis derivados da lignina, carboidratos e aminoácidos em serapilheira e solos cultivados com Eucalipto e pastagem. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 2, p. 359–370, 2011.

PILLAR, V. D.; TORNQUIST, C. G.; BAYER, C. The southern Brazilian grassland biome: soil carbon stocks, fluxes of greenhouse gases and some options for mitigation. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 72, n. 3, Suppl, p. 673–681, 2012.

REEVES, D. W. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 43, n. 1-2, p. 131–167, 1997.

ROMANYÀ, J.; SERRASOLSES, I.; VALLEJO, R. V. Indicators for soil quality: defining a framework to measure soil quality. In: CANALS, L. M.; BASSON, L.; CLIFT, R.; MÜLLER-WENK, R.; BAUER, C.; HANSEN, Y.; BRANDÃO, M. (Ed.). Expert workshop on definition of best indicators for biodiversity and soil quality for Life Cycle Assessment (LCA). **Proceedings...** Guildford: Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, 2006. p. 12-16.

ROSCOE, R.; MACHADO, P. L. O. de A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 86 p. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/38820/1/LV20023.pdf>>.

SANTOS, D. C. dos; FARIA, M. D. O.; LIMA, C. L. R. de; KUNDE, R. J.; PILION, C. N.; FLORES, C. A. Fracionamento químico e físico da matéria orgânica de um argissolo vermelho sob diferentes sistemas de uso. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 43, n. 5, p. 838–844, 2013.

SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, n. 7367, p. 49–56, 2011.

SHUKLA, M. K.; LAL, R.; EBINGER, M. Determining soil quality indicators by factor analysis. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 87, n. 2, p. 194–204, 2006.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEF, K.; OGLE, S. M.; SA, J. C. de M.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: effects of no-tillage. **Agronomie**, Paris, v. 22, p. 755–775, 2002.

SOMBROEK, W. G.; NACHTERGAELE, F. O.; HEBEL, A. Amounts, dynamics and sequestering of carbon in tropical and subtropical soils. **Ambio**, Stockholm, v. 27, n. 2, p. 417–426, 1993.

STOCKMANN, U.; ADAMS, M. A.; CRAWFORD, J. W.; FIELD, D. J.; HENAKAARCHCHIA, N.; JENKINS, M.; MINASNYA, B.; MCBRATNEY, A. B.; COURCELLES, V. de R. de; SINGH, K.; WHEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D. A.; BALDOCK, J.; BIRD, M.; BOOKES, P. C.; CHENU, C.; JASTROW, J. D.; LAL, R.; LEHMANN, J.; O'DONNELL, A. G.; PARTON, W. J.; WHITEHEAD, D.; ZIMMERMANN, M. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 164, p. 80–99, 2013.

TOMAZI, M. **Estabilidade da matéria orgânica em Latossolos do Cerrado sob sistemas de uso e manejo**. 2008. 120 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 33, n. 4, p. 743–755, 2009.

WANDER, M. Soil organic matter fractions and the relevance to soil function. In: MAGDOFF, F.; WEIL, R. R. (Ed.). **Advances in agroecology**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 2004. p. 67–102.

Mitigação de emissões de gases de efeito estufa em solos agrícolas e florestais como indicador de serviços ambientais

Reinaldo Carlos Brevilieri; Jeferson Dieckow

Resumo: Os principais gases de efeito estufa (GEE) são CO₂, N₂O e CH₄, tendo os dois últimos, respectivamente, um potencial de aquecimento 310 e 21 vezes superiores ao CO₂ em forçamento radiativo. A agricultura contribui com parte significativa das emissões de GEE para a atmosfera, mas o sequestro de carbono (C) em solo agrícola bem manejado pode mitigar as emissões de dióxido de carbono (CO₂) e reduzir tal contribuição do setor agrícola. Porém, os fluxos de óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) também devem ser considerados para se determinar o potencial de aquecimento global (PAG) do sistema. Este capítulo trata do potencial de mitigação de GEE, a partir do solo, como um indicador de serviços ambientais, dada à sua potencial influência na redução do aquecimento global. Sistemas conservacionistas potencializam o acúmulo de C no solo e, quando bem manejados, podem mitigar as emissões de GEE para a atmosfera pela redução na emissão de N₂O e maior consumo de CH₄, permitindo aumento da prestação de serviços ambientais.

Palavras-chave: Sistemas conservacionistas, sequestro de carbono, mitigação do aquecimento global.

Abstract: The main greenhouse gas (GHG) is CO₂, CH₄ and N₂O, and the last two, respectively, the potential for heat 310 and 21 times higher than CO₂ radiative forcing. Agriculture contributes a significant part of GHG emissions into the atmosphere, but the carbon sequestration (C) in well-managed soil can mitigate carbon dioxide (CO₂) emissions and, therefore, reducing the GHG emissions from agricultural sector. However, the flow of nitrous oxide (N₂O) and methane (CH₄) must also be considered in determining the global warming potential (GWP) system. This chapter addresses the potential for GHG mitigation from soil as an indicator of ecosystem services, given their potential influence on the reduction of global warming. Conservation systems potentiate soil C accumulation and, when well managed, can mitigate GHG emissions to the atmosphere by reducing the emission of N₂O and CH₄ allowing a more effective impact on ecosystem services.

Keywords: Conservation systems, carbon sequestration, mitigation of global warming.

1. Introdução

Dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) são os três principais gases de efeito estufa (GEE). Desde 1750, devido à ação antrópica, suas concentrações na atmosfera aumentaram em 40% (para 391 ppm), 150% (para 1.803 ppb) e 20% (para 324 ppb), respectivamente (IPCC, 2013). Quantidade considerável destes gases é produzida e/ou consumida em processos que ocorrem no solo (TANG et al., 2006).

O solo é o maior reservatório terrestre de C. A quantidade de C nele presente está estimada entre 1.200 a 1.600 Pg, sendo que, na vegetação terrestre, a quantidade estimada é de 550 a 700 Pg e na atmosfera é próximo a 750 Pg (SUNDQUIST, 1993). Ao converter os ecossistemas naturais em agrícolas, geralmente

ocorrem perdas significativas de C no solo, na forma de CO₂ para a atmosfera (MOSIER, 1989).

Solos submetidos a sistemas conservacionistas de manejo podem contribuir para a mitigação de GEE pelo sequestro de C, tornando-se um dreno de CO₂, o gás mais emitido para a atmosfera em solos agrícolas brasileiros (BRASIL, 2013). O presente capítulo trata do potencial de mitigação de GEE, a partir do solo como indicador de serviços ambientais, dada à sua potencial influência na redução do aquecimento global. Serão enfatizadas as emissões a partir de solos agrícolas e apresentados resultados que contribuem para se chegar a conclusões mais consistentes sobre emissão de GEE em plantio

direto (PD), manejo presente em aproximadamente 32 milhões de hectares do país (FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO, 2012). As emissões em monocultivos florestais de *Pinus taeda* também serão abordadas.

2. As trocas gasosas entre solos agrícolas e atmosfera como indicador de serviços ambientais

2.1. Emissões de CO₂ e o potencial de mitigação de solos agrícolas

No solo, o CO₂ é gerado na decomposição aeróbia da matéria orgânica e /ou de resíduos vegetais por organismos heterotróficos e na respiração de raízes (PAUL; CLARK, 1996). A emissão de CO₂ do solo à atmosfera é influenciada por

fatores ambientais (climáticos e edáficos), ao longo do ano, e pelas práticas agrícolas inerentes aos diferentes sistemas de manejo. As variações estacionais da temperatura, do ar, do solo, e da umidade do solo, como resultado de precipitações pluviométricas, modificam os processos microbianos e a intensidade destes, podendo também alterar as emissões de CO₂ à atmosfera (COSTA et al., 2008).

Um maior entendimento dessa influência tem motivado estudos em todos os ecossistemas, os quais, entre outros objetivos, procuram identificar ou até mesmo desenvolver práticas que aumentem o estoque de C e reduzam a emissão de CO₂ do solo (AMADO et al., 2001; BAYER et al., 2000a, 2000b; JANZEN et al., 1996). Práticas de manejo conservacionistas podem mitigar emissões de CO₂, pois aumentam os estoques de C no solo (Tabela 1).

Tabela 1. Estoques de carbono nas camadas superficiais do solo, em experimentos de longa duração, comparando rotações/sequências de culturas manejadas sob plantio direto (PD) e preparo convencional (PC).

| Localização | Solo | Rotação/sequência de culturas | Tempo (anos) | Profundidade (cm) | Diferença PD - PC (Mg ha ⁻¹) | Referência |
|---------------------|-------------------------------|--|--------------|-------------------|--|---------------------------------|
| Lages, SC | Cambissolo Húmico álico | Milho/soja, feijão, trigo, aveia | 8 | 20 | 8,5 | Bayer e Bertol (1999) |
| | | Aveia/milho | | | 4,6 | |
| Eldorado do Sul, RS | Argissolo Vermelho distrófico | Aveia + ervilhaca/milho + caupi | 9 | 30 | 6,4 | Bayer et al. (2000b) |
| | | Aveia preta + ervilhaca/ milho | | | 0,7 | |
| Santa Maria, RS | Latossolo Vermelho distrófico | Azevém + ervilhaca/ milho | 8 | 20 | 1,24 | Amado et al. (2001) |
| | | Mucuna + milho | | | 5,42 | |
| | | Feijão bravo + milho | | | 0,65 | |
| Passo Fundo, RS | Latossolo Vermelho distrófico | Trigo/soja | 13 | 30 | -1,3 | Pesquisadores Embrapa Agrogases |
| | | Trigo/soja – ervilhaca/ milho | | | 5,4 | |
| | | Trigo/soja-aveia/ soja-ervilhaca/milho | | | 9,1 | |
| | | Aveia/milho com N | | | 4,3 | |
| Eldorado do Sul, RS | Argissolo Vermelho distrófico | Lablab + milho com N | 17 | 17,5 | 18,6 | Sisti et al. (2004) |
| | | Guandu + milho com N | | | 20,5 | |
| | | Ervilhaca/milho com N | | | 5,8 | |
| Eldorado do Sul, RS | Argissolo Vermelho distrófico | Aveia + ervilhaca/milho + caupi com N | 13 | 30 | 7,7 | |
| Cruz Alta, RS | Latossolo Vermelho distrófico | Trigo/soja – ervilhaca/ milho | 17 | 30 | 3,6 | |
| Londrina, PR | Latossolo Vermelho distrófico | Tremoço/milho – aveia/ soja-trigo-trigo/soja | 6 | 20 | 0,58 | Pesquisadores Embrapa Agrogases |

As práticas agrícolas que mais estimulam a ação microbiana sobre a matéria orgânica do solo (MOS) e resíduos vegetais adicionados são a aração e a gradagem. Esse estímulo se dá pelo aumento da aeração, maior contato solo/resíduo vegetal e pela quebra dos agregados do solo, pela exposição

do material orgânico lável (COSTA et al., 2008). Nesse sentido, é esperado menor emissão de CO₂ em solos não revolvidos do que aqueles cultivados sob manejo convencional. As emissões de CO₂ no sistema solo-atmosfera em função do preparo do solo e da adição de resíduos são apresentadas na Figura 1.

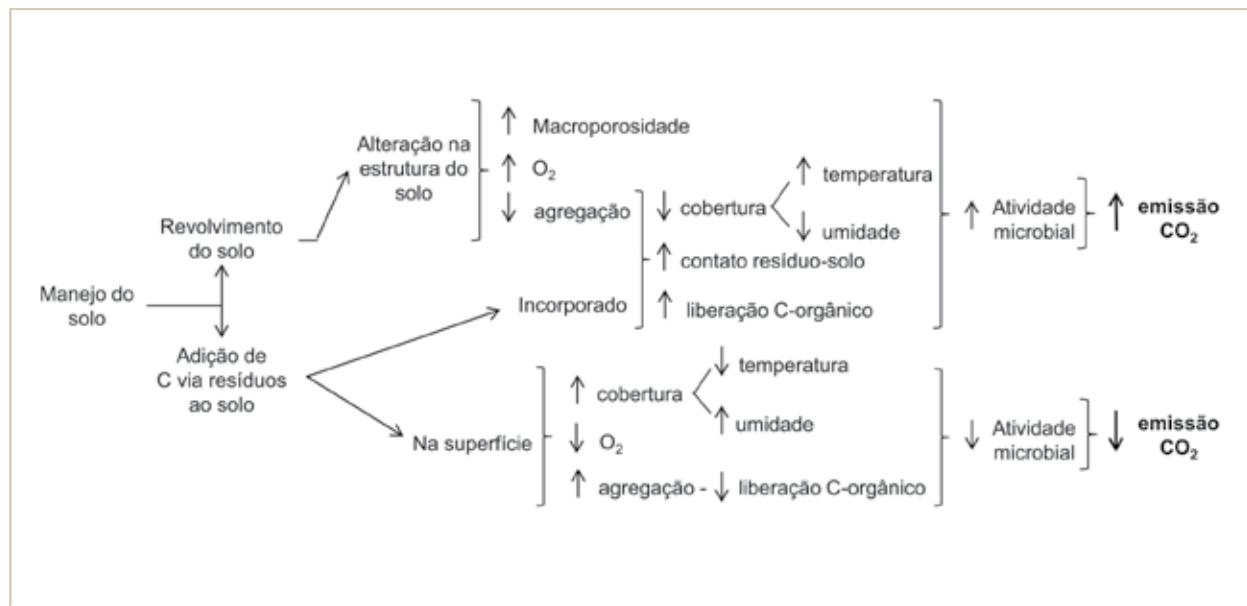


Figura 1. Relações entre sistemas de manejo (com e sem revolvimento do solo) na emissão de CO₂ à atmosfera.

O PD contribui para a redução das taxas de decomposição da matéria orgânica do solo, através da baixa mobilização do meio. Quando associado a sistemas de culturas com alto aporte de resíduos vegetais, o PD atua como um dreno de CO₂ da atmosfera para a MOS (BAYER et al., 2006; DIEKOW et al., 2004). A utilização de leguminosas, em sucessão ou em consórcio, é uma prática que favorece o suprimento de nitrogênio ao solo, trazendo, inclusive, outros benefícios na adição de resíduos e na MOS. A qualidade do resíduo adicionado ao solo, também pode afetar o acúmulo de matéria orgânica, uma vez que resíduos recalcitrantes apresentam-se mais resistentes à mineralização microbiana (PAUSTIAN et al., 1997).

O acúmulo de C também está relacionado às características intrínsecas do solo. A textura, por exemplo, influencia o acúmulo de MOS em função da proteção física. Solos argilosos apresentam MO mais estável, quando comparado aos solos arenosos, o que é explicado pela capacidade de interação da fração mineral com a MO e a sua proteção dentro de macro e microaggregados (BAYER et al., 2006).

A combinação das variações climáticas determina o potencial de adição de fitomassa, bem como a influência sobre a decomposição da MO. Isso, associado à textura e mineralogia do solo, definirá o maior potencial de acúmulo de C no solo em sistema conservacionista, quando comparado ao sistemas convencional (GOMES et al., 2009).

2.2. Emissões de N₂O e o potencial de mitigação de solos agrícolas

A produção de N₂O no solo ocorre em função dos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação. Ambos são afetados por condições físicas (difusão de O₂, temperatura do solo, conteúdo de água), químicas (concentração de nitrato e amônio, disponibilidade de C facilmente metabolizável) e biológicas do solo (atividade microbiana). Esses podem ou não ocorrer de forma simultânea no sistema (COSTA et al., 2008; ZANATTA et al., 2010).

Na nitrificação, as bactérias quimioautotróficas oxidam o amônio (NH₄⁺) presente no solo, produzindo nitrato (NO₃⁻) em duas etapas; na primeira, o NH₄⁺ é oxidado a NO₂⁻, por bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrosospira*. Este é oxidado a NO₃⁻, por bactérias do gênero *Nitrobacter*, na segunda etapa. A produção de N₂O por nitrificação está condicionada à redução de compostos intermediários entre o NH₄⁺ e o NO₂⁻ e do próprio NO₂⁻, geralmente pelos mesmos organismos que oxidam o amônio (PAUL; CLARK, 1996). Para Ritchie e Nicholas (1972), o acúmulo de NO₂⁻ no solo é o fator determinante para a produção de N₂O por nitrificação, o que tem sido indicado como um mecanismo de defesa para minimizar o acúmulo intracelular de NO₂⁻. Neste caso, as bactérias usam o NO₂⁻ como acceptor final de elétrons para reduzir

seus níveis tóxicos no solo, produzindo N_2O . O processo de nitrificação, por ser aeróbio, é favorecido em solos bem drenados, com disponibilidade de NH_4^+ , NO_2^- e O_2 , adequados à atividade microbiana.

Apesar da possibilidade de produção de N_2O por nitrificação, os picos de emissão de N_2O no solo, geralmente, são atribuídos ao processo de desnitrificação (LIU et al., 2007; ZANATTA et al., 2010). Na desnitrificação, os óxidos de nitrogênio, nitrito e nitrato são reduzidos às formas gasosas de nitrogênio (NO , N_2O ou N_2). No solo, uma grande variedade de bactérias é capaz de desnitrificar (p.e. *Pseudomonas*). Na sua grande maioria, são microrganismos anaeróbios facultativos, que oxidam formas orgânicas de carbono disponível no solo, a fim de gerar energia, e usam o NO_3^- como receptor final de elétrons na ausência de O_2 (PAUL; CLARK, 1996).

O NO_3^- é a espécie química nitrogenada que mais age como acceptor final de elétrons, na ausência de O_2 , devido principalmente à sua maior disponibilidade no solo e à menor energia de ativação requerida na reação, em relação ao N_2O e ao NO (ATKINS, 2006). Em solos não adubados, a disponibilidade de NO_3^- deve regular o processo de desnitrificação. Entretanto, em solos adubados com N, o fator limitante poderá ser a disponibilidade de C no solo (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989).

A precipitação e a frequência em que esta ocorre aliado à temperatura do solo são os fatores meteorológicos capazes de afetar a extensão dos sítios de anaerobiose no solo, pelo aumento direto da umidade do solo e da porosidade preenchida por água (PPA), e indiretamente pelo efeito da temperatura na atividade microbiana. Entre as práticas de manejo, aquelas que resultam no aumento da atividade biológica no solo podem aumentar a emissão de N_2O , por consumir o O_2 disponível (BAGGS et al., 2003; BALL et al., 1999; PIVA et al., 2012; ZANATTA et al., 2010), criando nichos de anaerobiose, quando o suprimento de O_2 é menor que sua demanda no solo. Nesses locais, microrganismos que produzem enzimas necessárias ao processo passam a desnitrificar e a produzir N_2O .

2.3. Emissões de CH_4 e o potencial de mitigação de solos agrícolas

O CH_4 é um dos produtos da etapa final da decomposição microbiana de materiais orgânicos em meio anaeróbico (LE MER; ROGER, 2001). Hutsch (1998) ressalta que a emissão e absorção de CH_4 pelo solo é regulada

pelos processos microbiológicos de produção e oxidação do mesmo. Nos solos agrícolas, a produção de CH_4 ocorre pelas bactérias metanogênicas que, em condições restritas de O_2 , reduzem os compostos orgânicos a CH_4 . A atividade das bactérias que consomem e que produzem o CH_4 é regulada pela disponibilidade de O_2 . Em condições anaeróbias, com potencial de oxidação abaixo de -200 mv há atividade das bactérias metanogênicas. No solo, para que ocorra a emissão de CH_4 não é necessário um ambiente totalmente anaeróbio, mas pode ocorrer em pequenos sítios, como dentro de agregados preenchidos com água (GLAZTEL; STAHR, 2001). O preparo do solo pode modificar a população das bactérias que oxidam o CH_4 através das perturbações que ocorrem durante o revolvimento, como ressaltam Kessavalou et al. (1998).

Quanto às emissões de CH_4 para a atmosfera, cabe destacar a influência da adubação nitrogenada. A mesma tem efeito direto nas emissões, pelas transformações do N do solo. Em função da disponibilidade de $N-NH_4^+$ há inibição da oxidação do CH_4 no solo, pois há competição do amônio com o CH_4 pela enzima mono-oxygenase ou também pela presença da hidroxilamina ou de nitrito (NO_2^-) pela oxidação do NH_4^+ , como ressaltado por Wang e Ineson (2003). Por outro lado, pode ocorrer a oxidação do CH_4 no solo pela atividade das bactérias metanotróficas que utilizam esse gás como fonte de C e de energia. A disponibilidade de O_2 é fundamental para o desenvolvimento dessas bactérias, que são aeróbias, logo, solos bem estruturados podem absorver mais metano (CONRAD, 1989).

Características intrínsecas do solo, como a textura, também podem influenciar a oxidação de CH_4 no solo. Nesse sentido, solos mais arenosos apresentam maior oxidação do CH_4 do que os mais argilosos, pois propiciam melhor difusão do gás no solo (BOECKX et al., 1997).

A lavoura de arroz é a principal fonte agrícola de CH_4 para atmosfera; a redução da emissão deste gás deve envolver o tipo de preparo de solo nas práticas de cultivo do arroz, especialmente no manejo da água de irrigação, adubação e na utilização de cultivares melhorados geneticamente (BAYER et al., 2011).

A magnitude das emissões de CH_4 em solos alagados é influenciada pela disponibilidade de substratos orgânicos, sendo a taxa de produção de CH_4 aumentada com a adição de restos culturais, exsudatos radiculares e MO do solo. Resíduos vegetais, em solos alagados, aumentam a emissão de CH_4 , por reduzirem o potencial de oxirredução

do solo e por servirem de substrato à metanogênese. Neste sentido, a incorporação de resíduos culturais no solo amplia o potencial de emissão de CH_4 em comparação com sua manutenção na superfície do solo (COSTA, 2005). Costa et al. (2008) avaliaram a emissão de CH_4 por três safras agrícolas consecutivas, em PD e PC na região Sul do Brasil. Nesse estudo, o PD emitiu 25% menos CH_4 do que o PC. Os autores justificam que o revolvimento da camada arável, além de incorporar resíduos vegetais, facilita o crescimento de raízes do arroz em profundidade

no solo, facilitando o aumento de fontes de C orgânico para a metanogênese.

A maior emissão de CH_4 do solo revolvido está relacionada com a maior área de contato solo-resíduo. Portanto, a ação dos microrganismos responsáveis pela decomposição aumenta a liberação de compostos orgânicos para a metanogênese. Aliado a isso, o preparo do solo reduz sua resistência física ao enraizamento das plantas de arroz, resultando em maior densidade de raízes em profundidade, em comparação ao solo sob PD (Figura 2).

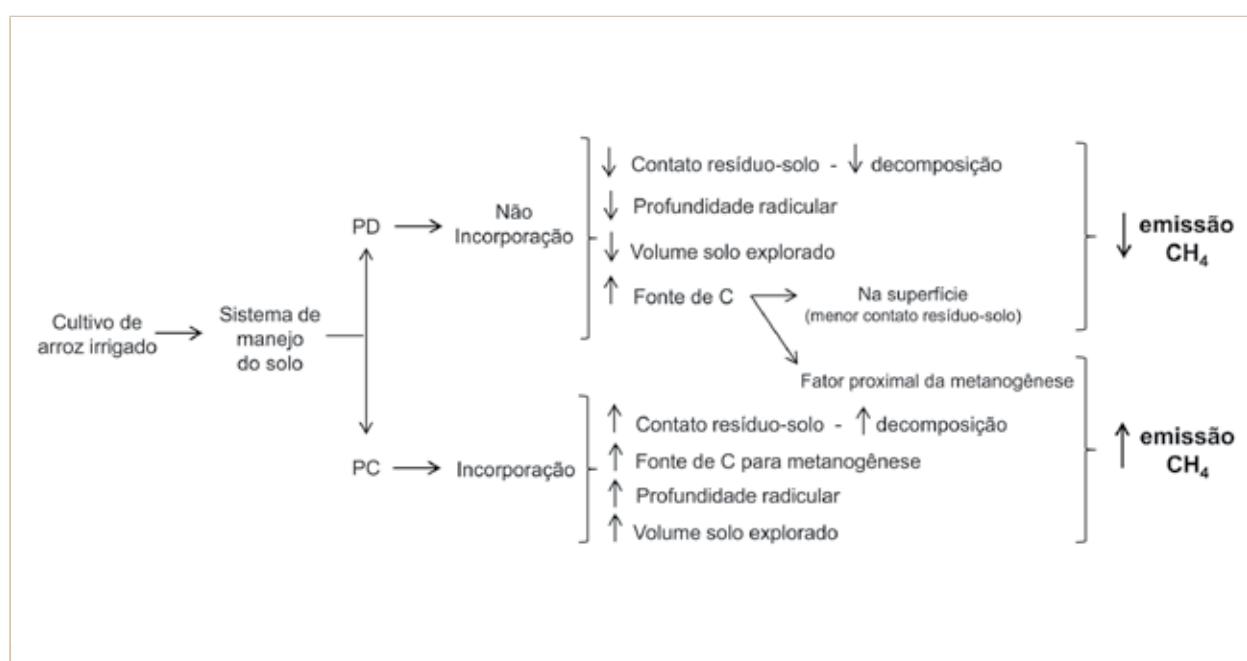


Figura 2. Efeito de práticas de manejo (conservacionista e convencional) na emissão de CH_4 em solo anaeróbio cultivado com arroz.

Vale ressaltar que a aplicação superficial de resíduos vegetais nos solos em PD aumenta o fornecimento de C, traduzindo-se no seu principal efeito sobre fatores proximais da metanogênese. No cultivo de arroz sob PD, é esperado que o volume de raízes se concentre mais nas camadas superficiais em comparação ao PC. Por esse aspecto, não há problemas com relação à nutrição vegetal, visto que os nutrientes tendem a se concentrar mais nas camadas superficiais do solo. Para o PD, a menor decomposição dos resíduos vegetais e maior concentração de raízes em camadas superficiais são aspectos importantes na redução das emissões de CH_4 . A menor decomposição significa menos compostos para a metanogênese, enquanto a maior concentração de raízes na camada superficial representa maior probabilidade destas estarem em zonas menos reduzidas, impedindo, desta forma, a metanogênese (COSTA et al., 2008).

3. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa

3.1. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo – atmosfera

A escolha do método para avaliar as emissões de gases do efeito estufa (GEE) é uma etapa importante para o conhecimento e/ou desenvolvimento de práticas agrícolas com potencial de mitigação do aquecimento global (COSTA et al., 2006). O influxo líquido anual de C- CO_2 atmosférico no solo é dado pelo estoque de C orgânico em sistemas conservacionistas.

3.2. Método da câmara estática fechada

O método da câmara estática fechada foi proposto por Mosier (1989) e Parkin (2003). A partir da variação da

concentração dos gases num intervalo de tempo e dentro de um volume constante, pré-definidos, há estimativa do efluxo ou influxo dos GEE no sistema solo-atmosfera (HUTCHINSON; LIVINGSTON, 1993).

Em nossos estudos, para coleta das amostras de ar, as câmaras, fabricadas artesanalmente, possuem dimensões

de 0,33 m de diâmetro e 0,35 m de altura, e são acopladas sobre uma base de metal (diâmetro interno de 0,32 m), fixada no solo a uma profundidade de três centímetros no início de cada estudo. A base de metal possui uma canaleta de dois centímetros de largura, onde se acopla a câmara (Figura 3).

Fotos: Reinaldo Carlos Brevillieri



Figura 3. (1) Câmara estática acoplada no ato da coleta das amostras de ar no solo cultivado com *Pinus taeda*; (2) Base ou canaleta metálica inserida no solo.

O isolamento entre o ambiente interno e externo da câmara é assegurado por uma borracha fixada na borda da câmara, permitindo um encaixe justo. As bases são retiradas do campo apenas na semeadura e na colheita das culturas e, depois de reinstaladas, é respeitado o limite mínimo de 24 horas para realização de novas amostragens. Cada câmara é construída com um ventilador interno para homogeneização do ar, um termômetro para medição da temperatura interna da câmara e uma válvula de saída do ar, utilizada para a coleta de amostras. Para minimizar qualquer efeito da temperatura na emissão diária dos GEE, as coletas são realizadas apenas entre 09:00 e 10:00 h da manhã, período considerado ideal, por representar o fluxo médio de emissão diário, conforme Jantalia et al. (2008). As amostras de ar são coletadas com o uso de seringas de polipropileno de 10 mL e colocadas em uma caixa de isopor, mantidas a baixas temperaturas (< 7 °C) durante o percurso experimento-Laboratório. No laboratório, as amostras são transferidas para frascos de vidro (12 mL Exetainer, Labco), previamente evacuados e depois enviados para análise. A concentração dos GEE (N_2O , CH_4 e CO_2) é obtida por cromatografia gasosa. As emissões de N_2O e CH_4 em $\mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e do CO_2 em $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ são obtidas através da variação da concentração desses gases nos tempos 0, 15, 30 e 45 min dentro da câmara, sendo o volume molar (V_m) do



gás dentro da câmara corrigido pela temperatura medida no momento da coleta e os fluxos (f) do N_2O , CH_4 e CO_2 são calculados de acordo com a seguinte fórmula (JANTALIA et al., 2008):

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{Vm}$$

Onde: $\Delta C/\Delta t$ corresponde à variação na concentração do gás analisado durante o período de incubação (45 min); V e A correspondem ao volume interno da câmara ($0,031 \text{ m}^3$) e área do solo ($0,083 \text{ m}^2$) coberta pela câmara, respectivamente; m é o peso molecular do N_2O , CH_4 ou CO_2 . Integrando-se os resultados de emissão dos GEE ao longo do tempo de avaliação é possível obter a emissão acumulada anual por hectare.

3.3. Métodos micro-meteorológicos

Os métodos micro-meteorológicos podem fornecer resultados diretos para emissões de GEE, sendo utilizados nos cálculos de trocas gasosas em escala de ecossistema, considerando a participação da biomassa vegetal, como no método da covariância de vórtices turbulentos (D'ANDRÉA et al., 2004).

O método de covariância de vórtices turbulentos tem sido utilizado alternativamente aos sistemas de câmaras fechadas, por não apresentar as interferências câmara-superfície do solo. O transporte de gases entre as plantas e a atmosfera é feito,

dominante, por fluxo turbulento, num sistema de cultivo. De acordo com Field et al. (1992), o método da covariância de vórtices turbulentos se baseia no fato de que o fluxo líquido de CO₂ num ecossistema é igual à covariância média (extensão na qual as variáveis são alteradas, em conjunto) entre as flutuações na velocidade vertical do vento e as flutuações na concentração desse gás, o que permite descrever a direção e a magnitude do transporte líquido de CO₂.

Esse método de avaliação é o que menos interfere nas condições naturais, contudo é um método mais caro, em função do custo dos equipamentos utilizados. Tais equipamentos são compostos por dispositivos de monitoramento de condições climáticas, como anemômetros sônicos e barômetros e analisadores de gases por infravermelho, e são instalados em torres de altura variável em função do tipo da cultura avaliada (DUIKER; LAL, 2000). A construção de torres é uma desvantagem desse método, em função da necessidade de manutenção dos equipamentos, que podem estar a elevadas alturas quando avaliadas as emissões em sistemas florestais, por exemplo (D'ANDRÉA et al., 2004).

Jensen et al. (1996) indicam que os dois métodos apresentados anteriormente são usados para medir diferentes aspectos do ciclo do carbono.

As câmaras estimam as interações solo-atmosfera e a covariância de vórtices turbulentos fornece resultados numa escala mais abrangente, pois mede as trocas gasosas entre superfície-atmosfera, considerando o ecossistema como um todo e incluindo a vegetação rasteira e o próprio dossel.

4. Emissões de GEE em solos agrícolas e florestais

4.1. Emissões de N₂O em solos agrícolas

Em solos agrícolas, tanto as condições físicas, como a disponibilidade de substrato para nitrificação e desnitrificação e a atividade microbiana são afetadas pelas práticas de manejo de solo como os sistemas de preparo (ROCHETTE et al., 2004) e a adubação nitrogenada (JONES et al., 2007; ZANATTA et al., 2007, 2010).

Os efeitos do preparo de solo estão relacionados, em parte, com a sua influência na estrutura do solo, na taxa de decomposição dos resíduos vegetais e na mineralização do N orgânico do solo (PIVA et al., 2012). Trabalhos de literatura indicam que a emissão de N₂O foi maior no PD, devido à maior umidade do solo, maior densidade e menor porosidade de aeração, criando assim condições favoráveis

para a desnitrificação (BAGGS et al., 2003; BALL et al., 1999; MACKENZIE et al., 1997). Escobar et al. (2010) encontraram maior emissão de N₂O no PD do que no PC, no período pós-colheita de soja, em Latossolo da região Sul, pela manutenção da palha com elevado teor de N, que pode ser liberado na forma de N₂O pelos processos de nitrificação ou desnitrificação.

Em outros solos brasileiros, trabalhos conduzidos no Subtrópico (JANTALIA et al., 2008) e Cerrado (METAY et al., 2007; SIQUEIRA-NETO et al., 2011) apresentaram emissões similares para PD e preparo convencional (PC). Carvalho et al. (2009), no Cerrado, observaram maior emissão de N₂O em área de PD.

Apesar da diversidade de resultados com relação às emissões de N₂O entre preparamos do solo, trabalhos recentes evidenciam menor emissão de N₂O em PD do que em PC (CHATSKIKH; OLESEN, 2007; GREGORICH et al., 2008; MALHI et al., 2006; MUTEGI et al., 2010; PASSIANOTO et al., 2003; PETERSEN et al., 2011; PIVA et al., 2012; USSIRI et al., 2009). Em Latossolo na região Sul, Jantalia et al. (2008) encontraram menor emissão no PD pela boa drenagem e favorecimento de condições aeróbias. Da mesma forma, Six et al. (2004) verificaram que solos em PD, estabelecido a longo período (> 10 anos), apresentaram menores emissões de N₂O, quando comparado ao PC, pela melhoria nas propriedades físicas do solo, com ênfase na estrutura e agregação, favorecendo a drenagem e a aeração do solo, reduzindo as emissões desse gás. O preparo do solo expõe o material orgânico lável protegido fisicamente, devido à ruptura dos agregados (KRULL et al., 2003). A atividade microbiana sobre essa fração orgânica, além de liberar N-mineral no solo, afeta o suprimento de O₂ e a emissão de N₂O a partir do mesmo (GRANDY et al., 2006). De acordo com Baggs et al. (2000) e Piva et al. (2012), acentuados picos de emissão no PC podem estar relacionados a uma estimulação rápida de decomposição microbiana e ao aumento da oferta de substrato para a nitrificação e desnitrificação, após a incorporação de resíduos no solo.

Em solos agrícolas, a produção de N₂O por nitrificação é maximizada por condições de umidade do solo em torno de 35 - 60% do espaço poroso preenchido por água (BATEMAN; BAGGS, 2005; KHALIL et al., 2004) e a disponibilidade de NH₄⁺ é essencial ao processo. A disponibilidade de NH₄⁺ é influenciada pela mineralização/imobilização de N no solo. Contudo, a presença de plantas e a capacidade de troca de cátions (CTC) do solo, também podem afetar a magnitude do

processo de nitrificação no mesmo (KUDEYAROV, 1999). Em solos aerados, a disponibilidade de NO_2^- pode ser um fator limitante ao processo, devido à sua toxidez. Normalmente, a primeira etapa da nitrificação (nitritação) é mais lenta em relação à segunda (nitratação), evitando acúmulos de NO_2^- no solo (VICTORIA, 1992). Entretanto, em determinados casos, o acúmulo de NO_2^- no solo é notada, principalmente, quando as condições do mesmo são desfavoráveis a nitratação. Por exemplo, a aplicação de quantidades elevadas de fertilizantes amoniacais em solos com pH maior que 6. A amônia formada nestas condições é tóxica a *Nitrobacter* sem, no entanto, influenciar as *Nitrossomonas* (ZANATTA, 2009). Como resultado, quantidades tóxicas de NO_2^- poderão acumular no solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

4.2. Emissões de CH₄ em solos agrícolas

No solo, a atividade das bactérias metanotróficas é regulada pela disponibilidade de O_2 . Deste ponto de vista, solos aerados apresentam capacidade de oxidar o CH₄ gerado e, ainda, dependendo da população presente, podem vir a absorver o CH₄ da atmosfera (GOMES, 2006). Piva et al. (2012) observaram menores emissões de CH₄ no PD, em relação ao PC, ao compararem um Latossolo sob sistemas de preparo do solo. O preparo do solo pode desfavorecer a população das bactérias que oxidam o CH₄, através das perturbações que ocorrem durante o revolvimento, como ressalta Kessavalou et al. (1998). Além do preparo do solo, outro fator que influencia a oxidação do CH₄ é a adubação nitrogenada, a qual afeta prontamente a oxidação do CH₄, através da competição do íon NH₄⁺ com o CH₄ pela enzima mono-oxigenase, sendo que, após adubações nitrogenadas elevadas, ocorre no solo uma maior concentração de NH₄⁺ disponível e, com isso, ao competir pela enzima, esse íon atua como inibidor da oxidação de CH₄ nos solos (BOECKX et al., 1997). Também, segundo Hüstch (1998), há uma interferência na oxidação do CH₄ em longo prazo, pelo poder de acidificação do solo decorrente da adubação nitrogenada. Esta condição diminui a capacidade de estabelecimento das bactérias metanotróficas, diminuindo a capacidade do solo em absorver CH₄ atmosférico.

4.3. Emissões de GEE em solos de floresta

As florestas e solos florestais são os sumidouros terrestres primários para o carbono atmosférico, pois promovem a captura de CO₂ da atmosfera por meio da fotossíntese, visando à redução dos efeitos do aquecimento global.

Porém, mudanças de uso da terra causam alterações

na cobertura vegetal, modificando os estoques de C da biomassa arbórea e do solo (VELOSO-GOMES, 2014). Através da estimativa do armazenamento de carbono no solo e na biomassa da floresta, quantifica-se o efeito da captura do carbono atmosférico por processos de florestamento e reflorestamento (BALBINOT et al., 2008).

Solos florestais, geralmente, emitem N₂O para a atmosfera, como produto intermediário e final da nitrificação e desnitrificação (FANG et al., 2012). Além de fatores que influenciam a aeração do solo, o fluxo de N₂O é regulado pela ciclagem interna de N em ecossistemas florestais (BRUMME et al., 1999; TANG et al., 2006).

Por sua aeração, os solos florestais de regiões de planalto são considerados drenos de CH₄, devido ao favorecimento da atividade metanotrófica, quando comparado a solos sob condições de saturação (McNAMARA et al., 2008; TATE et al., 2007). O fluxo de CH₄ depende de fatores que afetam a difusividade do gás e a aeração do solo, como densidade, umidade e características químicas da serapilheira (BALL et al., 2007; TANG et al., 2006; TATE et al., 2007). A composição química da lignina, por exemplo, influencia a taxa de decomposição e o fornecimento de substrato para a ocorrência da metanogênese (WILLIAMS; YAVITT, 2003).

O consumo de GEE pode ser reduzido pela conversão de florestas mistas para monocultivos florestais (WANG et al., 2013). Segundo Borken et al. (2003), a taxa de absorção de CH₄ reduziu 31% quando florestas nativas foram convertidas para florestas de coníferas, com tendência similar encontrada por Saggard et al. (2008). Por outro lado, há estudos que encontraram maiores emissões de N₂O e CO₂ em florestas nativas do que em monocultivos de eucalipto (COUTINHO et al., 2010).

A idade do reflorestamento pode interferir na dinâmica de GEE. Ball et al. (2007) encontraram maiores fluxos de CO₂ e N₂O em antigas plantações de *Pinus* quando comparadas com plantações mais recentes. Singh et al. (2009) não encontraram diferenças nas emissões de CH₄, entre estes dois tipos de florestas.

Numa avaliação do potencial de mitigação de N₂O e CH₄ do solo, em plantações de *Pinus* de primeira rotação, segunda rotação e segunda rotação com desbaste, em relação à mata nativa (referência), Veloso-Gomes (2014) concluiu que povoamentos de *Pinus* intensificam as emissões de N₂O e diminuem o consumo de CH₄ pelo solo, em relação à referência. O autor justifica esse comportamento pela maior PPA. A emissão de N₂O foi aumentada em *Pinus* de segunda

rotação pela maior concentração N-inorgânico, encontrando mais NO_3^- no solo e mais NH_4^+ na serapilheira, e o maior consumo de CH_4 , devido à menor PPA.

5. Considerações finais

A agricultura é responsável por parte das emissões de gases de efeito estufa no Brasil e isso pode estar associado à extensa área de cultivo no país. A adoção de sistemas conservacionistas de manejo pode mitigar as emissões pela retenção do CO_2 atmosférico nos solos agrícolas brasileiros. Pela melhoria da estrutura do solo, o plantio direto bem manejado tende a apresentar menores emissões de N_2O e maior consumo de CH_4 . Florestas plantadas também mitigam as emissões de GEE para a atmosfera, pela fixação atmosférica do CO_2 e aumento do teor de matéria orgânica (MOS) e de carbono do solo. Em função disso, o PD e florestas plantadas contribuem com a prestação de serviços ambientais pela diminuição do potencial de aquecimento global que ocorre, pela mitigação nas emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera.

Agradecimentos

Agradecemos as seguintes fontes pelo suporte e financiamento: Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01.

Referências

AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 189-197, 2001.

ATKINS, P. **Princípios de química:** questionando a vida moderna e o meio ambiente. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2006. 968 p.

BAGGS, E. M.; REES, R. M.; SMITH, K. A.; VINTEN, A. J. A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, Blackwell, v. 16, n. 2, p. 82-87, 2000.

BAGGS, E. M.; STEVENSON, M.; PIHLATIE, M.; REGAR, A.; COOK, H.; CADISCH, G. Nitrous oxide emissions following application of residues and fertilizer under zero and conventional tillage. **Plant and Soil**, The Hague, v. 254, p. 361-370, 2003.

BALL, B. C.; SCOTT, A.; PARKER, J. P. Field N_2O , CO_2 and CH_4 fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 29-39, 1999.

BALL, T.; SMITH, K. A.; MONCRIEFF, J. B. Effect of stand age on greenhouse gas fluxes from a Sitka spruce [Picea-sitchensis (Bong.) Carr.] Chronosequence on a peaty gley soil. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, p. 2128-2142, 2007.

BALBINOT, R.; VALÉRIO, A. F.; SANQUETTA, C. R.; CALDEIRA, M. V. W.; SILVESTRE, R. Estoque de carbono em plantações de *Pinus* spp. em diferentes idades no Sul do Estado do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 2, p. 317-324, 2008.

BATEMAN, E. J.; BAGGS, E. M. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 41, p. 379-388, 2005.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORNQUIST, C. G.; CERRI, C. E. P.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; NICOLOSO, R. S.; CARVALHO, P. C. F. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 7, p. 55-117, 2011.

BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistemas de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 687-694, 1999.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; CERETTA, C. A. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 53, p. 95-104, 2000a.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237-245, 2006.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, p. 101–109, 2000b.

BOECKX, P.; VAN CLEEMPUT, O.; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1-3, p. 91-95, 1997.

BORKEN, W.; XU Y-J.; BEESE, F. Conversion of hardwood forest to spruce and pine plantations strongly reduced soil methane sink in Germany. **Global Change Biology**, Oxford, v. 9, p. 956-966, 2003.

BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF, 2013. v. 2. 80 p.

BRUMME, R.; BORKEN, W.; FINKE, S. Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 13, p. 1137–1148, 1999.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, p. 342-349, 2009.

CHATSKIKH, D.; OLESEN, J. E. Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 97, p. 5-18, 2007.

CONRAD, R. Control of methane production in terrestrial ecosystems. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p. 39-58.

COSTA, F. S. **Estoques de carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro**. 2005. 145 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo - atmosfera. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 36, n. 2, mar./abr., 2006.

COSTA, F. S.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C. Emissões de gases do efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 545-559.

COUTINHO, R. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; TORRES, A. Q. A. T.; JANTALIA, C. P. Estoques de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 45, p. 195-203, 2010.

D'ANDRÉA, A. F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 39, p. 179-186, 2004.

DIEKOW, J.; BAYER, C.; DICK, D. P.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. **Sistemas conservacionistas de preparo e suas implicações no ciclo do carbono**. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2004. 17 p. (Embrapa Instrumentação Agropecuária. Documentos, 12).

DUIKER, S. W.; LAL, R. Carbon budget study using CO₂ flux measurements from a no till system in central Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 54, p. 21-30, 2000.

ESCOBAR, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical Oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 507-516, 2010.

FANG, L.; CONG-QIANG, L.; SHI-LU, W.; ZHEN-JIE, Z. Soil temperature and moisture controls on surface fluxes and profile concentrations of greenhouse gases in karst area in central part of Guizhou Province, southwest China. **Environment Earth Science**, v. 67, n. 5, p. 1431-1439, 2012.

FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA.
Disponível em: <www.febrapdp.org.br>. Acesso em: 28 jan.
2014.

FIELD, C. B.; BALL, J. T.; BERRY, J. A. Photosynthesis: principles and field techniques. In: PEARCY, R. W.; EHLERINGER, J.; MOONEY, H. A.; RUNDEL, P. W. (Ed.). **Plant physiological ecology**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 209-253.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: Wiley, 1989. p. 7-21.

GLATZEL, S.; STAHR, K. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. **Plant and Soil**, The Hague, v. 231, n. 1 p. 21-35, 2001.

GOMES, J.; BAYER, C.; PICCOLO, M. C.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emission as affected by long-term legume-based crop rotations in a subtropical agroecosystem. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 98, p. 36-44, 2009.

GOMES, J. **Emissão de gases de efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo**. 2006. 129 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

GRANDY, A. S.; LOECKE, T. D.; PARR, S.; ROBERTSON, G. P. Long term trends in nitrous oxide emissions, soil nitrogen, and crop yields of till and no-till cropping systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 4, p. 1487-1495, 2006.

GREGORICH, E. G.; ROCHE, P.; ST-GEORGES, P.; MCKIM, U. F.; CHAN, C. Tillage effects on N₂O emission from soils under corn and soybeans in Eastern Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 88, p. 153-161, 2008.

HÜTSCH, B. W. Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrite, and organic manure with respect to soil pH. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 28, p. 27-35, 1998.

HUTCHINSON, G. L.; LIVINGSTON, G. P. Use of chamber systems to measure trace gas fluxes. In: HARPER, L. A.; PETERSON, G.; BAENZIGER, P. S.; LUXMOORE, R. J. (Ed.). **Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change**. Madison: American Society of Agronomy; Crop Science Society of America; Soil Science Society of America, 1993. p. 63-78.

IPCC 2013: summary for policymakers. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (Ed.). **Climate Change 2013: the physical science basis**. Cambridge: Cambridge University, 2013. 36 p. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, p. 161-173, 2008.

JANZEN, H. H.; CAMPBELL, C. A.; GREGORICH, E. G.; ELLERT, B. H. Soil carbon dynamics in Canadian agroecosystems. In: LAL, R.; KIMBLE, J. M.; FOLLET, R. F.; STEWART, B. A. (Ed.). **Soil processes and the carbon cycle**. Boca Raton: CRC, 1988. p. 57-80.

JENSEN, I. S.; MUELLER, T.; TATE, K. R.; ROSS, D. J.; MAGID, J.; NIELSEN, N. E. Soil surface CO₂ flux as index of soil respiration in situ: a comparison of two chamber methods. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 28, p. 1297-1306, 1996.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Influence of organic and mineral N fertilizer on N₂O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 121, p. 74-83, 2007.

KESSAVALOU, A.; MOSIER, A. R.; DORAN, J. W.; DRIJBER, R. A.; LYON, D. J.; HEINEMEYER, O. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. **Journal of Environment Quality**, Madison, v. 27, p. 1094-1104, 1998.

KHALIL, K.; MARY, B.; RENAULT, P. Nitrous oxide production by nitrification and denitrification in soil aggregates as affected by O₂ concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 36, p. 687-699, 2004.



KRULL, E. S.; BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modelling carbon turnover. **Functional Plant Biology**, Collingwood, v. 30, p. 207-222, 2003.

KUDEYAROV, V. N. Nitrogen cycle and nitrous oxide production. **Eurasian Soil Science**. New York, v. 32, n. 8, p. 892-901, 1999.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 37, p. 25-50, 2001.

LIU, X. J. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N_2O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 2362-2370, 2007.

MACKENZIE, A. F.; FAN, M. X.; CADRIN, F. Nitrous oxide emission as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations and nitrogen fertilization. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 77, p. 145-152, 1997.

MALHI, S. S.; LEMKE, R.; WANG, Z. H.; CHHABRA, B. S. Tillage, nitrogen and crop residue effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality, and greenhouse gas emissions. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 90, p. 171-183, 2006.

MCNAMARA, N. P.; BLACK, H. I. J.; PEARCE, T. G.; REAY, D. S.; INESON, P. The influence of afforestation and tree species on soil methane fluxes from shallow organic soil at the UK Gisburn Forest Experiment. **Soil Use and Management**, Blackwell, v. 24, p. 1-7, 2008.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; ALVES MOREIRA, J. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N_2O and CH_4 emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiania (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, p. 78-88, 2007.

MOREIRA, F. M. D. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: Ed. da UFLA, 2006. 729 p.

MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. (Ed.). **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin: Wiley, 1989. p.175-187.

MUTEGI, J. K.; MUNKHOLM, L. J.; PETERSEN, B. M.; HANSEN, E. M.; PETERSEN, S. O. Nitrous oxide emissions and controls as influenced by tillage and crop residue management strategy. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 1701-1711, 2010.

PARKIN, T.; MOSIER, A.; SMITH, J.; VENTEREA, R.; JOHNSON, J.; REICOSKY, D.; DOYLE, G.; MCCARTY, G.; BAKER, J. **Chamber-based trace gas flux measurement protocol**. In: FOLLETT, R. F. (Ed.). Sampling protocols. [S.I.: USDA, 2003]. p. 3-39.

PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; DO CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO_2 , N_2O , and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 38, p. 200-208, 2003.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 1996. 340 p.

PAUSTIAN, K.; ANDRÉN, O.; JANZEN, H. H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; TIJSSSEN, H.; van NOORDWIJK, M.; WOOMER, P. L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO_2 emissions. **Soil Use Management**, Blackwell, v. 13, p. 230-244, 1997.

PETERSEN, S. O.; MUTEGI, J. K.; HANSEN, E. M.; MUNKHOLM, L. J. Tillage effects on N_2O emissions as influenced by a winter cover crop. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 1509-1517, 2011.

PIVA, J. T.; DIECKOW, D.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MORAES, A.; PAULETTI, V.; TOMAZI, T.; PERGHER, M. No-till reduces global warming potential in a subtropical Ferralsol. **Plant and Soil**, The Hague, v. 361, p. 359–373, 2012.

RITCHIE, G. A.; NICHOLAS, D. J. D. Identification of the sources of nitrous oxide produced by oxidative and reductive processes in *Nitrossomonas europea*. **Biochemistry**, Dordrecht, v. 126, p. 1181-1191, 1972.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; BELANGER, G.; CHANTIGNY, M. H.; PREVOST, D.; LEVESQUE, G. Emissions of N_2O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. **Soil Science Society of American Journal**, v. 68, p. 93–506, 2004.

SAGGAR, S.; TATE, K. R.; GILTRAP, D. L.; SINGH, J. Soil atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. **Plant and Soil**, The Hague, v. 309, p. 25-42, 2008.

SINGH, B. K.; TATE, K. R.; ROSS, D. J.; SINGH, J.; DANDO, J.; THOMAS, N.; MILLARD, P.; MURRELL, J. C. Soil methane oxidation and methanotroph responses to afforestation of pasture with *Pinus radiata* stands. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 41, p. 2196-2205, 2009.

SIQUEIRA-NETO, M.; PICCOLO, M. D.; COSTA, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, p. 63-76, 2011.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 76, p. 39-58, 2004.

SIX, J.; OGLE, S. M.; BREIDT, F. J.; CONANT, R. T.; MOSIER, A. R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 155-160, 2004.

SUNDQUIST, E. The global carbon dioxide budget. **Science**, Washington, DC, v. 259, p. 934-941, 1993.

TANG, X.; LIU, S. G.; ZHOU, G.; ZANG, D.; ZHOU, C. Soil-atmospheric exchange of CO₂, CH₄, and N₂O in three subtropical forest ecosystems in southern China. **Global Change Biology**, Oxford, v. 12, p. 546–560, 2006.

TATE, K. R.; ROSS, D. J.; SAGGAR, S.; HEDLEY, C. B.; DANDO, J.; SINGH, B. K.; LAMBIE, S. M. Methane uptake in soils from *Pinus radiata* plantations, a reverting shrubland and adjacent pastures: Effects of land-use change, and soil texture, water and mineral nitrogen. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1437–1449, 2007.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R.; JARECKI, M. K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 104, p. 247-255, 2009.

VELOSO-GOMES, M. **Estoque de carbono e emissão de gases do efeito estufa em cambissolo sob plantações de *Pinus taeda*.** 2014. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

VICTORIA, R.; PICCOLO, M.; VARGAS, A. O ciclo do nitrogênio. In: CARDOSO, E. J. B. N.; ISAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. p. 105-199.

WANG, H.; LIU, S.; WANG, J.; ZUOMIN, S.; LU, L.; ZENG, J.; MING, A.; TANG, J.; YU, H. Effects of tree species mixture on soil organic carbon stocks and greenhouse gas fluxes in subtropical plantations in China. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 300, p. 4-14, 2013.

WANG, Z. P.; INESON, P. Methane oxidation in temperate coniferous forest soil: effects of inorganic N. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 35, n. 3, p. 427-433, 2003.

WILLIAMS, C. J.; YAVITT, J. B. Botanical composition of peat and degree of peat decomposition in three temperate peat lands. **EcoScience**, v. 10, p. 85–95, 2003.

ZANATTA J. A.; BAYER C.; DIECKOW, J.; VIEIRA, F. C. B.; MIELNICZUK, J. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, n. 2, p. 510–519, 2007.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 1653-1665, 2010.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e fontes de nitrogênio.** 2009. 92 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais

George Gardner Brown, Cíntia Carla Niva, Maurício Rumenos Guidetti Zagatto, Stéphanie de Almeida Ferreira, Herlon Sérgio Nadolny, Guilherme Borges Xarão Cardoso, Alessandra Santos, Gabriel de Andrade Martinez, Amarildo Pasini, Marie Luise Carolina Bartz, Klaus Dietter Sautter, Marcílio J. Thomazini, Dilmar Baretta, Elodie da Silva, Zaida Inês Antoniolli, Thibaud Decaëns, Patrick Marie Lavelle, José Paulo Sousa, Filipe Carvalho

Resumo: A fauna do solo inclui organismos microscópicos, como os nematóides, ácaros e colêmbolos, até os facilmente visíveis, como as minhocas, aranhas, formigas, cupins e besouros, cuja biodiversidade mundial ultrapassa 900 mil espécies conhecidas. Para viver no solo e na serapilheira desenvolveram diversas adaptações comportamentais e morfológicas, e podem ser classificados em quatro grandes grupos funcionais: predadores/parasitas, detritívoros/decompositores, geófagos/bioturbadores e fitófagos/pragas. Portanto, sua atividade está relacionada a diversos serviços ambientais, incluindo: a produção de alimentos e a produtividade primária; produtos farmacêuticos; ciclagem de nutrientes e a dinâmica da decomposição da matéria orgânica, inclusive o sequestro de carbono; a água disponível no solo; a troca de gases entre o solo e a atmosfera; a pedogênese; a conservação da biodiversidade; o controle de erosão e enchentes; a polinização; a dispersão de sementes; o tratamento de resíduos; a recreação e a educação ambiental. Contudo, o cálculo da contribuição da fauna a esses serviços e sua valorização econômica continuam representando grandes desafios para os cientistas naturais e economistas. As práticas de manejo e os sistemas de uso do solo podem afetar profundamente as populações e a atividade da fauna edáfica. Portanto, para aproveitar melhor os benefícios oriundos dos processos ecossistêmicos e serviços ambientais influenciados pela fauna edáfica é essencial considerar o manejo que preserve suas populações e atividade nos solos, especialmente em sistemas produtivos. Nesse contexto, mostramos quais organismos representam a fauna edáfica, os fatores de manejo do solo que afetam suas populações e explicamos como a atividade desses organismos contribui para os serviços ambientais.

Soil fauna biodiversity and its contribution to ecosystem services

Abstract: The soil fauna includes microscopic organisms such as the nematodes, mites and springtails, up to the larger animals such as worms, spiders, ants, termites and beetles that are visible to the naked eye. Their biodiversity may surpass 900 thousand known species worldwide. To live in the soil and surface litter, they developed various behavioral and morphological adaptations and can be divided into four main functional groups: predators/parasites, detritivores/decomposers, geophages/bioturbators and phytophages/pests. Therefore, their activity is related to various ecosystem services, including: food and primary production; pharmaceutical products; nutrient cycling and organic matter dynamics, including C sequestration; water availability in soil; gas exchanges; soil formation; biodiversity conservation; erosion and flood control; pollination; seed dispersal; residue treatment; recreation and environmental education. However, the assessment of faunal contributions to these services and their economic valuation continue to represent major challenges to natural scientists and economists. Soil use and management can deeply affect both populations and activity of soil fauna. Therefore, to better use the benefits derived from the ecosystem processes and services affected by the soil fauna, management is key, in order to preserve their populations and activity in soils, especially in productive ecosystems.

1. A fauna do solo: definição e diversidade

O solo, além de ser um substrato para o crescimento de plantas e produção de alimentos, também deve ser considerado um “ente” vivo, pois contém milhares de animais e micro-organismos. Essa biota forma uma complexa teia trófica, em cuja base normalmente estão as raízes, a serapilheira e a matéria orgânica do solo. A fauna edáfica inclui milhares de espécies de organismos invertebrados que variam em tamanho, desde alguns micrômetros (microfauna) até metros de comprimento (macrofauna), com ciclos de vida que variam de alguns dias até mais de 10 anos.

A microfauna (Tabela 1) consiste de animais microscópicos e inclui nematoides, rotíferos e tardígrados que vivem dentro da lâmina de água no solo. Possuem ciclos de vida rápidos, e se alimentam essencialmente de outros animais, raízes das plantas (parasitas/predadores) e micro-organismos (bactérias, protozoários, fungos, algas, actinomicetos). Os rotíferos e tardígrados são ainda pouco estudados, e junto com os nematoides de vida livre, atuam principalmente como estimuladores da mineralização de nutrientes e no controle de populações da microbiota nos solos (LAVELLE, 1997).

Os nematóides, com > 400.000 espécies estimadas no mundo entre 1.000 e 1.280 espécies conhecidas no Brasil (LEWINSOHN; PRADO, 2005a, 2005b; Tabela 1), são os invertebrados mais abundantes sobre a face da terra. Possuem diversos grupos funcionais (onívoros, fungívoros, bacterívoros, fitoparasitas, parasitas de animais, entomopatogênicos), e grande importância econômica nos ecossistemas terrestres e aquáticos (CARES; HUANG, 2008, 2012).

A mesofauna (Tabela 1) inclui organismos maiores como os ácaros (Acari), colêmbolos (Collembola), diplura, protura, enquitréideos, sílfidos, pseudo-escorpiões e outros animais (como micro-coleópteros, formigas e outros pequenos animais que geralmente são considerados na macrofauna) que se alimentam principalmente de matéria orgânica em decomposição, fungos e outros organismos menores (especialmente nematoides e protozoários). Atua principalmente na fragmentação de resíduos vegetais da serapilheira, o que aumenta a superfície de contato para o ataque de microrganismos, aumentando a taxa de decomposição e liberação de nutrientes para o solo. Os ácaros e colêmbolos geralmente dominam em abundância e diversidade, sendo os ácaros mais diversos, com mais de

1.500 espécies conhecidas no Brasil (FLETSCHTMANN; MORAES, 1999; Tabela 1). Os ácaros têm uma imensa diversidade de níveis funcionais, estando representados principalmente enquanto predadores ou detritívoros. Os predadores são muito importantes, controlando as populações de outros organismos no solo, especialmente a microbiota. Os colêmbolos são menos diversos que os ácaros (aprox. 270 espécies no Brasil; ABRANTES et al., 2010), e exercem importante função detritívora, contribuindo para a decomposição da matéria orgânica e o controle das populações, especialmente de fungos (MORAES; FRANKLIN, 2008).

A macrofauna abrange mais de 20 grupos taxonômicos (Tabela 1). Entre esses estão minhocas, cupins, formigas, centopeias, piolhos de cobra, baratas, aranhas, tesourinhas, grilos, caracóis, escorpiões, percevejos, cigarras, tatuinhos, traças, larvas de mosca e de mariposas, larvas e adultos de besouros, e outros animais, que podem ser consumidores de solo (geófagos), partes vivas das plantas (fitófagos), matéria orgânica do solo (humívoros), serapilheira (detritívoros), madeira (xilófagos), raízes (rizófagos), outros animais (predadores, parasitas, necrófagos) e fungos (fungívoros) (BROWN et al., 2001a).

Entre os representantes da macrofauna, especialmente os cupins, os besouros escarabeídeos, as formigas, as milipéias e as minhocas também são denominadas “engenheiros do ecossistema”, pois suas atividades levam à criação de estruturas biogênicas (galerias, ninhos, câmaras e bolotas fecais), que modificam as propriedades físicas dos solos, bem como a disponibilidade de recursos para outros organismos (BROWN et al., 2001a; LAVELLE et al., 1997; TOYOTA et al., 2006). A seguir, são apresentados maiores detalhes sobre esses engenheiros, evidenciando sua contribuição a vários processos edáficos importantes.

As formigas e os cupins são insetos sociais que vivem em colônias que podem conter vários milhões de indivíduos (HÖLLOBLER; WILSON, 1990; LEE; WOOD, 1971). As formigas são altamente diversificadas (2.750 espécies no Brasil; BRANDÃO, 1999), e possuem diversas funções ecológicas, atuando como engenheiros do ecossistema, cultivadores de fungos (saúvas), detritívoros, fitófagos e importantes predadores de outros organismos (FOLGARAIT, 1998). Contudo, diferentemente dos cupins, as formigas não ingerem solo, apenas o transportam com suas mandíbulas na construção de ninhos. No entanto,

o fato delas se alimentarem de outros invertebrados da superfície, bem como de secreções de afídeos, faz com que haja um transporte ativo de matéria orgânica para o solo e, assim, este termine tendo maior biodisponibilidade de certos nutrientes, como o fósforo (FROUZ; JILKOVÁ, 2008). Os cupins incluem aproximadamente 290 espécies brasileiras que se alimentam de material celulósico, acelerando a decomposição e a reciclagem dos nutrientes minerais retidos na matéria vegetal morta (CONSTANTINO; ACIOLI, 2008). Eles constroem extensas

redes de ninhos e túneis no solo, movimentando partículas tanto vertical como horizontalmente, formando agregados e aumentando a porosidade, aeração, infiltração e drenagem do solo (LAVELLE; SPAIN, 2001). Apresentam simbiose com protozoários e bactérias fixadoras de nitrogênio, compensando a alta relação C/N na sua dieta. Devido à sua importância como pragas, tanto as formigas quanto os cupins são insetos relativamente bem estudados em termos biológicos, comportamentais e taxonômicos, embora ainda existam importantes dúvidas a serem elucidadas.

Tabela 1. Grupos representantes da micro, meso e macrofauna do solo, número descrito ou estimado da diversidade específica mundial e no Brasil, e as diversas funções ecológicas de alguns representantes da meso e macrofauna do solo.

| Classe de tamanho Filo, Ordem, Classe (nome comum) | Espécies descritas no mundo | Espécies descritas no Brasil ^a | Grupo funcional | | | |
|--|-----------------------------|---|----------------------|---------------------------|-----------------|--------------------|
| | | | Geófago/ Bioturbador | Detritívoro/ Decompositor | Fitófago/ Praga | Predador/ Parasita |
| Microfauna | | | | | | |
| Nematoda (nematóides) | 15.000 ^b | >1.280 | | X | X | X |
| Rotifera (rotíferos) | 2.000 ^b | 457 ^b | | X | | X |
| Tardigrada (cursos d'água) | 750 ^b | 67 ^b | | X | | X |
| Mesofauna | | | | | | |
| Hexapoda | | | | | | |
| Collembola (colêmbolos) | 8.300 | 270 | | X | X | |
| Diplura | 800 | 37 | | X | | X |
| Protura | 731 | 26 | | X | | |
| Chelicerata | | | | | | |
| Acari (Ácaros) | 45.000 ^c | 1.500 ^c | | X | X | X |
| Pseudoscorpionida (pseudo-escorpiões) | 3.235 | 100 | | X | | X |
| Myriapoda | | | | | | |
| Sympyla | 15.000 ^b | >1.280 | | X | X | X |
| Pauropoda | 2.000 ^b | 457 ^b | | X | | X |
| Annelida | | | | | | |
| Enchytraeidae | 715 ^b | 43 ^b | X | X | | |
| Macrofauna | | | | | | |
| Hexapoda | | | | | | |

Tabela 1. Continuação.

| Classe de tamanho Filo, Ordem, Classe (nome comum) | Espécies descritas no mundo | Espécies descritas no Brasil ^a | Grupo funcional | | | |
|---|-----------------------------|---|-------------------------|------------------------------|--------------------|-----------------------|
| | | | Geófago/ Bioturbador | Detritívoro/ Decompositor | Fitófago/ Praga | Predador/ Parasita |
| Coleoptera (besouros) | 350.000 ^{cd} | 30.000 ^{cd} | X | X | X | X |
| Carabidae | 30.000 ^c | 1.132 ^c | | | | X |
| Elateridae | 9.300 ^c | 590 ^c | | X | X | X |
| Scarabaeidae | 25.000 ^c | 1.777 ^c | X | X | X | |
| Staphylinidae | 55.440 ^c | 2.688 ^c | | X | | X |
| Histeridae | 4.300 ^c | 520 ^c | | X | | X |
| Chrysomelidae | 36.500 ^c | 4.362 ^c | | X | X | |
| Cerambycidae | 35.000 ^c | 5.000 ^c | | X | | |
| Tenebrionidae | 18.000 ^c | 1.234 ^c | | | X | |
| Neuroptera: Myrmeleontidae (formiga-leão) | 2.000 | 359 | | | | X |
| Hemiptera (percevejos e cigarras) | 80.000 ^c | 10.191 ^c | | X | X | X |
| Orthoptera: Gryllidae (grilos) | 23.000 ^c | 1.480 ^c | | X | X | |
| Diptera (moscas) | 125.000 ^c | 8.700 ^c | | X | X | X |
| Archaeognata/Zygentoma (traças) | 350 ^c | 25 ^c | | X | X | |
| Blattaria (baratas) | 4.600 ^c | 644 ^c | | X | X | |
| Psocoptera | 5.500 ^c | 425 ^c | | X | X | |
| Dermaptera (tesourinhas) | 1.800 ^c | 145 ^c | | X | X | X |
| Isoptera (cupins) | 2.800 ^c | 290 ^c | X | X | X | |
| Hymenoptera: Formicidae (formigas) | 15.776 ^c | 2.750 ^c | | X | X | X |
| Vespidae e Apidae (vespas, marimbondos e abelhas solitárias, abelhas sem ferrão, mamangaba, zangão) | 28.000 ^c | 4.068 ^c | | | | X |
| Lepidoptera (mariposas, borboletas) | 155.181 ^e | 26.016 ^e | | | X | X |
| Myriapoda | 1.259 ^c | 119 ^c | | | | |
| Diplopoda (milipéias, piolhos de cobra, gongôlos) | 10.000 ^c | 300 ^c | | X | X | |
| Chilopoda (centopéias) | 2.500 ^c | 150 ^c | X | | | X |

Tabela 1. Continuação.

| Classe de tamanho Filo, Ordem, Classe (nome comum) | Espécies descritas no mundo | Espécies descritas no Brasil ^a | Grupo funcional | | | |
|--|-----------------------------------|---|-------------------------|------------------------------|--------------------|-----------------------|
| | | | Geófago/ Bioturbador | Detritívoro/ Decompositor | Fitófago/ Praga | Predador/ Parasita |
| Chelicerata (aracnídeos) | | | | | | |
| Scorpionida (escorpiões) | 38.884 ^c | 2.587 ^c | | | | X |
| Araneae (aranhas) | 38.884 ^c | 2.587 ^c | | | X | X |
| Opilionida (opiliões) | 5.500 ^c | 951 ^c | | | | X |
| Palpigradi, Amblypygi, Ricinulei, Solifuga, Schizomida, Uropygi | 1.746 ^c | >47 ^c | | | | X |
| Annelida | | | | | | |
| Oligochaeta (minhocas) | 3.800 ^c | 306 ^c | X | X | | |
| Malacostraca | | | | | | |
| Isopoda (tatuzinhos) | 4.250 ^b | 135 | | X | X | |
| Amphipoda: Talitridae | 250 ^b | >4 | | X | | |
| Molusca | | | | | | |
| Gastropoda (caracóis e caramujos) | 30.000 | 700 | | X | X | |
| Gastropoda (lesmas) | 90 | 35 | | X | X | |
| Nematoda | | | | | | |
| Nematomorpha (vermes crina de cavalo) | 320 ^b | 12 ^b | | | | X |
| Platyhelminthes: "Turbellaria" (planárias terrestres) | 830 ^c | 162 ^c | | | | X |
| Onicophora (onicóforos) | 90 | 4 | | | | X |
| Total da fauna do solo | 971.037 | >94.442 | | | | |

^aquando a estimativa era incerta, selecionou-se o número menor e utilizou-se o signo >^bo número de espécies indicado inclui espécies terrestres e aquáticas^co número de espécies indicado inclui aquelas que vivem tanto no solo, na serapilheira e acima do solo^do número inclui as espécies de todas as famílias; as principais famílias com fase de vida associada ao solo ou serapilheira se encontram detalhadas na sequência.

^eO número citado é para todas as espécies de Lepidoptera no mundo e no Brasil. Porém, a grande maioria é ativa somente acima do solo e apenas uma pequena proporção das espécies de Lepidoptera possui uma fase do ciclo de vida associada ao solo ou lитеira. Por exemplo, muitas espécies colocam suas pupas na lитеira, e borboletas da família Lycaenidae, que inclui > 5.000 espécies, desenvolveram uma simbiose com formigas (PIERCE et al., 2002).

Fontes: Abrantes et al. (2010); Adis (2002); Adis e Harvey (2000); Asenjo et al. (2013); Beccaloni (2014); Bellinger et al. (2014); Borror e Delong (1969); Brandão et al. (2005); Brussaard et al. (1997); Carbayo et al. (2010); Costa et al. (1988); Brown et al. (2013); Grebennikov e Newton (2009); Haas (1996); Hawksworth e Mound (1991); Knysak e Martins (1999); Lewinsohn et al. (2005); Lewinsohn e Prado (2002, 2005a, 2005b); Moreira et al. (2008); Pogue (2009); Rafael et al. (2012); Scheller (2008); Schmelz e Collado (2012); Schockaert et al. (2008); Serejo (2004, 2009); Simone (1999, 2006); Szeptycki (2007); Trajano et al. (2000); Tree of Life Web Project (1995, 2002); Wall e Moore (1999); para formigas Antweb (2014); para outros aracnídeos (informação verbal)¹.

¹ Dados apresentados por Ricardo Ott oralmente no Simpósio “Megadiversidade no solo”, realizado durante o XXX Congresso Brasileiro de Zoologia em Porto Alegre, em fevereiro de 2014.

Coleóptera é a maior ordem de insetos, incluindo pelo menos uma centena de famílias (e dezenas de milhares de espécies) que apresentam os mais variados hábitos alimentares, como rizofagia, detritivoria, fungivoria e predação (COSTA et al., 1988). Entre os grupos mais importantes em sua interação com o solo, estão os escaravelhos (Scarabaeidae), que incluem as larvas chamadas vulgarmente de corós e os besouros rola-bostas. Os besouros coprófagos (“rola-bosta”) pertencem à subfamília Sacarabaeinae e, devido ao seu processo de alimentação em excrementos animais, tanto os insetos adultos quanto as larvas, são responsáveis por várias funções ecológicas como ciclagem de nutrientes, bioturbação, crescimento de plantas, dispersão secundária de sementes, controle de parasitas e, em menor escala, podem influenciar na polinização e na regulação trófica (NICHOLS et al., 2008). Utilizam também uma variedade de outros alimentos (incluindo carcaças, frutos em decomposição, fungos e serapilheira) tornando-os importantes incorporadores de matéria orgânica ao solo, escavadores de galerias e dispersores de sementes. Além destes, existem outras espécies de coleópteros que são predadoras de minhocas, diplópodes e formigas, foréticas de caramujos e generalistas.

As milípédias, também chamadas de piolhos de cobra ou gongôlos, incluem aproximadamente 10 mil espécies no mundo, consideradas principalmente “transformadoras da liteira” (LAVELLE et al., 1997), por sua forte atividade detritívora e importância para a ciclagem de nutrientes no solo (CORREIA; OLIVEIRA, 2005). Algumas espécies são coprófagas e ainda outras podem causar danos a plântulas, agindo como pragas de lavouras (como soja, batatinha e mandioca; BOOCK; LORDELLA, 1952; HOFFMANN-CAMPO et al., 2013; PERACCHI; NUNES, 1972). Em algumas situações, a presença de espécies geófagas pode levar à sua ação como engenheiras do ecossistema, devido à bioturbação e incorporação da serapilheira, afetando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo como habitat (TOYOTA et al., 2006). O número de espécies no Brasil ainda é desconhecido, mas estima-se que existam cerca de 300 espécies em 20 famílias e 111 gêneros (CORREIA; OLIVEIRA, 2005; TRAJANO et al., 2000). Além disso, pouco se sabe da biologia e ecologia das espécies brasileiras, precisando-se maiores esforços de pesquisa nesse sentido.

As minhocas são amplamente conhecidas, tanto por sua utilidade como isca para pesca, quanto por seus efeitos benéficos sobre a fertilidade do solo. Elas misturam o solo e a matéria orgânica nos seus coprólitos (dejetos) e criam túneis no solo. Além disso, algumas espécies epigeicas podem ser usadas na compostagem de resíduos orgânicos, gerando

“húmus”, adubo orgânico de alto valor na produção de mudas (LAZCANO; DOMÍNGUEZ, 2011). No Brasil, conhecem-se aproximadamente 300 espécies, sendo mais de 50 delas consideradas gigantes, vulgarmente chamadas de minhocuços (JAMES; BROWN, 2008). A biologia e a ecologia destas espécies continuam, em grande parte, desconhecida, já que a maioria dos trabalhos realizados até o momento envolveu apenas algumas espécies amplamente distribuídas e majoritariamente exóticas ou peregrinas (BROWN; JAMES, 2007).

Na Tabela 1 encontra-se o espectro de organismos em cada classe de tamanho que compõe a fauna do solo, e sua riqueza específica em nível mundial e no Brasil. São quase um milhão de espécies conhecidas no mundo e > 94 mil espécies no Brasil, apesar do número estar ligeiramente inflado pelo fato de alguns grupos terem espécies que vivem em ambientes aquáticos, ou acima do solo, por exemplo, em árvores ou bromélias. Das aproximadamente 250.000 espécies estimadas da fauna edáfica no Brasil (BROWN et al., 2006), apenas algumas têm sua biologia e ecologia estudadas até o momento. Esse desconhecimento é ainda exacerbado pelos poucos taxonomistas de fauna do solo atuantes no Brasil (MARQUES; LAMAS, 2006), criando o chamado déficit taxonômico (EVENHUIS, 2007).

Como se pode observar, a riqueza de espécies é alta para muitos grupos, e o inventário da diversidade da fauna edáfica em um dado local é uma tarefa árdua e complexa. Por exemplo, após muitos anos de pesquisa, mais de 1.000 espécies de invertebrados foram identificadas em 1 m² de solo numa floresta temperada na Alemanha (SCHAEFER; SCHAUERMANN, 1990), sendo o único local no mundo onde tal esforço de caracterização foi realizado. A riqueza específica da fauna edáfica poderia superar 2.200 espécies em alguns hectares da Floresta Amazônica (MATHIEU, 2004), mas até o momento não foi realizado um estudo completo da fauna edáfica nos trópicos (BARROS et al., 2008; BROWN et al., 2006). Num determinado local, apenas algumas espécies (em média menos de 20) provavelmente seriam minhocas (FRAGOSO; LAVELLE, 1992) ou pseudoescorpiões (FRANKLIN et al., 2008), enquanto as aranhas e miríapodes seriam representados por várias dezenas de espécies cada (ADIS, 2002). Contudo, a vasta maioria das espécies provavelmente seriam nematóides (CARES; HUANG, 2008), ácaros (FRANKLIN et al., 2008) e insetos (BARROS et al., 2008), representando cada um normalmente mais de 100 espécies (sendo os Hexapoda representados principalmente por espécies de besouros e formigas), pois esses grupos podem ter alta diversidade local.

2. A ação da fauna do solo nos serviços ambientais

O reduzido número de taxonomistas resulta em dificuldades na identificação de um grande número de espécies da fauna do solo. Desta forma, ecologistas frequentemente usam o conceito do grupo funcional para facilitar na descrição das comunidades da fauna do solo e na interpretação da sua importância. Apesar de existirem grupos funcionais redundantes, essa classificação facilita na compreensão do papel desses organismos no ecossistema e seu funcionamento (BRUSSAARD, 2012). Os principais grupos funcionais da fauna do solo são: predadores/parasitas, detritívoros/decompositores, geófagos/bioturbadores e fitófagos/pragas (Tabela 1).

Os fitófagos (inclui os rizófagos) causam danos às partes aéreas e as raízes das plantas e podem ser considerados pragas em muitas ocasiões. Esse grupo inclui principalmente os nematóides fitoparasitas, algumas formigas (por ex., as cortadeiras, que apesar de não ingerirem as plantas, cortam elas para alimentar os fungos), cigarras, tesourinhas, e milipéias, e alguns besouros (espec. escaravelhos, tenebriônidos e crisomélidos), moluscos (lesmas e caramujos), percevejos, grilos, tatuinhos, colêmbolos, ácaros e sínfilos. Outros animais são considerados principalmente pragas urbanas como os cupins, baratas, escorpiões, traças, alguns besouros, aranhas, moluscos, formigas, moscas, tatuinhos e milipéias.

Já os geófagos e bioturbadores ingerem e/ou transportam o solo, movendo-o no perfil. Esse grupo inclui apenas alguns organismos, sendo os cupins e anelídeos (minhocas, enquitreídeos) os principais representantes, apesar de outros animais como besouros e milipéias também ingerirem solo como fonte de alimento, ou na formação de galerias no solo (BROWN et al., 2001b; GASSEN, 2000; TOYOTA et al., 2006).

Os predadores e parasitas afetam negativamente a vida ou populações de outros animais e incluem uma ampla gama de animais edáficos e da ligeira, especialmente aqueles

que caçam na serapilheira como os aracnídeos (Chelicerata), onicóforos, planárias, besouros (espec. stafilínideos, carábidos e elaterídeos), ácaros, formigas, vespas, centopeias e tesourinhas. Em particular, os nematóides parasitam um grande número de animais, tanto vertebrados quanto invertebrados (incluindo, por exemplo, os Nematomorpha, Mermithidae entomoparasitas).

Os detritívoros/decompositores podem ser coprófagos (alimentam-se de fezes), necrófagos (alimentam-se de cadáveres) ou consumidores de fungos e materiais em decomposição. Entre os coprófagos mais comuns estão as milipéias, tatuinhos, rola-bostas, minhocas. Os necrófagos incluem principalmente algumas larvas de moscas e alguns besouros (espec. Histeridae), enquanto os detritívoros incluem quase todos os animais do solo e da serapilheira, excetuando-se alguns predadores, parasitas e pragas (Tabela 1).

Portanto, a atividade dos animais edáficos pode afetar uma gama de processos ecossistêmicos que contribuem direta e indiretamente para diversos serviços essenciais para o funcionamento sustentável dos ecossistemas terrestres (LAVELLE et al., 2006). Estes incluem: a água disponível no solo (por mudanças na estrutura e agregação do solo); produção de alimentos e produtividade primária e secundária (efeitos no crescimento das plantas, produção de biomassa vegetal e animal); produtos farmacêuticos (oriundos dos organismos ou seus sub-produtos); ciclagem de nutrientes e dinâmica da decomposição da matéria orgânica, inclusive sequestro de carbono; troca de gases entre o solo e a atmosfera (incluindo a emissão de GEE); pedogênese; conservação da biodiversidade (por alteração do solo como habitat para outros organismos); controle de erosão e enchentes (por mudanças na estrutura física do solo e de regime hídrico edáfico); polinização (principalmente por insetos); dispersão de sementes; tratamento de resíduos (por decomposição de resíduos ou degradação de pesticidas); recreação (para coleções de lazer ou uso como isca para pescar); e educação ambiental (Tabela 2).

Tabela 2. Os principais serviços ambientais do Millennium Ecosystem Assessment (2005), os processos ecossistêmicos associados a eles, e a contribuição direta ou indireta da fauna do solo a esses processos.

| Categoria de serviço | Serviço | Processo ecossistêmico | Contribuição da fauna |
|----------------------|------------------------|--|--|
| Provisão | Água disponível | Infiltração e armazenamento de água no solo | Bioturbação, produção de fezes estáveis e galerias que aumentam a infiltração e retenção de água no solo |
| | Alimento | Produção de biomassa animal | Alimento para seres humanos e animais |
| | Produtos farmacêuticos | Produção de moléculas secundárias de uso medicinal | Fontes de biomoléculas e fármacos de interesse industrial e tradicional |

Modificado de Lavelle et al., (2006), com dados de Blouin et al. (2013), Decaëns et al. (2006, 2008), Del Toro et al. (2012) e Prather et al. (2013).

Tabela 2. Continuação.

| Categoria de serviço | Serviço | Processo ecossistêmico | Contribuição da fauna | |
|----------------------|--------------------------------|--|--|---|
| Suporte | Ciclagem de nutrientes | Decomposição e humificação | Fragmentação, ingestão, estimulação da comunidade microbiana decompositora | |
| | | Regulação de perdas de nutrientes | Mineralização, alteração nas taxas de lixiviação, desnitrificação, emissão de N_2O , nitrificação e atividade de enzimas no solo | |
| | Produtividade primária | Formação do solo | Pedogênese | Bioturbação, seleção de partículas, deposição de coprólitos superficiais, aumento na taxa de formação do solo |
| | | Estimulação da atividade de simbiontes e microorganismos promotores do crescimento | Estimulação seletiva de simbiontes na rizosfera, nos intestinos e nos coprólitos, mudança na atividade de microorganismos promotores do crescimento vegetal | |
| | | Produção de moléculas sinalizadoras | Estimulação da produção de moléculas sinalizadoras por microorganismos | |
| | | Proteção contra pragas e doenças | Aumento no controle de pragas de forma direta e indireta (melhorando o fitness da planta) | |
| | | Produção vegetal | Consumo de partes vivas (fitófagos) ou aumento do vigor/crescimento/produtividade | |
| | Conservação da biodiversidade | Manutenção de uma comunidade biodiversa | Alteração do solo como habitat para fauna, flora e microorganismos | |
| Regulação | Controle de erosão e enchentes | Regulação de escorrimento | Criação de rugosidade e deposição de coprólitos superficiais, que mudam a taxa de escorrimento da água e de erosão do solo | |
| | | Infiltração e armazenamento de água no solo | Mudança na estrutura do solo, aumentando a porosidade, e bioporos na superfície que aumentam a infiltração | |
| | Regulação do clima | Produção/consumo de gases de efeito estufa (GEE) | Mudança nas taxas de emissão de GEE, especialmente N_2O (por desnitrificação) e CO_2 (por respiração/decomposição) | |
| | | Sequestro de C | Formação de agregados estáveis e substâncias húmicas resistentes | |
| | Polinização | Polinização | Insetos com fase edáfica contribuem com polinização | |
| | Dispersão de sementes | Dispersão de sementes | Transporte, consumo e/ou dejeção de sementes com viabilidade e germinação diferenciada | |
| Cultural | Tratamento de resíduos | Destoxificação e decomposição de resíduos orgânicos | Aceleram a decomposição e estabilização de resíduos orgânicos e absorção/degradação de pesticidas e outros compostos orgânicos; alteração da disponibilidade de metais pesados | |
| | Recreação | NA | Alimento para peixes, aves e outros organismos, criação ou coleções como hobby, tema para exposições, arte, literatura, videogames e filmes | |
| | Educação | NA | Instrumento para educação ambiental e para o melhor manejo das terras e culturas agrícolas | |

Modificado de Lavelle et al., (2006), com dados de Blouin et al. (2013), Decaëns et al. (2006, 2008), Del Toro et al. (2012) e Prather et al. (2013). NA=não se aplica.

Todos os principais tipos de serviços mencionados pelo Millennium Ecosystem Assessment (2005) são afetados pela fauna do solo (VANDEWALLE et al., 2008). Ou seja, a fauna edáfica afeta os serviços de provisão, suporte, regulação e culturais. Porém, os efeitos da fauna são principalmente indiretos, através de serviços de suporte e regulação. Apenas alguns organismos edáficos podem ser aproveitados diretamente pelos seres humanos.

2.1. Uso direto de animais edáficos

Alguns insetos e outros invertebrados podem ser consumidos como alimento humano ou por animais. Dentro desses estão formigas, cupins, grilos, minhocas, moluscos, tarântulas e larvas de besouros (PAOLETTI, 2004; SRIVASTAVA et al., 2009). Apesar de serem desprezados por muitas sociedades “modernas”, principalmente urbanas, esses animais podem ser importantes fontes de nutrientes, proteínas e aminoácidos e são consumidos por diversas culturas tradicionais, especialmente em países tropicais e subtropicais (DEFOLIART, 1997, 1999). Além disso, alguns animais também podem ser usados como isca para pesca ou alimento para peixes (por exemplo, minhocas, enquistreídeos, larvas de insetos), ou como fonte de produtos farmacêuticos ou cosméticos (por exemplo formigas, minhocas, milipéias), a serem explorados na biomedicina ou na medicina popular ou indígena (DOSSEY, 2010; ORTIZ et al., 1999; ZHENJUN, 2003). Entre esses, incluem-se anticoagulantes, anti-histamínicos, antibióticos, antivirais, substâncias afrodisíacas, ou para controle de natalidade.

2.2. Serviços culturais

Vários animais edáficos têm sido usados como instrumentos de educação ambiental, em diversos níveis, tanto para crianças quanto para adultos. Por exemplo, colêmbolos, minhocas e enquistreídeos (entre diversos outros animais edáficos) podem ser usados na avaliação da qualidade do solo (BARTZ et al., 2013; ERNST, 1995; JÄNSCH et al., 2005; PULLEMAN et al., 2012; ROMBKE et al., 2005), ou em exercícios práticos nas escolas, para mostrar a importância dos animais para a estruturação do solo ou para a decomposição da lитеira ou resíduos orgânicos (como o lixo orgânico doméstico; APPELHOF et al., 1993; HOFFMAN, 1994; MCLAUGHLIN, 1986). No Brasil, no âmbito educativo, pode-se mencionar o Instituto Biológico de São Paulo, que criou recentemente o projeto “Planeta Inseto”, recebendo visitas agendadas, especialmente de escolas, para um conhecimento maior

sobre os insetos (criação de formigas cortadeiras, bichos-pau, joaninhas, etc.). Exibições permanentes ou itinerantes enfocando o “universo subterrâneo” e a vida no solo em museus na Europa e nos EUA, por exemplo em Osnabruck, Alemanha (OSNABRUCK, 2006) e no Field Museum of Natural History, Chicago (FIELD MUSEUM, 2014), são muito populares e mostram o potencial desse instrumento na conscientização da população sobre o solo e sua fauna nos serviços ambientais. Finalmente, a coleção de insetos (como besouros) ou a criação de alguns invertebrados como formigas, minhocas, grilos, escorpiões e aranhas pode ser considerado um passatempo (“hobby”), e os invertebrados edáficos têm sido amplamente usados como temas para arte (por ex., os egípcios veneravam os escaravelhos e os escorpiões; KEVAN, 1985), artesanato, publicações como livros (especialmente para crianças), sátiiras, histórias em quadrinhos (por ex., LARSON, 1998) e até filmes (*Ants*, Aracnofobia, Vida de Inseto, entre outros) e videogames.

2.3. Tratamento de resíduos e contaminantes

Apesar da degradação de compostos orgânicos ser realizada diretamente (e principalmente) por microorganismos, via processos bioquímicos, a fauna do solo exerce um papel relevante neste processo, devido à sua estreita relação com a microbiota do solo. Por exemplo, é conhecida a capacidade das minhocas em acelerar a degradação aeróbica de contaminantes como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e alguns agrotóxicos via a ingestão de solo, reduzindo sua adsorção e aumentando a biodisponibilidade para os microrganismos responsáveis pelos processos degradativos (ANDREA et al., 2004; EIJSACKERS et al., 2001; PAPINI; ANDREA, 2001; SANCHEZ-HERNÁNDEZ et al., 2014). A capacidade destes organismos em alterar a estrutura, a biomassa e o perfil funcional das comunidades microbianas (SHEEHAN et al., 2008), também pode contribuir para a degradação de diferentes compostos orgânicos quando esta é dependente destes fatores (NATAL DA LUZ et al., 2012; SHUTTLEWORTH; CERNICLIA 1995; WEISSENFELS et al. 1992). Assim, a introdução de minhocas como ferramentas de biorremediação tem sido testada para incrementar a biodegradação de compostos orgânicos persistentes em sedimentos contaminados e depositados no solo (HICKMAN; REID, 2008).

2.4. Dispersão de sementes

As formigas podem fazer a dispersão tanto primária quanto secundária de sementes (LEAL et al., 2011; RICO-GRAF;

OLIVEIRA, 2007). Cerca de 3.000 espécies de plantas, de mais de 80 famílias em diferentes ecossistemas do mundo têm sementes preparadas para transporte pelas formigas (mirmecocoria), mas estima-se que pelo menos 11.000 espécies de plantas de flor dependam das formigas como dispersoras (LENGYEL et al., 2009). Na Caatinga brasileira esse tipo de dispersão tem um papel relevante, e é mais frequente entre espécies madeireiras de Euphorbiaceae (LEAL et al., 2007). No entanto, certas plantas, apesar de não possuírem elaiossomas (estruturas externas à semente, ricas em nutrientes, que por sua vez são transportadas por formigas), são igualmente dispersadas ou consumidas por formigas granívoras.

Como já citado anteriormente, os besouros coprófagos possuem um importante papel na dispersão secundária de sementes. Eles não se alimentam das sementes, mas as dispersam quando estão enterrando as fezes dos animais e as sementes estão presentes no alimento. A realocação das sementes pode ser tanto vertical quanto horizontal. Existe assim um benefício para a sobrevivência das sementes pela redução da predação e mortalidade, favorecimento do microclima para germinação e emergência e diminuição da aglutinação de sementes e consequentemente a competição entre as mudas (NICHOLS et al., 2008). Já a passagem de sementes pelo trato intestinal das minhocas pode afetar sua germinação, viabilidade e crescimento, favorecendo algumas espécies e inibindo outras (EISENHAUER et al., 2009). Sementes enterradas em maiores profundidades (por ex., 10 cm) por insetos e minhocas tenderiam a ter menor germinação e predação que aquelas localizadas em profundidades menores (1-3 cm) ou na superfície (SHEPERD; CHAPMAN, 1998). A dispersão de sementes, realizada por formigas, besouros, minhocas e diversos outros invertebrados edáficos, pode influenciar grandemente a composição da comunidade vegetal em diversos ecossistemas (BEATTIE; HUGHES, 2002; FOREY et al., 2011; RISSING, 1986), e por isso mesmo este serviço é de extrema importância para a conservação de espécies vegetais.

2.5. Polinização

A polinização é um serviço afetado por apenas alguns representantes da fauna edáfica, principalmente artrópodes como abelhas, moscas, mariposas, borboletas, besouros e formigas, que possuem uma fase do ciclo de vida desenvolvida acima do solo, em proximidade às plantas. Algumas espécies de abelhas como as mamangabas e as abelhas sem ferrão são importantes polinizadoras tanto nos sistemas agrícolas quanto florestais (FREITAS; PEREIRA, 2004). Apesar de restritos a

algumas espécies de plantas, os besouros Scarabaeinae são importantes, e muitas vezes obrigatórios polinizadores de plantas das famílias Araceae e Lowiacea (NICHOLS et al., 2008). E, no caso de formigas, elas frequentemente visitam flores, mas fazem polinização apenas em algumas espécies de plantas (GARCIA et al., 1995; GÓMEZ; ZAMORA, 1992; PEAKALL et al., 1991; PUTERBAUGH, 1998; RICO-GRAY; OLIVEIRA, 2007).

2.6. Pedogênese

Há mais de 140 anos atrás, no seu último livro, Darwin (1881) evidenciou o papel da bioturbação realizada pela fauna edáfica, nesse caso as minhocas, na pedogênese (formação de horizontes subsuperficiais no solo), e o enterramento ao longo do tempo, de pedras e ruínas arqueológicas (do império romano ou neolíticas) na Inglaterra. Ele foi o primeiro a mostrar que as minhocas podiam influenciar a pedogênese tanto bioquímica quanto biomecanicamente (JOHNSON, 2002). A gênese de latossolos e formação de stone-lines no Brasil, tanto por minhocas, quanto por formigas e cupins foi enfatizada por Miklós (1996), e o transporte de partículas mais finas por esses organismos também pode afetar a textura do horizonte superficial do solo, alterando os teores de areia grossa e argila no perfil do solo (JOUQUET et al., 2011; NOOREN et al., 1995).

A atividade bioturbadora das minhocas ao longo do tempo, pode levar à formação de horizontes tipo “mull”, formados de coprólitos (NIELSEN; HOLE, 1964). Na Dakota do Sul (EUA), essa atividade levou à formação de uma classe especial de solo chamada de Vermissolos (um tipo de Mollisol), onde as dejeções de minhocas ocupam quase 1 m do solo superficial (BUNTLEY; PAPENDICK, 1960). Em diversos países como Canadá, Nova Zelândia e EUA, a invasão de minhocas asiáticas e européias vem transformando há décadas os solos de florestas e pastagens, gerando um horizonte A tipo “mull”, através da incorporação da liteira superficial (LANGMAID, 1964; STOUT, 1983). Esse fenômeno pode aumentar a produtividade da pastagem (STOCKDILL, 1982), mas também pode afetar negativamente as populações e biodiversidade de outros organismos (plantas, animais e microorganismos) tanto acima quanto dentro do solo (BOHLEN et al., 2004; EISENHAUER et al., 2007; YEATES, 1981). Por outro lado, a fauna edáfica pode ser bastante importante no processo de regeneração de áreas degradadas por mineração, e na formação de solo em outras áreas que precisam ser recuperadas para fins produtivos (BAL, 1982; BUTT, 2008; JOUQUET et al., 2014; PARKER, 1989).

2.7. Produtividade primária

Os invertebrados edáficos podem afetar o crescimento das plantas (produtividade primária) direta e/ou indiretamente, e de forma positiva e/ou negativa. Nesse último caso, o efeito dos invertebrados seria um desserviço ambiental. Os efeitos diretos incluem a fitofagia ou rizofagia, que diminui diretamente a biomassa das plantas. Porém, em baixos níveis de pressão herbívora ou rizofaga, a planta pode responder com crescimento compensatório, aumentando a produção vegetal. Uma lista dos animais fitófagos/rizófagos se encontra na Tabela 1. Os efeitos diretos positivos sobre as plantas pela fauna edáfica são pouco conhecidos e envolvem a liberação de moléculas sinalizadoras (como o ácido indolacético, hormônio promotor do crescimento vegetal), provavelmente induzida principalmente por microorganismos na rizosfera (BLOUIN et al., 2013).

A maioria dos efeitos dos animais do solo sobre as plantas são indiretos, e envolvem mudanças sobre as condições ambientais consideradas importantes para o crescimento das plantas, como: pH, toxidez de alumínio, concentração de nutrientes essenciais para as plantas, nível de pressão de doenças e pragas, competição, atividade de microorganismos promotores do crescimento (incluindo simbiontes), aeração e disponibilidade de água na zona de crescimento das raízes, entre outros.

A atividade dos organismos decompositores e mineralizadores modifica a disponibilidade de nutrientes para a planta e os teores de C no solo, que podem afetar tanto a atividade microbiana, quanto a capacidade de troca de cátions e a agregação do solo, fatores também importantes para o crescimento vegetal. Já a ação dos bioturbadores afeta principalmente as condições físicas do solo para as raízes, mas em determinados casos, também a disponibilidade de nutrientes e água, e a atividade de pragas e de microorganismos benéficos e patogênicos (BROWN et al., 2004; LAVELLE et al., 2004). Por exemplo, Blouin et al. (2005), Boyer et al. (1999) e Loranger-Merciris et al. (2012) observaram como as minhocas podiam diminuir os impactos negativos dos nematóides sobre o milho, arroz e a banana, respectivamente. Outros autores observaram diminuição na infestação de doenças fúngicas ou bacterianas e o aumento na colonização por micorrizas ou bactérias fixadoras de nitrogênio, levando ao aumento da produtividade de culturas agrícolas importantes (ver revisão em BROWN et al., 2004). Finalmente, tem-se proposto também que as minhocas podem afetar a expressão gênica das plantas (BLOUIN et al., 2005), afetando sua capacidade de “tolerar” melhor infestação de pragas, melhorando sua “saúde”.

Além dos efeitos sobre a ciclagem de nutrientes (ver a seguir), a atividade de besouros coprófagos pode também auxiliar no bem-estar animal em sistemas de produção agropecuário. Por exemplo, Bergstrom et al. (1976) verificaram redução (24 a 90%) no número de ovos de nematóides parasitas em fezes de ovinos e bovinos, quando besouros coprófagos estavam presentes, e Nichols et al. (2008) relataram diversos exemplos de redução de parasitas e de moscas hematófagas pela atividade coprofágica. No Brasil, o besouro introduzido *Digitonthophagus gazella*, além de besouros nativos, tem causado redução significativa na população da mosca-dos-chifres, *Haematobia irritans* (BIANCHINI et al., 1992; HORNER; GOMES, 1990). Os besouros coprófagos podem enterrar até 12 ton de fezes por ano, que são depositadas no solo por um único bovino.

2.8. Ciclagem de nutrientes e regulação do clima

Os animais detritívoros e geófagos, e os necrófagos, coprófagos e predadores (Tabela 1) são importantes na decomposição da matéria orgânica e animais vivos e mortos. Ao ingerirem ou fragmentarem a serapilheira, aumentam a superfície para ação microbiana decompositora, acelerando sua decomposição. Além disso, a incorporação desses resíduos no solo e/ou nas fezes de invertebrados também acelera os processos de decomposição. Os organismos geófagos afetam as taxas de decomposição da matéria orgânica dentro do perfil do solo. Todas essas ações contribuem para a mineralização e ciclagem de nutrientes importantes para a vida de outros organismos no solo, tanto animais, quanto plantas (raízes) e microorganismos. A disponibilidade de N, P, Ca, Mg e vários outros nutrientes importantes para as plantas pode ser grandemente afetada pela fauna do solo, alterando a taxa de absorção dos mesmos pelas raízes e o crescimento das plantas (LAVELLE et al., 1992).

A ação de bactérias tanto no trato intestinal quanto nas dejeções de invertebrados pode aumentar a emissão de GEE, como o CO₂, CH₄ e N₂O (BRÜMMER et al., 2009; DEPKAT-JACOB et al., 2012, 2013; DRAKE; HORN, 2007; LUBBERS et al., 2013; NGUGI et al., 2011). Os tratos intestinais e a zona interna das dejeções são anaeróbicas ou micro-aerófilas e possuem altas concentrações de C, N e atividade microbiana, condições ideais para a emissão de N₂O e CH₄. Porém, em contrapartida, a estabilização de coprólitos ou a produção de ninhos compactos pode reduzir essa atividade microbiana e levar, em curto prazo

(alguns meses ou anos), ao sequestro de C e N, reduzindo as emissões de GEE (BROWN et al., 2000; FONTE; SIX, 2010; ZHANG et al., 2013).

2.9. Outros serviços de regulação e suporte: regulação da erosão, do escorrimeto da água e sua disponibilidade no solo

A ação bioturbadora de animais que movimentam o solo ou ingerem partículas de solo produzindo estruturas biogênicas, pode afetar profundamente a estrutura e arquitetura do solo, influenciando as taxas de escorrimento e infiltração de água e a capacidade de armazenar água no perfil edáfico. Diversos estudos têm mostrado o impacto positivo da bioturbação na taxa de infiltração de água no solo, realizada por cupins (LEONARD; RAJOT, 2001; MANDO; MIEDEMA, 1997), formigas (LOBRY DE BRUYN; CONACHER, 1994) e minhocas (EHLERS, 1975; VAN SCHAIK et al., 2014). Os macroporos abertos na superfície funcionam como “ralos de escorrimento” para a água das chuvas (VAN SCHAIK et al., 2014), para aumentar a porosidade do solo, e como vias preferenciais de crescimento das raízes (BROWN et al., 2004). Em sistemas agrícolas, a incorporação de pastagens na rotação favorece o aparecimento de invertebrados formadores de macroporos que promovem a infiltração de água do solo, reduzindo o escorrimento superficial (COLLOF et al., 2010). Além disso, os dejetos estáveis deixados na superfície do solo aumentam a rugosidade, quebram a tensão superficial e

reduzem o encrustamento e o escoamento de água. Apesar disso, em alguns casos, na ausência de cobertura vegetal e com pluviosidade extrema, os dejetos ou as partículas de solo deixadas na superfície por estes organismos podem escorrer mais facilmente (CERDÁ; JURGENSEN, 2008; VAN HOOF, 1983). Contudo, de forma geral, a bioturbação do solo por parte dos engenheiros edáficos pode ser considerada mais benéfica do que prejudicial ao solo (LAVELLE et al., 1997), exceto em casos quando a espécie engenheira é uma invasora no ecossistema (BOHLEN et al., 2004).

2.10. Conservação da biodiversidade

Na Figura 1 observa-se como as atividades físicas da fauna, incluindo a bioturbação e a desintegração da serapilheira e mistura da matéria orgânica do solo podem afetar as propriedades e processos no solo, e alguns dos serviços ambientais. Essas ações da fauna edáfica podem afetar profundamente as características do solo como habitat para outros animais, plantas e microorganismos. Esse é o caso, especialmente, para os engenheiros do ecossistema, que contribuem para uma regulação da biodiversidade nos ecossistemas, em escalas que vão desde os órgãos internos do próprio animal (por ex., a vida de organismos simbióticos ou parasitas obrigatórios de invertebrados), até o ecossistema (JOUQUET et al., 2007), como por exemplo a formação de ilhas de vegetação arbórea em áreas alagadas (especialmente por cupins; DANGERFIELD et al., 1998).



Figura 1. Relação entre as atividades da fauna do solo, as características e processos edáficos importantes para a geração de serviços ambientais.

Porém a ação efetiva da fauna do solo nesses processos ecossistêmicos varia muito, dependendo de sua abundância, da composição da comunidade (especialmente em termos de diversidade funcional; DE BELLO et al., 2010) e de fatores ambientais, como o tipo de ecossistema, clima e solo onde vivem. A abundância de determinados grupos da fauna pode alcançar vários milhões de indivíduos m⁻² para a microfauna, dezenas de milhares de indivíduos m⁻² para a mesofauna e centenas a milhares de indivíduos m⁻² para a macrofauna. A biomassa pode perfazer várias ton ha⁻¹ (BROWN et al., 2001a), muitas vezes superando a biomassa da fauna que se encontra acima do solo. Esse é o caso, frequentemente, para os engenheiros do ecossistema como as minhocas, formigas e cupins, muito comuns na região tropical e com efeitos importantes sobre os processos edáficos (JOUQUET et al., 2011; LAVELLE; SPAIN, 2001).

Numa perspectiva meramente agronômica, algumas das funções moduladas pela fauna do solo podem ser substituídas por agroquímicos (agrotóxicos, fertilizantes) e uso de energia (preparo do solo). Contudo, a biota do solo merece um tratamento diferenciado, sendo atualmente um dos pilares na busca de uma agricultura mais ecológica,

visando a sustentabilidade. Desta forma, ela deve ser uma aliada do sistema produtivo.

Como exemplificado na Figura 2, é possível uma análise sobre as relações entre o uso do solo e a atividade e biodiversidade da fauna edáfica de diversas formas, gerando as seguintes perguntas:

Quais são as principais ações da fauna edáfica nos ecossistemas terrestres e quais grupos são responsáveis por essas atividades?

Como a mudança no uso do solo e a adoção de práticas específicas de manejo afeta a fauna edáfica?

Como essas ações afetam os serviços ambientais?

Como esses serviços podem ser valorados?

Nessa seção, mostrou-se como a fauna edáfica afeta os serviços ambientais (pergunta 1). Nas seções seguintes, pretende-se responder às demais perguntas (2 a 4), abordando como o manejo e o uso do solo afetam as populações da fauna edáfica, e como medir a contribuição da fauna edáfica a esses serviços e seu valor econômico. Posteriormente, conclui-se o tema com alguns desafios para o futuro, com o intuito de se aprimorar a adoção de práticas que conservem a fauna edáfica, visando aproveitar melhor os serviços que elas providenciam aos ecossistemas terrestres.

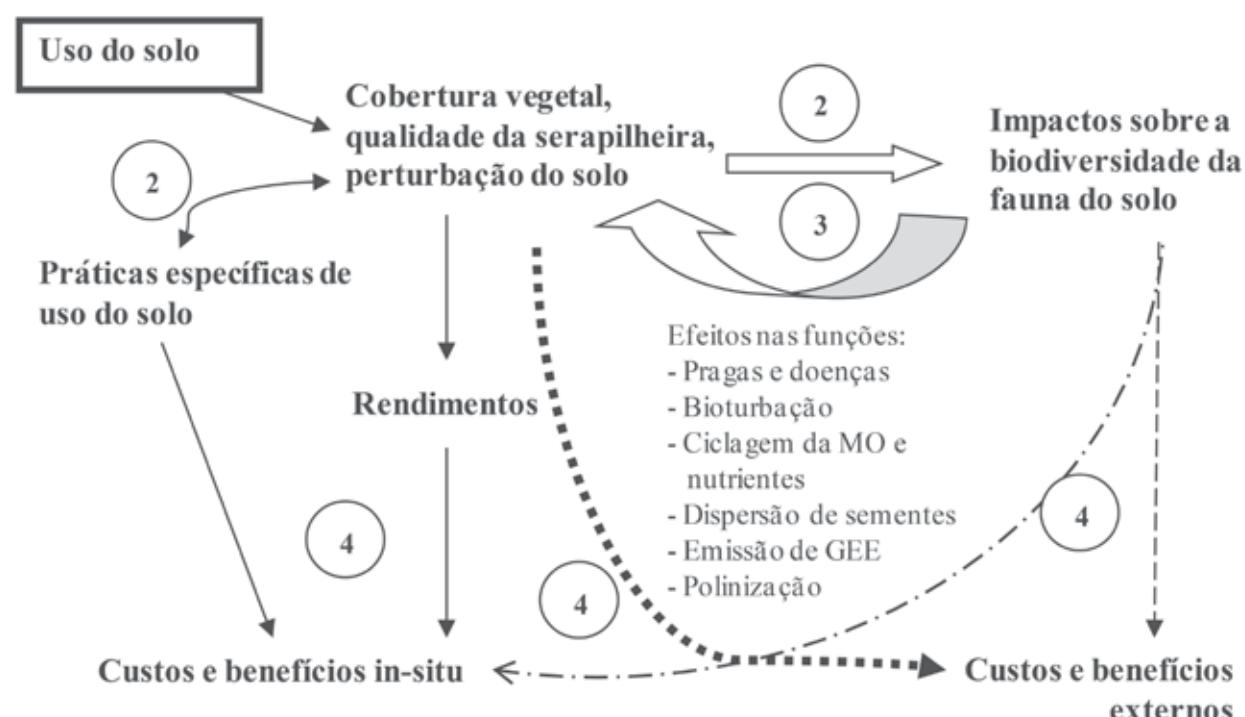


Figura 2. Representação esquemática da relação entre o manejo do solo e as mudanças no uso da terra, a biodiversidade no solo, e os serviços ambientais modulados pela fauna edáfica (modificado de SUSILO et al., 2004). Os números nas figuras referem-se às questões científicas (2-4) assinaladas no texto.

3. O manejo e uso do solo e as populações da fauna edáfica

A abundância e a diversidade da meso e macrofauna do solo dos ecossistemas naturais e dos agroecossistemas pode ser afetada por vários fatores edáficos (tipo de solo, minerais predominantes, temperatura, pH, matéria orgânica, umidade, textura e estrutura), vegetais (tipo de vegetação e cobertura), históricos do uso da terra (especialmente humana, mas também geológica), topográficos (posição fisiográfica, inclinação) e climáticos (precipitação pluviométrica, temperatura, vento e umidade relativa do ar). Assim, intervenções antrópicas que afetam esses fatores, tanto em sistemas naturais quanto em agrícolas, podem afetar a dinâmica das comunidades edáficas e, por consequência, as funções ecológicas nas quais estão envolvidos (BROWN; DOMÍNGUEZ, 2010).

Em escalas maiores (paisagem), a fauna do solo é afetada pelo clima e sua interação com o tipo de solo e vegetação que esse clima pode sustentar, enquanto em escalas menores (propriedade), a fauna edáfica é afetada pelo sistema de uso e manejo do solo, especialmente o tipo de cobertura vegetal (BROWN et al., 2006). Existe um forte elo entre a biodiversidade acima e abaixo do solo, especialmente porque as plantas e sua diversidade determinam o funcionamento do ecossistema edáfico via fatores como (VAN NOORDWIJK; SWIFT, 1999):

Qualidade da liteira, quantidade e tempo da deposição, que serve como fonte de energia para a biota edáfica;

Balanço hídrico edáfico e microclima na superfície do solo, através do controle da taxa de evapotranspiração (pela cobertura vegetal, tipo de vegetação e serapilheira);

Atividade das raízes que modulam a rizosfera, e quantidade e qualidade da exudação de carbono orgânico e de material estrutural para decomposição. Os exudados das raízes afetam mais a microfauna na rizosfera, enquanto o material mais estrutural serve como alimento para os detritívoros, que fragmentam o material, tornando-o mais acessível à ação microbiana.

Os ecossistemas exercem funções determinantes na composição das comunidades da fauna do solo e, consequentemente, na sua capacidade de afetar as propriedades e processos edáficos. O manejo do solo e mudanças no uso da terra, como a urbanização e a conversão de florestas tropicais em lavouras para a

agricultura itinerante ou para pastagens, provocam sérios impactos sobre a biodiversidade, tanto acima quanto abaixo do solo, apesar das mudanças na biota edáfica serem mais lentas e de mais difícil detecção (SUSILO et al., 2004). Não obstante, como muitos organismos edáficos possuem alto endemismo e dispersão limitada, a recolonização da biota edáfica pode ser também mais lenta, dificultando o processo de recomposição da mesma.

Trabalhos recentes na Amazônia central têm demonstrado a importância de se manter a diversidade da macrofauna do solo para que o solo tenha boa estrutura e fertilidade, já que mesmo grupos importantes da macrofauna, como as minhocas, quando não estão associados a vários outros organismos no solo, podem causar problemas à estrutura e funcionamento do solo, inclusive compactação superficial e impedimento na circulação de ar e água (BARROS et al., 2001, 2004; CHAUVEL et al.; 1999). Em sistemas de cultivo com diferentes graus de diversificação de espécies cultivadas, os sistemas com maior número de árvores consorciadas (como alguns sistemas agroflorestais) também têm maior diversidade e quantidade de organismos da macrofauna (e, provavelmente, de outros grupos da biota do solo) (BARROS et al., 2008). Assim, a manutenção da diversidade de plantas nos ecossistemas e, consequentemente, da biota do solo diversificada, junto com uma permanente cobertura da superfície do solo, são essenciais para manter o solo potencialmente ativo e dinâmico ("vivo"), resultando em produção qualitativa mais sustentável.

Por serem sensíveis e reagirem às mudanças induzidas por atividades antrópicas e naturais ao solo e sua cobertura vegetal, as populações e a diversidade da fauna do solo podem ser usadas como bioindicadores do uso do solo ou da sua fertilidade, dando uma noção do seu estado atual e de mudanças induzidas por forças internas e externas (bióticas e abióticas) através do tempo (BROWN JUNIOR, 1997a, 1997b; PAOLETTI, 1999). Essas mudanças afetam a distribuição da fauna do solo de acordo com a disponibilidade de recurso alimentar, alterando assim as interações ecológicas intra e interespecíficas. Geralmente, as espécies mais sensíveis a alterações no meio ambiente (por exemplo, espécies epigeicas, que vivem na serapilheira), podem desaparecer

com o desmatamento (BROWN JUNIOR, 1997b), ou com maior perturbação ao solo (uso de arado, agrotóxicos; Figura 3).

Já as práticas conservacionistas, como o uso de adubos verdes, plantio direto, e sistemas agroflorestais, por exemplo, podem afetar positivamente as populações da fauna do solo (Figura 3). Em geral, as populações de minhocas e colêmbolos aumentam no sistema de plantio direto, com a ausência de preparo do solo e a presença de cobertura verde, matéria orgânica em decomposição e sistema radicular densamente distribuído (BROWN et al., 2003; HOUSE; PARMELEE, 1985).

O uso da fauna edáfica como bioindicadora da qualidade do solo é um fenômeno recente, tendo sido adotado no monitoramento da qualidade do solo em vários países Europeus apenas a partir do início do século XXI (PULLEMAN et al., 2012). Várias características de alguns grupos da fauna favorecem seu uso como indicadores, destacando-se: diversidade conveniente (número de espécies manejável e não alto demais), ciclo de vida curto, "sedentarismo" (não migratório), distribuição ampla do grupo (em muitos habitats) mas com fidelidade de habitat para táxons, resposta à perturbação, abundante no solo ou serapilheira, facilidade na amostragem, triagem e identificação, e relação entre as populações e as características ambientais e propriedades/processos físicos, químicos e biológicos do solo e, frequentemente, à produtividade (FREITAS et al., 2006; PAOLETTI, 1999). Portanto, a abundância, biomassa, os grupos funcionais e a biodiversidade de vários invertebrados edáficos podem ser usados como indicadores para monitorar mudanças quantitativas e qualitativas nos ambientes afetados pelo uso do solo (LAVELLE et al., 1994; PAOLETTI, 1999).

Dentre os principais grupos de macroinvertebrados edáficos, as minhocas têm recebido bastante atenção e são frequentemente usadas como bioindicadoras da qualidade do solo. Contudo, Doube e Schmidt (1997) consideram que a abundância e/ou composição específica das minhocas nem sempre indicam a saúde do solo. Por outro lado, o número de espécies nativas ou exóticas pode ser um indicador válido do nível de perturbação de um determinado ecossistema: quanto maior o número de espécies nativas e menor o de exóticas, menor é o nível de distúrbio (HUERTA et al., 2005). Esse mesmo fenômeno também se aplica aos cupins (LAWTON et al., 1998) e a vários outros animais edáficos, apesar de ainda não haver

uma síntese publicada sobre o tema, incluindo uma ampla gama da fauna invertebrada do solo. As minhocas também apresentam outras características interessantes para uso como bioindicadoras: 1) acumulam metais pesados no tecido e são sensíveis a muitos agrotóxicos e por isso são usadas em ensaios ecotoxicológicos padronizados pela ISO e ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2014); 2) sua atividade está intimamente ligada a características físicas do solo, e elas também favorecem a estruturação do mesmo; 3) contribuem para a fertilidade do solo através de sua participação na decomposição e mineralização de nutrientes; 4) são reconhecidas pelos agricultores como indicadoras de "terra boa" (BROWN; DOMÍNGUEZ, 2010).

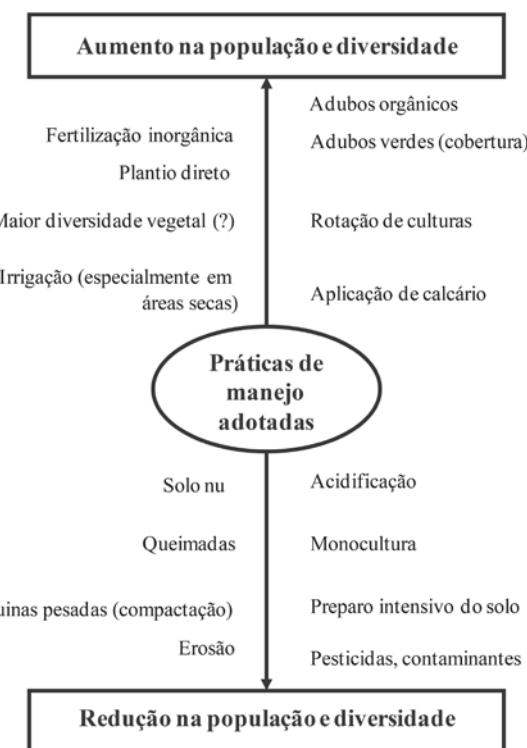


Figura 3. Esquema diagramático ilustrando como o manejo antrópico em nível local (por exemplo, uma propriedade agrícola ou uma parcela/talhão) afeta as populações e diversidade de meso e macrofauna no solo. A posição das práticas no eixo vertical representa sua contribuição relativa (importância hipotética) ao aumento ou à diminuição nas populações e diversidade da fauna (modificado de BROWN; DOMÍNGUEZ, 2010).

Contudo, há diversos problemas relacionados ao uso da fauna como bioindicadora da qualidade do solo (PAOLETTI, 1999). A distribuição da fauna do solo é frequentemente agregada (não uniforme) e a amostragem da mesma envolve

muitos métodos diferentes, frequentemente específicos para cada grupo (BIGNELL, 2009). Portanto, o número e tamanho das amostras devem ser determinados pelo conhecimento da ecologia do organismo em questão e da heterogeneidade da distribuição espacial dentro do habitat estudado. Por isso, os métodos tendem a ser específicos para grupos ou organismos particulares, pré-definidos para avaliação. Insetos sociais como as formigas e os cupins possuem distribuição agregada e podem forragear a grandes distâncias de seus ninhos (WOOD, 1988), enquanto animais menores, especialmente os não alados, possuem distribuição mais restrita (GILLER et al., 1997).

4. Avaliando a contribuição da fauna do solo para os serviços ambientais

A intrínseca dificuldade de se trabalhar com uma fauna altamente diversificada, críptica e pouco visível (pois habita o solo e a serapilheira), tem dificultado estimativas de sua biodiversidade e abundância, e a avaliação de sua importância funcional. Além disso, as relações entre a biodiversidade e a abundância total dos grupos da fauna com a funcionalidade do ecossistema não são sempre diretas. Obviamente, a abundância de alguns grupos chave como pragas pode refletir diretamente no serviço de produção de alimentos, mas na maior parte dos casos, as relações entre os serviços e a fauna são indiretas, e de complexa mensuração. Portanto, a resposta ao “e daí” da pergunta sobre a importância da fauna do solo para os serviços ambientais, continua sendo um grande desafio para os ecologistas do solo (BARRIOS, 2007; LAVELLE, 2000).

Então, como medir a importância desses animais para o funcionamento do ecossistema e como as mudanças nos ecossistemas poderiam alterar essas contribuições? Existem mecanismos ou métodos padronizados ou amplamente utilizados que podem facilitar essas medições? A resposta a essas perguntas não é simples e depende do serviço ecossistêmico a ser avaliado. Normalmente, a avaliação do impacto da fauna sobre os serviços é realizada usando indicadores da atividade da fauna, ainda que em alguns casos (por exemplo, para uso direto), a avaliação pode ser direta (Tabela 3). A seguir, são destacados dois processos ecossistêmicos influenciados pela fauna do solo (bioturbação e decomposição), como eles podem ser avaliados, e como eles se relacionam, indiretamente, com os serviços ambientais.

A bioturbação afeta uma ampla gama de processos ecossistêmicos, incluindo: pedogênese (formação de camadas edáficas), escorramento da água na superfície do solo, arquitetura do solo e sua estruturação em poros e agregados, e capacidade do solo de armazenar água. Para avaliar a contribuição da fauna a esses processos, deve-se medir a proporção de agregados biológicos no solo (VELÁSQUEZ et al., 2007a, 2007b, 2012), a quantidade de dejetos ou ninhos na superfície ou dentro do solo, a estabilidade desses agregados/estruturas biológicas, a porosidade do solo e a quantidade de bioporos, que podem ser evidenciados usando o perfil cultural (SILVA et al., 2011; TAVARES-FILHO et al., 1999) ou outros métodos de mais fácil aplicação (por ex., o “Visual Soil Assessment” ou VSA e o “Visual Evaluation of Soil Structure” ou VSA e o “Visual Evaluation of Soil Structure” ou VESS; GUIMARÃES et al., 2011; SHEPHERD et al., 2009), a infiltração da água no solo, a capacidade de armazenamento de água no solo e a condutividade hidráulica (Tabela 3). Esses processos podem ser usados como indicadores de serviços ambientais como a manutenção da estabilidade do solo e alteração do ciclo hidrológico no solo.

A importância dos animais do solo na decomposição da matéria orgânica (detritivoria) tem sido avaliada em muitos experimentos ao redor do mundo, desde o início do IBP (International Biological Programme) da UNESCO, nos anos 1960 e 1970. Usando *litter-bags* de nylon com diferentes tamanhos de malha (Figura 4), pode-se estimar a contribuição da micro, meso e macrofauna do solo no desaparecimento (perda de biomassa) da serapilheira, indicando indiretamente sua contribuição à decomposição (ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 2006). A importância dos besouros rola-bosta e de outros organismos detritívoros e predadores pode ser avaliada usando-se armadilhas de queda com iscas de atração (com fezes, atum, etc.). Este é um método indireto, que avalia a atratividade e qualifica a população dos invertebrados atraídos, mas existem também métodos de quantificação de perda de iscas, que podem ser posicionadas na superfície ou dentro do solo como os *litter-bags*, para avaliar a importância desses animais para a decomposição de restos orgânicos. Finalmente, os *bait-lamina* (Figura 5) avaliam a atividade alimentar de organismos eu-edáficos (endogênicos) através de pequenos palitos de plástico com orifícios preenchidos com isca e inseridos no solo. O consumo dessa isca permite avaliar a intensidade e a distribuição vertical da

atividade alimentar de invertebrados edáficos e, em menor escala, a atividade microbiana (KRATZ, 1998; RÖMBKE, 2014). Este método é recomendado para avaliar a função habitat do solo (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR

STANDARDIZATION, 2014), mas de forma indireta, a contribuição da biota do solo sobre a decomposição e, consequentemente, a ciclagem de nutrientes, também pode ser medida.



Foto: George Gardner Brown

Figura 4. Três classes de *litter-bags* com diferentes tamanhos de abertura de malha, na superfície do solo após a colheita do trigo sob sistema de plantio direto, na Embrapa Soja em Londrina, PR, em outubro de 2005.

Dois trabalhos recentes na Amazônia brasileira e colombiana (GRIMALDI et al., 2010, 2014) e nos *Llanos* colombianos (LABELLE et al., 2014) avaliaram a relação entre a presença e atividade da fauna edáfica e alguns serviços ambientais como: produtividade agrícola, regulação do clima (via sequestro de C e emissão de GEE), funções hidrológicas do solo (via infiltração de água), estabilidade do solo (via macro-agregação), potencial de provisão de nutrientes para as plantas (via avaliação da qualidade química do solo) e conservação da biodiversidade. Os serviços ambientais foram medidos usando indicadores da provisão dos serviços (Tabela 3) e foram correlacionados com a macrofauna do solo através de análises multivariadas, incluindo análise de coinercia e

redundância. Essas análises compararam matrizes de dados de diferentes classes (por exemplo, dados socioeconômicos, físico-químicos do solo, ambientais abióticos e da macrofauna edáfica), buscando correlações significativas. Eles encontraram relação significativa entre a macrofauna do solo (qualidade biológica) e a qualidade química e física do solo, a produtividade agrícola/primária, o C no solo e na vegetação, a conservação da biodiversidade e a condição socioeconômica dos proprietários das terras. Apesar de ser um método indireto (correlação, não causalidade), os métodos são robustos e dão uma boa noção da relação de causa-efeito, especialmente nos casos em que se sabe de antemão o tipo de relação existente entre os parâmetros medidos.



Foto: Cintia Carla Niva

Figura 5. À esquerda, Bait-lamina prontos para serem inseridos no solo (preenchidos com isca), e à direita, aspecto das lâminas instaladas no campo (Embrapa Cerrados, Planaltina, DF).

5. Valoração econômica dos serviços ambientais da fauna edáfica

A avaliação econômica do impacto da fauna sobre os serviços ambientais esbarra em frequentes entraves, tanto de ordem metodológica quanto de ordem prática, já que muitos dos parâmetros ou indicadores que podem ser medidos não estão diretamente correlacionados com serviços ambientais, ou suas medidas estão em proporções ou unidades métricas diferenciadas. Além disso, a mensuração depende de atribuições de valor frequentemente subjetivas, que precisam ser transformadas em um valor econômico. A disposição de pagar por serviços ou benefícios oriundos da atividade da fauna edáfica pode ser calculada apenas em casos excepcionais, onde o animal em questão, ou o serviço em questão possui um impacto econômico direto para o beneficiário (Tabela 3). No caso de pragas urbanas ou

agrícolas e florestais, pode-se facilmente calcular a disposição a pagar por um programa ou pacote de tecnologias de manejo integrado de pragas (MIP) envolvendo um agente de controle biológico, por exemplo.

Contudo, para a maioria dos casos, a relação da presença ou atividade da fauna está associada a processos ecossistêmicos (por exemplo, decomposição e bioturbação) que afetam os serviços de suporte, de regulação ou culturais. Nesses casos, a importância econômica precisa ser avaliada estimando-se a contribuição dos animais aos processos, e o potencial impacto econômico que a eliminação desses animais teria no processo ecossistêmico e no serviço ambiental associado. Por exemplo, o impacto da macro e da mesofauna para a decomposição, estimada por *litter-bags*, pode dar uma noção do valor econômico desses animais, considerando os nutrientes liberados pela liteira ao solo,

especialmente N e P, que são de importância primordial para a agricultura. De igual maneira, o desaparecimento das iscas nos *bait-lamina* servem como medida da contribuição da biota do solo ao processo de decomposição dentro do solo. Assim, o valor de substituição, considerando o custo economizado com a diminuição na adubação com fertilizantes nitrogenados e fosfatados, num agroecossistema com uma população dada de macro e mesofauna poderia

ser estimada, em unidades monetárias por hectare, para uma determinada cultura agrícola. Outra forma de calcular a contribuição da biota edáfica à decomposição, é pelo custo de tratamento de resíduos orgânicos como o lixo orgânico domiciliar e agroindustrial e restos de culturas agrícolas e estercos animais (Tabela 3). O custo do processamento desses resíduos foi avaliado por Pimentel et al. (1997) em 760 bilhões de USD ano⁻¹, em escala mundial.

Tabela 3. Os principais indicadores e processos ecossistêmicos a serem medidos para avaliar o potencial valor econômico da contribuição da fauna do solo aos serviços ambientais (veja Tabela 2), e o valor econômico estimado para alguns serviços por Pimentel et al. (1997).

| Serviço ecossistêmico | Processo ecossistêmico ou parâmetro a ser medido | Método de cálculo do valor ¹ | Valor econômico estimado (10 ⁹ US\$ ano ⁻¹) ² |
|------------------------|---|--|---|
| Água disponível | Proporção e arranjo das estruturas biogênicas, capacidade de campo | Indireto: Custo de reposição de água | ? |
| Alimento | Uso por comunidades indígenas/lokais ou para alimentação animal | Direto: Custo de aquisição no mercado | <<180 |
| Produtos farmacêuticos | Isolamento e caracterização química das moléculas, uso em medicina popular ou industrial | Direto: Custo de aquisição de produto similar no mercado | ? |
| Ciclagem de nutrientes | Decomposição em litter-bags e usando bait-lamina | Indireto: Custo de reposição para nutrientes | 760 |
| | Atividade enzimática, emissão de N ₂ O/desnitrificação/nitrificação, frações de matéria orgânica nos agregados | Indireto: Custo de reposição para nutrientes | ? |
| Formação do solo | Produção de dejeções superficiais, arquitetura do solo, datação do solo, NIRS de dejeções | Indireto: Custo de reposição do solo | 25 |
| Produtividade primária | DNA dos coprólitos, taxa de colonização das raízes | Indireto: Custo evitado para inoculação | ? |
| | Bioensaios com estruturas biogênicas | Custo evitado e/ou de reposição | ? |
| | Avaliação do “vigor” ou “saúde” das plantas associadas à maior presença/manchas de fauna | Indireto: Custo evitado para controle de pragas | 160 |
| | Fitofagia, biomassa vegetal associada à maior presença/manchas de fauna | Indireto: Custo evitado para controle de pragas | ? |

Tabela 3. Continuação.

| Serviço ecossistêmico | Processo ecossistêmico ou parâmetro a ser medido | Método de cálculo do valor ¹ | Valor econômico estimado (10^9 US\$ ano $^{-1}$) ² |
|--------------------------------|--|--|---|
| Conservação da biodiversidade | Efeitos sobre a arquitetura do solo e a dinâmica da matéria orgânica no ecossistema | Indireto: Custo de reposição e disposição de pagar para conservação | ? |
| Controle de erosão e enchentes | Produção de estruturas biogênicas superficiais | Indireto: Custo de reposição do solo, custo evitado em enchentes | ? |
| | Morfologia do solo (proporção de agregados/poros biológicos), capacidade de campo, taxa de infiltração, condutividade hidráulica | Indireto: Custo evitado em enchentes ou para irrigação | ? |
| Regulação do clima | Emissão de GEE das dejeções, ninhos, de áreas com maior presença/manchas de fauna | Indireto: Custo de reposição de N | ? |
| | C presente nas estruturas/agregados biogênicos, NIRS de dejeções | Indireto: Valor de aquisição de C no mercado | ? |
| Polinização | Determinação dos insetos e sua presença/atividade em plantas dependentes da polinização | Indireto: Custo evitado | <<200 |
| Dispersão de sementes | Sementes associadas a estruturas biogênicas e domínios funcionais no solo | Indireto: Custo evitado | ? |
| Tratamento de resíduos | Avaliação de resíduos dos contaminantes no solo, avaliação da atividade microbiana e perfil funcional estimulados pela meso e macrofauna | Indireto: Custo evitado na limpeza da contaminação | 121 |
| Recreação | Uso como isca para pesca, para fotografia ou coleções | Direto: Custo de aquisição no mercado; Indireto: Disposição de pagar | >29 |
| Educação | Uso em programas de educação ambiental e de MIP, uso como bioindicadores da qualidade do solo | Direto: Custo no mercado; Indireto: Disposição de pagar | ? |

¹ Baseado parcialmente em Huguenin et al. (2006)² O valor calculado por Pimentel et al. (1997) considera toda a biota do solo (incluindo microbiota), não somente a fauna edáfica.

A bioremediação de solos e o tratamento de contaminantes é feito principalmente por microorganismos. Contudo, a fauna edáfica pode contribuir indiretamente, estimulando a atividade detoxificação microbiana. A contribuição da biota edáfica a esse processo foi estimada, mundialmente, em USD \$121 bilhões ano $^{-1}$ por Pimentel et al. (1997) (Tabela 3). Já o valor do controle biológico, estimado pela contribuição de inimigos naturais ao controle de pragas em lavouras e florestas

mundialmente, alcançou 160 bilhões de USD ano $^{-1}$, e o valor da polinização, realizada principalmente por insetos, aves e morcegos, foi estimado em 200 bilhões de USD ano $^{-1}$ em nível mundial (Tabela 3). É provável que a contribuição da fauna do solo a esse serviço seja bem menor, pois apenas alguns representantes contribuem com a polinização.

O custo de erosão do solo afetado (positiva ou negativamente) pela atividade da fauna pode ser calculado

pelo custo de reposição do solo e dos nutrientes presentes no mesmo a uma área (PIMENTEL et al., 1995). No caso da biota do solo, a contribuição pode ser indiretamente valorada calculando sua contribuição à pedogênese, ou seja formação de solo *in-loco*. Portanto, Pimentel et al. (1997) estimaram a contribuição da biota do solo à formação do solo em áreas agrícolas em 25 bilhões de US dólares ano⁻¹ em escala mundial (Tabela 3). Contudo, esse valor refere-se apenas à formação em solos agrícolas, e não inclui o valor para outros fins como, por exemplo, a formação do solo em outros ecossistemas e a importância do enterramento e conservação de restos arqueológicos pela bioturbação. Outro estudo, na Nova Zelândia, calculou a contribuição das minhocas para a pedogênese em áreas agrícolas no valor de USD\$ 0,60 a 11,60 ha⁻¹ ano⁻¹, considerando taxas de formação de solo de 1.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹ por uma população de minhocas pesando 1.000 kg ha⁻¹ (SANDHU et al., 2010).

Os benefícios diretos do uso da biota do solo na etnofarmacologia e para o desenvolvimento de novos produtos farmacêuticos não foram estimados por Pimentel et al. (1997), mas sabe-se que vários produtos usados em medicamentos possuem origem na fauna do solo. Essa área precisa ser melhor explorada e sua contribuição econômica quantificada. Já o uso direto de produtos extraídos da natureza como fonte de alimento (inclui plantas e animais) foi estimada em USD 180 bilhões ano⁻¹, mundialmente (Tabela 3), enquanto a pesca recreativa nos EUA (uma boa parte das iscas para pesca são animais edáficos) movimenta um mercado de aproximadamente 26 USD bilhões ano⁻¹ (PIMENTEL et al., 1997).

Infelizmente, não há casos de estudo contemplando uma ampla gama de serviços ambientais, e ainda há vários gargalos a serem sobrepostos na avaliação econômica dos serviços ambientais da fauna edáfica. Por isso, a maior parte dos serviços apresentados Tabela 3 continua sem estimativa de valoração. Para tal, é preciso produzir dados que associem os processos ecossistêmicos com os serviços, e a contribuição da fauna a esses processos. Além disso, no caso de áreas produtivas (agrícolas e florestais), é preciso obter dados da produtividade e dos ganhos e custos envolvidos na produção, e o valor de mercado dos insumos (por exemplo, agrotóxicos, fertilizantes, combustível), comodidades e alguns recursos naturais (por exemplo, 1 ton de solo, 1 L de água) envolvidos no processo. Finalmente, é importante lembrar que alguns dos serviços

são de mensuração ou valoração extremamente difícil. Esse é o caso, especialmente, para os serviços culturais (recreação, educação), os de uso direto, que envolvem aspectos culturais e tradições humanas, e os serviços de valor existencial ou estratégico, como a conservação da biodiversidade, que normalmente envolvem disposição a pagar.

6. Considerações finais

O estudo da meso e macrofauna do solo é ainda incipiente no Brasil. Alguns grupos ou algumas espécies economicamente mais importantes (como pragas agrícolas ou florestais) possuem estudos de taxonomia, biologia e comportamentos mais elucidados. Porém, a maioria dos invertebrados edáficos continua pouco estudada, especialmente pelo reduzido número de taxonomistas atuantes neste grupo, no Brasil.

Pode-se avançar no conhecimento deste componente essencial dos solos estudando a composição de organismos ao nível de grandes grupos taxonômicos, ou os processos ecológicos afetados pela fauna (decomposição, ciclagem de nutrientes, agregação), o que amplia as possibilidades de sua utilização como indicadores da qualidade ambiental (BARRIOS, 2007). Contudo, independente da abordagem de estudo desta comunidade, é importante consultar taxonomistas para identificar os animais em questão, validando as informações biológicas, comportamentais e ecológicas, dentre outras.

Existe uma ampla literatura disponível sobre os impactos das mudanças no uso do solo e do manejo do solo nas populações da fauna edáfica. Sabe-se que as práticas que reduzem as perturbações físicas, bem como priorizam a manutenção de cobertura vegetal constante e a entrada de materiais orgânicos diversificados de forma mais contínua, são as mais benéficas para as referidas populações, tendo o substrato solo como sua moradia e local de alimentação. Entre essas práticas está a adoção de sistemas integrados de produção que incluem pastagens, árvores e lavouras, a adoção do sistema de plantio direto com rotação de culturas, sistemas orgânicos de produção e sistemas agroflorestais (BALBINO et al., 2011; CORDEIRO et al., 2004; DERPSCH et al., 2010; SILVA et al., 2006).

Conhecer as comunidades da fauna edáfica é um requisito essencial na busca por um adequado e sustentável manejo do solo que, além de conservar a biodiversidade, também possibilita ações importantes desses organismos no ecossistema. Sabendo-se que cada organismo pode ter uma influência distinta sobre os processos edáficos e a

produtividade vegetal, sua abundância ou biomassa pode alcançar patamares importantes, tanto positivos quanto negativos (BROWN et al., 2001a). O Brasil possui a maior biodiversidade do planeta (LEWINSOHN; PRADO, 2005a), e a fauna do solo é um importante componente dessa diversidade. Apesar de estarem, na sua maioria, ocultos (“invisíveis”), pelo fato de se localizarem dentro do solo ou da serapilheira, este grupo gera importantes serviços ambientais, que são, infelizmente, pouco reconhecidos e valorizados. Cabe a nós, cientistas do solo, a missão de aperfeiçoar as formas efetivas e comparáveis de se avaliar e quantificar esses serviços (preferivelmente *in situ*) e difundir esse (re)conhecimento para subsidiar o manejo sustentável dos ecossistemas terrestres, em prol da atual e futuras gerações.

Referências

- ABRANTES, E. A.; BELLINI, B. C.; BERNARDO, A. N.; FERNANDES, L. H.; MENDONÇA, M. C.; OLIVEIRA, E. P.; QUEIROZ, G. C.; SAUTTER, K. D.; SILVEIRA, T. C.; ZEPPELINI, D. Synthesis of Brazilian Collembola: an update to the species list. **Zootaxa**, v. 2388, p. 1-22, 2010.
- ADIS, J. **Amazonian Arachnida and Myriapoda**. Moscow: Pensoft, 2002.
- ADIS, J.; HARVEY, M. S. How many Arachnida and Myriapoda are there world-wide and in Amazonia? **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 35, p. 139–141, 2000.
- ANDRÉA, M. M.; PAPINI, S.; PERES, T. B.; BAZARIN, S.; SAVOY, V. L. T.; MATALLO, M. B. Glyphosate: influência na bioatividade do solo e ação de minhocas sobre sua dissipação em terra agrícola. **Planta Daninha**, Campinas, v. 22, p. 95-100, 2004.
- ANTWEB V5.19.4. Disponível em: <<http://www.antweb.org/>>. Acesso em: 15 nov. 2014.
- APPELHOF, M.; FENTON, M. F.; HARRIS, B. L. **Worms eat our garbage**: classroom activities for a better environment. Kalamazoo: Flower Press, 1993.
- ASENJO, A.; IRMLER, U.; KLIMASZEWSKI, J.; HERMAN, L. H.; CHANDLER, D. S. A complete checklist with new records and geographical distribution of the rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae) of Brazil. **Insecta Mundi**, v. 277, p. 1-419, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15537**: ecotoxicologia terrestre: ecotoxicidade aguda: método de ensaio com minhocas. Rio de Janeiro, 2014. 13 p.
- BALBINO, L. C.; BARCELOS, A. O.; STONE, L. F. **Marco referencial**: integração lavoura-pecuária-floresta. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2011. 130 p.
- BAL, L. **Zoological ripening of soils**. I. The concept and impact in pedology, forestry and agriculture. II. The process in two Entisols under developing forest in a recently reclaimed Dutch polder. Wageningen: Pudoc Center for Agricultural Publishing and Documentation, 1982. (Agricultural Research Reports, 850).
- BARRIOS, E. Soil biota, ecosystem services and land productivity. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 64, p. 269-285, 2007.
- BARROS, E.; CURMI, P.; HALLAIRE, V.; CHAUVEL, A.; LAVELLE, P. The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. **Geoderma**, Amsterdam, v. 100, p. 1193-1213, 2001.
- BARROS, E.; GRIMALDI, M.; SARRAZIN, M.; CHAUVEL, A.; MITJA, D.; DESJARDINS, T.; LAVELLE, P. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 26, p. 157-168, 2004.
- BARROS, E.; MATTHIEU, J.; TAPIA-CORAL, S.; NASCIMENTO, A. R. L.; LAVELLE, P. Comunidades da macrofauna do solo na Amazônia brasileira. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 171-191.
- BARTZ, M. L.; PASINI, A.; BROWN, G. G. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 69, p. 39-48, 2013.
- BEATTIE, A. J.; HUGHES, L. Ant-plant interactions In: HERRERA, C. M.; PELLMYR, O. (Ed.). **Plant-animal interactions and evolutionary approach**. Oxford: Blackwell Science, 2002. p. 211-235.

- BECCALONI, G. W. **Cockroach species file online**: version 5.0/5.0. 2014. Disponível em: <<http://Cockroach.SpeciesFile.org>>. Acesso em: 21 jan. 2015.
- BELLINGER, P. F.; CHRISTIANSEN, K. A.; JANSSENS, F. **Checklist of the Collembola of the world**. 2014. Disponível em: <<http://www.collembola.org>>. Acesso em: 14 jan. 2015.
- BERGSTROM, R. C.; MAKI, L. R.; WERNER, B. A. Small dung beetles as biological control agents: laboratory studies of beetle action on trichostrongylid eggs in sheep and cattle faeces. **Proceedings of the Helminthological Society of Washington**, v. 43, n. 2, p. 171-174, 1976.
- BIANCHIN, I.; HONER, M. R.; GOMES, A. Controle integrado da mosca-dos-chifres na região Centro-Oeste. **Hora Veterinária**, Porto Alegre, v. 11, n. 65, p. 43-46, 1992.
- BIGNELL, D. E. Towards a universal sampling protocol for soil biotas in the humid tropics. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 44, n. 8, p. 825-834, 2009.
- BLOUIN, M.; HODSON, M. E.; DELGADO, E. A.; BAKER, G.; BRUSSAARD, L.; BUTT, K. R.; DAI, J.; DENDOOVEN, L.; PERES, G.; TONDOH, J. E.; CLUZEAU, D.; BRUN, J.-J. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 64, p. 161-182, 2013.
- BLOUIN, M.; ZUILY-FODIL, Y.; PHAM-THI, A. T.; LAFFRAY, D.; REVERSAT, G.; PANDO, A. Belowground organism activities affect plant aboveground phenotype, inducing plant tolerance to parasites. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, p. 202-208, 2005.
- BOHLEN, P. J.; SCHEU, S.; HALE, C.; MCLEAN, M. A.; MIGGE, S.; GROFFMAN, P.; PARKINSON, D. Non-native invasive earthworms as agents of change in northern temperate forests. **Frontiers in Ecology and Environment**, Washington, DC, v. 2, p. 427-435, 2004.
- BOOCK, O. J.; LORDELLO, L. G. E. Diplópoda depredador de tubérculos de batatinha. **Bragantia**, Campinas, v. 12, n. 10-12, p. 343-347, 1952.
- BORROR, D. J.; DELONG, D. M. **Introdução ao estudo dos insetos**. São Paulo: USP, 1969.
- BOYER, J.; MICHELON, R.; CHABANNE, A.; REVERSAT, G.; TIBERE, R. Effects of trefoil cover crop and earthworm inoculation on maize crop and soil organisms in Reunion Island. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 28, p. 364-370, 1999.
- BRANDÃO, C. R. F.; CANCELLA, E. M.; YAMAMOTO, C. I.; SCOTT-SANTOS, C. Invertebrados terrestres. In: LEWINSOHN, T. M. (Ed.). **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005. v. 1. p. 205-259.
- BRANDÃO, C. R. F. Hymenoptera: Formicidae. In: BRANDÃO, C. R.; CANCELLA, E. M. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**: síntese do conhecimento ao final do século XX. 5. Invertebrados Terrestres. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 213-223.
- BROWN, G. G.; BAROIS, I.; LAVELLE, P. Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 36, p. 177-198, 2000.
- BROWN, G. G.; BENITO, N. P.; PASINI, A.; SAUTTER, K. D.; GUIMARÃES, M. F.; TORRES, E. No-tillage greatly increases earthworm populations in Paraná State, Brazil. **Pedobiologia**, v. 47, p. 764-771, 2003.
- BROWN, G. G.; CALLAHAM, M. A.; NIVA, C. C.; FEIJOO, A.; SAUTTER, K. D.; JAMES, S. W.; FRAGOSO, C.; PASINI, A.; SCHMELZ, R. M. Terrestrial oligochaete research in Latin America: The importance of the Latin American Meetings on Oligochaete Ecology and Taxonomy. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 69, p. 2-12, 2013.
- BROWN, G. G.; DOMÍNGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas. **Acta Zoológica Mexicana**: Nueva Série, Xalapa,, v. 26, p. 1-18, 2010. Anais do 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas.
- BROWN, G. G.; EDWARDS, C. A.; BRUSSAARD, L. How earthworms affect plant growth: burrowing into the mechanisms. In: EDWARDS, C. A. (Ed.). **Earthworm ecology**. Boca Raton: CRC Press, 2004. p. 13-49.

BROWN, G. G.; FRAGOSO, C.; BAROIS, I.; ROJAS, P.; PATRON, J. C.; BUENO, J.; MORENO, A. G.; LAVELLE, P.; ORDAZ, V.; RODRÍGUEZ, C. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. **Acta Zoológica Mexicana**: Nueva Série, Xalapa, n. especial, p. 79-110, 2001a.

BROWN, G. G.; JAMES, S. W. Ecologia, biodiversidade e biogeografia das minhocas no Brasil. In: BROWN, G. G.; FRAGOSO, C. (Ed.). **Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia**. Londrina: Embrapa Soja, 2007. p. 297-381.

BROWN, G. G.; PASINI, A.; BENITO, N. P.; AQUINO, A. M.; CORREIA, M. E. F. Diversity and functional role of soil macrofauna communities in Brazilian no-tillage agroecosystems. In: PROCEEDINGS of the International Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems. Montreal: UNU/CBD, 2001b. 20 p.

BROWN, G. G.; RÖMBKE, J.; HOFER, H.; VERHAAG, M.; SAUTTER, K.; SANTANA, D. L. Q. Biodiversity and function of soil animals in Brazilian agroforestry systems. In: GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; FREITAS, M. S.; VIANA, A. P.; JASMIN, J. M.; MARCIANO, C. R.; CARNEIRO, J. G. A. (Ed.). **Sistemas agroflorestais: bases científicas para o desenvolvimento sustentado**. Campos dos Goytacazes: UENF, 2006. p. 217-242.

BROWN JUNIOR, K. S. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation**, London, v. 1, p. 25-42, 1997a.

BROWN JUNIOR, K. S. Insetos como rápidos e sensíveis indicadores de uso sustentável de recursos naturais. In: MARTOS, H. L.; MAIA, N. B. (Ed.). **Indicadores ambientais**. Sorocaba: PUCC/Shell Brasil, 1997b. p. 143-155.

BRÜMMER, C.; PAPEN, H.; WASSMANN, R.; BRUGGEMANN, N. Fluxes of CH₄ and CO₂ from soil and termite mounds in south Sudanian savanna of Burkina Faso (West Africa). **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, DC, v. 23, GB1001, 2009.

BRUSSAARD, L.; BEHAN-PELLETIER, V. M.; BIGNELL, D. E.; BROWN, V. K.; DIDDEN, W.; FOLGARAIT, P.; FRAGOSO, C.; WALL-FRECKMAN, D.; GUPTA, V. V. S. R.; HATTORI, T.; HAWKSWORTH, D. L.; KLOPATEK, C.; LAVELLE, P.; MALLOCH, D. W.; RUSEK, J.; SÖDERSTRÖM, B.; TIEDJE, J. M.; VIRGINIA, R. A. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. **Ambio**, Stockholm, v. 26, p. 563-570, 1997.

BRUSSAARD, L. Ecosystem services provided by the soil biota. In: WALL, D. H.; BARDGETT, R. D.; BEHAN-PELLETIER, V.; HERRICK, J. E.; JONES, T. H.; RITZ, K.; SIX, J.; STRONG, D. R.; VAN DER PUTTEN, W. H. (Ed.). **Soil ecology and ecosystem services**. Oxford: Oxford University Press, 2012. p. 45-58.

BUNTLEY, G. J.; PAPENDICK, R. I. Worm-worked soils of eastern South Dakota, their morphology and classification. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 24, p. 128-132, 1960.

BUTT, K. R. Earthworms in soil restoration: Lessons learned from United Kingdom case studies of land reclamation. **Restoration Ecology**, Malden, v. 16, p. 637-641, 2008.

CARES, J. E.; HUANG, S. P. Comunidades de nematoides de solo sob diferentes sistemas na Amazônia e Cerrados brasileiros. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 409-444.

CARES, J. E.; HUANG, S. P. Nematóides de solo. In: MOREIRA, F. M. S.; HUISING, E. J.; BIGNELL, D. E. (Ed.). **Manual de biologia dos solos tropicais**: amostragem e caracterização da biodiversidade. Lavras: Ed. da UFLA, 2012. p. 151-163.

CARBAYO, F.; ÁLVARES-PRESAS, M.; ROZAS, J.; RIUTORT, M. Planárias terrestres. **Ciência Hoje**, v. 45, n. 267, p. 44-49, 2010.

CERDA, A.; JURGENSEN, M. F. The influence of ants on soil and water losses from an orange orchard in eastern Spain. **Journal of Applied Entomology**, Berlin, v. 132, p. 306-314, 2008.

CHAUVEL, A.; GRIMALDI, M.; BARROS, E.; BLANCHART, E.; DESJARDINS, T.; SARRAZIN, M.; LAVELLE, P. Pasture damage by an Amazonian earthworm. **Nature**, London, v. 398, p. 32-33, 1999.

COLLOFF, M. J.; PULLEN, K. R.; CUNNINGHAM, S. A. Restoration of an ecosystem function to revegetation communities: the role of invertebrate macropores in enhancing soil water infiltration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 18, p. 65-72, 2010.

CONSTANTINO, R.; ACIOLI, A. N. S. Diversidade de cupins (Insecta: Isoptera) no Brasil. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 277-297.

CORDEIRO, F. C.; DIAS, F. C.; MERLIN, A. O.; CORREIA, M. E. F.; AQUINO, A. M.; BROWN, G. G. Diversidade da fauna invertebrada do solo como indicadora da qualidade do solo em sistemas orgânicos. **Revista Universidade Rural**, Seropédica, v. 24, n. 2, p. 22-29, 2004.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. **Os Diplópodes e suas associações com microrganismos na ciclagem de nutrientes**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 199).

COSTA, C.; VANIN, S. A.; CASARI-CHEN, S. A. **Larvas de Coleóptera do Brasil**. São Paulo: Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, 1988.

DANGERFIELD, J. M.; MCCARTHY, T. S.; ELLERY, W. N. The mound-building termite *Macrotermes michaelseni* as an ecosystem engineer. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, p. 507-520, 1998.

DARWIN, C. R. **The formation of vegetable mould through the action of worms with observations on their habits**. London: Murray, 1881.

DE BELLO, F.; LAVOREL, S.; DÍAZ, S.; HARRINGTON, R.; CORNELISSEN, J. H. C.; BARDGETT, R. D.; BERG, M. P.; CIPRIOTTI, P.; FELD, C. K.; HERING, D.; SILVA, P. M.; POTTS, S. G.; SANDIN, L.; SOUSA, J. P.; STORKEY, J.; WARDLE, D. A.; HARRISON, P. A. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, n. 10, p. 2873-2893, 2010.

DECAËNS, T.; JIMÉNEZ, J. J.; GIOIA, C.; MEASEY, G. J.; LAVELLE P. The values of soil animals for conservation biology. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 42, p. S23-S38, 2006.

DECAËNS, T.; LAVELLE, P.; JIMÉNEZ, J. J. Priorities for conservation of soil animals. **CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**, v. 3, n. 14, p. 1-18, 2008.

DEFOLIART, G. R. An overview of the role of edible insects in preserving biodiversity. **Ecology of Food and Nutrition**, v. 36, p. 109-132, 1997.

DEFOLIART, G. R. Insects as food: why the Western attitude is important. **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 44, p. 21-50, 1999.

DEL TORO, I.; RIBBONS, R. R.; PELINI, S. L. The little things that run the world revisited: a review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 17, p. 133-146, 2012.

DEPKAT-JACOB, P. S.; BROWN, G. G.; TSAI, S. M.; HORN, M. A.; DRAKE, H. L. Emission of nitrous oxide and dinitrogen by diverse earthworm families from Brazil and resolution of associated denitrifying and nitrate-dissimilating taxa. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 83, p. 375-381, 2013.

DEPKAT-JACOB, P. S.; HUNGER, S.; SCHULZ, K.; BROWN, G. G.; TSAI, S. M.; DRAKE, H. L. Emission of methane by *Eudrilus eugeniae* and other earthworms from Brazil. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 78, n. 8, p. 3014-3019, 2012.

DERPSH, R.; FRIEDRISCH, T.; KASSAN, A.; HONGWE, L. Current status of no-till farming in the world and some of its main benefits. **International Journal of Agriculture and Biological Engineering**, v. 3, p. 1-26, 2010.

DOSSEY, A. T. Insects and their chemical weaponry: new potential for drug discovery. **Natural Product Reports**, v. 27, p. 1737-1757, 2010.

DOUBE, B. M.; SCHMIDT, O. Can the abundance or activity of soil macrofauna be used to indicate the biological health of soils. In: PANKHURST, C. E.; DOUBE, B. M.; GUPTA, V. V. S. R. (Ed.). **Biological indicators of soil health**. Wallingford: CAB International, 1997. p. 265-295.

DRAKE H. L.; HORN M. A. As the worm turns: the earthworm gut as a transient habitat for soil microbial biomes. **Annual Review of Microbiology**, v. 61, p. 169-189, 2007.

EHLERS, W. Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled Loess soil. **Soil Science**, Baltimore, v. 119, n. 3, p. 242-249, 1975.

EIJSACKERS H.; VAN GESTEL, C. A. M.; DE JONGE, S.; MUIJS, B.; SLIJKERMAN, D. Polycyclic aromatic hydrocarbon-polluted dredge peat sediments and earthworms: A mutual interference. **Ecotoxicology**, v. 10, p. 35-50, 2001.

EISENHAUER, N.; PARTSCH, S.; PARKINSON, D.; SCHEU, S. Invasion of a deciduous forest by earthworms: changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 1099-1110, 2007.

EISENHAUER, N.; SCHUY, M.; BUTENSCHOEN, O.; SCHEU, S. Direct and indirect effects of endogeic earthworms on plant seeds. **Pedobiologia**, v. 52, n. 3, p. 151-162, 2009.

ERNST, D. **The farmer's earthworm handbook**: managing your underground money-makers. Brookfield: Lessiter Publications, 1995.

EVENHUIS, N. L. Helping solve the "other" taxonomic impediment: completing the eight steps to total enlightenment and taxonomic Nirvana. **Zootaxa**, Auckland, v. 1407, p. 3-12, 2007.

FIELD MUSEUM. **Underground adventure**. Disponível em: <<http://www.fieldmuseum.org/about/press/underground-adventure>>. Acesso em: 15 nov. 2014.

FLECHTMANN, C. H. W.; MORAES, G. J. Biodiversidade de ácaros no Estado de São Paulo. In: BRANDÃO, C. R.; CANCELLO, E. M. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**: síntese do conhecimento ao final do século XX. 5. Invertebrados Terrestres. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 59-63.

FOLGARAIT, P. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 7, p. 122-1244, 1998.

FONTE, S.; SIX, J. Earthworms and litter management contributions to ecosystem services in a tropical agroforestry system. **Ecological Applications**, Tempe, v. 20, n. 4, p. 1061-1073, 2010.

FOREY, E.; BAROT, S.; DECAENS, T.; LANGLOIS, E.; LAOSSI, K. R.; MARGERIE, P.; SCHEU, S.; EISENHAUER, N. Importance of earthworm-seed interactions for the structure and composition of plant communities: a review. **Acta Oecologica**, v. 37, n. 6, p. 594-603, 2011.

FRAGOSO, C.; LAVELLE, P. Earthworm communities of tropical rain forests. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 24, p. 1397-1408, 1992.

FRANKLIN, E.; AGUIAR, N. O.; SOARES, E. D. L. Invertebrados do solo. In: OLIVEIRA, M. L.; BACCAR, F. B.; BRAGOA-NETO, R.; MAGNUSSON, W. E. (Ed.). **Reserva Ducke**: a biodiversidade amazônica através de uma grade. Manaus: Áttema Design, 2008. p. 109-122.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In ROCHA, C. F. D.; BERGALO, H. G.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. (Ed.). **Biologia da conservação**: Essências. São Carlos: Rima, 2006. p. 1-28.

FREITAS, B. M.; PEREIRA, J. O. P. (Ed.). **Solitary bees**: conservation, rearing and management for pollination. Fortaleza: Imprensa Universitária, Universidade Federal do Ceará, 2004.

FROUZ, J.; JILKOVÁ, V. The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 11, p. 191-199, 2008.

GARCIA, M. B.; ANTOR, R. J.; ESPADALER, X. Ant pollination of the palaeoendemic dioecious *Borderea pyrenaica* (Dioscoreaceae). **Plant Systematics and Evolution**, v. 198, p. 17-27, 1995.

GASSEN, D. N. Os escaravelhos na fertilidade de solo sob plantio direto. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS, 24.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS, 8.; SIMPÓSIO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA DO SOLO, 6.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO, 3., 2000, Santa Maria, RS. **Fertbio 2000**: biodinâmica do solo. Santa Maria, RS: UFSM, 2000. CD-ROM.

GILLER, K. E.; BEARE, M. H.; LAVELLE, P.; IZAC, A. M. N.; SWIFT, M. J. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 6, p. 3-16, 1997.

GÓMEZ, J. M.; ZAMORA, R. Pollination by ants: consequences of the quantitative effects on a mutualistic system. **Oecologia**, Berlin, v. 91, p. 410-418, 1992.

GREBENNICKOV, V. V.; NEWTON, A. F. Good-bye Scydmaenidae, or why the ant-like stone beetles should become megadiverse Staphylinidae sensu latissimo (Coleoptera). **European Journal of Entomology**, v. 106, n. 2, p. 275-301, 2009.

GRIMALDI, M.; HURTADO, M. P.; SARTRE, X. A.; ASSIS, W.; DECAËNS, T.; DELGADO, M.; DESJARDINS, T.; DOLÉDEC, S.; FEIJOO, A.; GOND, V.; GONZAGA, L.; LOPEZ, M.; MARICHAL, R.; MARTINS, M.; MICHELOTTI, F.; MIRANDA, I.; MITJA, D.; NORONHA, N.; OSZWALD, J.; RAMIREZ, B. P.; RODRIGUEZ, G.; SOUZA, S. L.; LIMA, T. T.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Soil ecosystem services in Amazonian pioneer fronts: Searching for socioeconomic, landscape and biodiversity determinants. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE: Solutions for a Changing World 19., 2010, Brisbane. **Anais**. Brisbane: IUSS, 2010. CD-ROM.

GRIMALDI, M.; OSZWALD, J.; DOLÉDEC, S.; HURTADO, M. P.; MIRANDA, I. S.; SARTRE, X. A.; ASSIS, W. S.; CASTAÑEDA, E.; DESJARDINS, T.; DUBS, F.; GUEVARA, E.; GOND, V.; LIMA, T. T. S.; MARICHAL, R.; MICHELOTTI, F.; MITJA, D.; NORONHA, N. C.; OLIVEIRA, M. N. D.; RAMIREZ, B.; RODRIGUEZ, G.; SARAZIN, M.; SILVA, M. L. S.; COSTA, L. G. S.; SOUZA, S. L.; VEIGA, I.; VELASQUEZ, E.; LAVELLE, P. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 311-328, 2014.

GUIMARÃES, R. M. L.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A. Improvements in the visual evaluation of soil structure. **Soil Use and Management**, Blackwell, v. 27, n. 3, p. 395-403, 2011.

HAAS, F. **Dermoptera**: earwigs: version 18 July 1996 (under construction). Disponível em: <<http://tolweb.org/Dermoptera/8254/1996.07.18>>. Acesso em: 15 nov. 2014.

HAWKSWORTH, D. L.; MOUND, L. A. Biodiversity databases: the crucial significance of collections. In: HAWKSWORTH, D. L. (Ed.). **The biodiversity of microorganisms and invertebrates**: Its role in sustainable agriculture. Wallingford: CAB International, 1991. p. 17-29.

HICKMAN, Z. A.; REID, B. J. Earthworm assisted bioremediation of organic contaminants. **Environment International**, v. 34, p. 1072-1081, 2008.

HOFFMANN-CAMPO, C. B.; OLIVEIRA, L. J.; MOSCARDI, F.; CORRÊA-FERREIRA, B. S.; CORSO, I. C. Pragas que atacam plântulas, hastes e pecíolos da soja. In: HOFFMANN-CAMPO, C. B.; CORRÊA-FERREIRA, B. S.; MOSCARDI, F. (Ed.). **Soja: manejo integrado de insetos e outros Artrópodes-Praga**. Londrina: Embrapa Soja, 2013. p. 145-212.

HOFFMAN, J. **Backyard scientist, exploring earthworms with me**. Irvine: Backyard Scientist, 1994.

HÖLLODOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Cambridge: Harvard University Press, 1990. 732 p.

HONER, M. R.; GOMES, A. **O manejo integrado de mosca dos chifres, berne e carapato em gado de corte**. Campo Grande: EMPRAPA-CNPGC, 1990. (EMPRAPA-CNPGC. Circular técnica, 22).

HOUSE, G. J.; PARMELEE, R. W. Comparison of soil arthropods and earthworms from conventional and no-tillage agroecosystems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 5, p. 351-360, 1985.

HUERTA, E.; RODRÍGUEZ-OLÁN, J.; EVIA-CASTILLO, I.; MONTEJO-MENESES, E.; GARCÍA-HERNÁNDEZ, R. La diversidad de lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) en el estado de Tabasco, México. **Universidad y Ciencia**, v. 21, n. 42, p. 75-85, 2005.

HUGUENIN, M. T.; LEGGETT, C. G.; PATERSON, R. W. Economic valuation of soil fauna. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 42, p. S16-S22, 2006.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO/DIS 18311**: soil quality: method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms: Bait lamina test. Geneva, 2014.

JAMES, S. W.; BROWN, G. G. Ecologia e diversidade de minhocas no Brasil. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 194-276.

JÄNSCH, S.; RÖMBKE, J.; DIDDEN, W. The use of enchytraeids in ecological soil classification and assessment concepts. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 62, n. 2, p. 266-277, 2005.

JOHNSON, D. L. Darwin would be proud: bioturbation, dynamic denudation, and the power of theory in science. **Geoarchaeology**, New York, v. 17, n. 1, p. 7-40, 2002.

JOUQUET, P.; MATHIEU, J.; BAROT, S.; CHOOSAI, C. Soil engineers as ecosystem heterogeneity drivers. In: MUÑOZ, S. I. (Ed.). **Ecology research progress**. New York: Nova Science Publishers, 2007. p. 187-198.

JOUQUET, P.; TRAORÉ, S.; CHOOSAI, C.; HARTMANN, C.; BIGNELL, D. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 47, p. 215-222, 2011.

JOUQUET, P.; BLANCHART, E.; CAPOWIEZ, I. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 73, p. 34-40, 2014.

KEVAN, D. K. Mc. E. Soil zoology, then and now: mostly then. **Quaestiones Entomologicae**, v. 21, p. 371-472, 1985.

KNYSAK, I.; MARTINS, R. Myriapoda. In: BRANDÃO, C. R.; CANCELLA, E. M. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX - 5: invertebrados terrestres**. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 65-72.

KRATZ, W. The bait-lamina test. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, v. 5, n. 2, p. 94-96, 1998.

LANGMAID, K. K. Some effects of earthworm invasion in virgin podzols. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 44, p. 34-37, 1964.

LARSON, G. **There's a hair in my dirt!** A worm's story. New York: Harper Collins, 1998.

LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; SPAIN, A. V.; MARTIN, S. Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. In: LAL, R.; SANCHEZ, P. (Ed.). **Myths and science of soils of the tropics**. Madison: Soil Science Society of America: American Society of Agronomy, 1992. p. 157-185. (SSSA Special Publication, 29).

LAVELLE, P.; DANGERFIELD, M.; FRAGOSO, C.; ESCHENBRENNER, V.; LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D.; PASHANASI, B.; BRUSSAARD, L. The relationship between soil macrofauna and tropical soil fertility. In: WOOMER, P. L.; SWIFT, M. J. (Ed.). **The biological management of tropical soil fertility**. Chichester: John Wiley and Sons, 1994. p. 137-169.

LAVELLE, P.; BIGNELL, D.; LE PAGE, M.; WOLTERS, V.; ROGER, P.; INESON, P.; HEAL, O. W.; GHILLION, S. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 33, p. 159-193, 1997.

LAVELLE, P.; BLOUIN, M.; BOYER, J.; CADET, P.; LAFFRAY, D.; PHAM-THI, A.-T.; REVERSAT, G.; SETTLE, W.; ZUILY, Y. Plant parasite control and soil fauna diversity. **Comptes Rendues de l'Académie des Sciences de Paris**, Serie Biologie, v. 327, p. 629-638, 2004.

LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J.-P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 42, p. S3-S15, 2006.

LAVELLE, P. Ecological challenges for soil science. **Soil Science**, Baltimore, v. 165, p. 73-86, 2000.

LAVELLE, P. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. **Advances in Ecological Research**, v. 27, p. 93-132, 1997.

LAVELLE, P.; RODRÍGUEZ, N.; ARGUELLO, O.; BERNAL, J.; BOTERO, C.; CHAPARRO, P.; GÓMEZ, Y.; GUTIÉRREZ, A.; HURTADO, M. P.; LOAIZA, S.; PULLIDO, S. X.; RODRÍGUEZ, E.; SANABRIA, C.; VELÁSQUEZ, E.; FONTE, S. J. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 185, p. 106-117, 2014.

- LABELLE, P.; SPAIN, A. V. **Soil ecology**. Dordrecht: Kluwer, 2001. 654 p.
- LAWTON, J. H.; BIGNELL, D. E.; BOLTON, B.; BLOEMERS, G. F.; EGGLETON, P.; HAMMOND, P. M.; HODDA, M.; HOLT, R. D.; LARSEN, T. B.; MAWDSLEY, N. A.; STORK, N. E.; SRIVASTAVA, D. S.; WATT, A. D. Biodiversity indicators, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest nature. **Nature**, London, v. 391, p. 72-76, 1998.
- LAZCANO, C.; DOMÍNGUEZ, J. The use of vermicompost in sustainable agriculture: impact on plant growth and soil fertility. In: MIRANSARI, M. (Ed.). **Soil nutrients**. New York: Nova Science Publishers, 2011. p. 230-254.
- LEAL, I. R.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Seed dispersal by ants in the semi-arid caatinga of north-east Brazil. **Annals of Botany**, Oxford, v. 99, p. 885-894, 2007.
- LEAL, R. I.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Dispersão de sementes por formigas-cortadeiras, In: DELLA LUCIA, T. M. C. (Ed.). **Formigas, da bioecologia ao manejo**. Viçosa, MG: Ed. da UFV, 2011. p. 236-248.
- LEE, K. E.; WOOD, T. G. **Termites and soils**. London: Academic Press, 1971.
- LEONARD, J.; RAJOT, J. L. Influence of termites on runoff and infiltration: quantification and analysis. **Geoderma**, Amsterdam, v. 104, p. 17-40, 2001.
- LENGYEL, S.; GOVE, A. D.; LATIMER, A. M.; MAJER, J. D.; DUNN, R. R. Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. **PLoS One**, San Francisco, v. 4, n. 5, e5480, 2009.
- LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 62-69, 2005.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. **Biodiversidade brasileira**: síntese do estado atual do conhecimento. São Paulo: Contexto, 2002.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. How many species are in Brazil? **Conservation Biology**, Malden, v. 19, n. 3, p. 619-624, 2005a.
- LEWINSOHN, T. M.; PRADO, P. I. Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira. In: LEWINSOHN, T. M. (Ed.). **Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2005b. v. 1. p. 21-109.
- LOBRY DE BRUYN, L. A.; CONACHER, A. J. The effect of ant biopores on water infiltration in soils in undisturbed bushland and farmland in a semi-arid environment. **Pedobiologia**, v. 38, p. 193-207, 1994.
- LORANGER-MERCIRIS, G.; CABIDOCHÉ, Y.-M.; DELONÉ, B.; QUÉNÉHERVÉ, P.; OZIER-LAFONTAINE, H. How earthworm activities affect banana plant response to nematodes parasitism. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 52, p. 1-8, 2012.
- LUBBERS, I. M.; VAN GROENIGEN, K. J.; FONTE, S. J.; SIX, J.; BRUSSAARD, L.; VAN GROENIGEN, J. W. Greenhouse gas emissions from soils increased by earthworms. **Nature Climate Change**, New York, v. 3, p. 187-194, 2013.
- MANDO, A.; MIEDEMA, R. Termite-induced change in soil structure after mulching degraded (crusted) soil in the Sahel. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 6, p. 241-249, 1997.
- MARQUES, A. C.; LAMAS, C. J. E. Taxonomia zoológica no Brasil: estado da arte, expectativas e sugestões de ações futuras. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 46, n. 13, p. 139-174, 2006.
- MATHIEU, J. **Étude de la macrofaun du sol dans une zone de déforestation en Amazonie du sud-est, dans le contexte de l'agriculture familiale**. 2004. 238 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Paris VI, Paris.
- MCLAUGHLIN, M. **Earthworms, dirt and rotten leaves**. New York: Macmillan Publishing Company, 1986.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and human well-being**: synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005. 145 p.

MIKLÓS, A. A. W. Contribuição da fauna do solo na gênese de latossolos e de “stone lines”. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIA DO SOLO, 13.; REUNIÃO BRASILEIRA DE BIOLOGIA DO SOLO 1.; SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE MICROBIOLOGIA DO SOLO 4.; REUNIÃO BRASILEIRA SOBRE MICORRIZAS 4.; REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO DE ÁGUA 11. **Anais...** Águas de Lindóia: Sociedade Latinamericana de Ciência do Solo, 1996. CD-ROM.

MORAIS, J. W.; FRANKLIN, E. C. Mesofauna do solo na Amazônia Central. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 142-162.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L.; PEREIRA, H. S. Organismos do solo em ecossistemas tropicais: um papel chave para o Brasil na demanda global pela conservação e uso sustentado da biodiversidade. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008. p. 13-42.

NATAL-DA-LUZ, T.; LEE, I.; VERWEIJ, R.; MORAIS, P. V.; VAN VELZEN, M.; SOUSA, J. P.; VAN GESTEL, C. A. M. The influence of earthworm activity on microbial communities related with the degradation of persistent pollutants. **Environmental Toxicology and Chemistry**, Amsterdam, v. 31, n. 4, p. 794-803, 2012.

NGUGI, D. K.; JI, R.; BRUNE, A. Nitrogen mineralization, denitrification, and nitrate ammonification by soil-feeding termites: a N-15-based approach. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 103, p. 355-369, 2011.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILLA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 1461-1474, 2008.

NIELSEN, G. A.; HOLE, F. D. Earthworms and the development of coprogenous A₁ horizons in forest soils of Wisconsin. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 28, p. 426-430, 1964.

NOOREN, C. A. M.; VAN BREEMEN, N.; STOORVOGEL, J. J.; JONGMANS, A. G. The role of earthworms in the formation of sandy surface soils in a tropical forest in Ivory Coast. **Geoderma**, Amsterdam, v. 65, p. 135-148, 1995.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT **Guidance document on the breakdown of organic matter in litterbags**. Paris, OECD, 2006. (OECD Series on Testing and Assessment, 56).

ORTIZ, B.; FRAGOSO, C.; M'BOUKOU, I.; PASHANASI, B.; SENAPATI, B.; CONTRERAS, A. Perception and use of earthworms in tropical farming systems. In: LAVELLE, P.; BRUSSAARD, L.; HENDRIX, P. (Ed.). **Earthworm management in tropical agroecosystems**. Wallingford: CABI Publishing, 1999. p. 239-249.

OSNABRUCK. **Boden als thema in Osnabrück**. 2006. Disponível em: <<http://www.osnabruceck.de/unterwelten/21037.htm>>. Acesso em: 15 nov. 2014.

PAOLETTI, M. G. (Ed.). **Ecological implications of Minilivestock**: role of insects, rodents, frogs and snails for sustainable development. Enfield: Science Publishers, 2004.

PAOLETTI, M. G. (Ed.). **Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes**: practical use of invertebrates to assess sustainable land use. Amsterdam: Elsevier, 1999. 444 p.

PAPINI, S.; ANDRÉA, M. M. Dissipação de simazina em solo por ação de minhocas (*Eisenia fetida*). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, p. 593-599, 2001.

PARKER, C. A. Soil biota and plants in the rehabilitation of degraded agricultural soils. In: MAJER, J. D. (Ed.). **Animals and primary succession**: the role of fauna in reclaimed lands. Cambridge: Cambridge University Press, 1989. p. 423-438.

PEAKALL R.; HANDEL, S. N.; BEATTIE, A. J. The evidence for, and importance of, ant pollination. In: HUXLEY, C. R.; CUTLER, D. F. (Ed.). **Ant-plant interactions**. Oxford: Oxford University Press, 1991. p. 421-428.

PERACCHI, A. L.; NUNES, W. O. Sobre um diplópodo prejudicial à cultura da mandioca (*Manihot esculenta*). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Série Agronomia, Brasília, DF, v. 7, p. 181-183, 1972.

PIERCE, N. E.; BRABY, M. F.; HEATH, A.; LOHMAN, D. J.; MATHEW, J.; RAND, D. B.; TRAVASSOS, M. A. The ecology and evolution of ant association in the Lycaenidae (Lepidoptera). **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 47, p. 733-771, 2002.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; MCNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, Washington, DC, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995.

PIMENTEL, D.; WILSON, C.; MCCULLUM, C.; HUANG, R.; DWEN, P.; FLACK, J.; TRAN, Q.; SALTMAN T.; CLIFF, B. Economic and environmental benefits of biodiversity. **BioScience**, Washington, DC, v. 47, p. 747-757, 1997.

POGUE, M. G. Lepidoptera biodiversity. In: FOOTTIT, R. G.; ADLER, P. H. (Ed.). **Insect biodiversity**: science and society. Oxford: Blackwell Publishing, 2009. p. 325-355.

PRATHER, C. S.; PELINI, S. L.; LAWS, A.; RIVEST, E.; WOLTZ, M.; BLOCH, C. P.; DEL TORO, I.; HO, C. K.; KOMINOSKI, J.; NEWBOLD, T. A. S.; PARSONS, S.; JOERN, A. Invertebrates, ecosystem services and climate change. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 88, n. 2, p. 327-48, 2013.

PULLEMAN, M.; CREAMER, R.; HAMER, U.; HELDER, J.; PELOSI, C.; PÉRÈS, G.; RUTGERS, M. Soil biodiversity, biological indicators and soil ecosystem services: an overview of European approaches. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 5, p. 529-538, 2012.

PUTERBAUGH, M. N. The roles of ants as flower visitors: experimental analysis in three alpine plant species. **Oikos**, Copenhagen, v. 83, p. 36-46, 1998.

RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil**: diversidade e taxonomia. Ribeirão Preto: Holos, 2012.

RICO-GRAY, V.; OLIVEIRA, P. S. **The ecology and evolution of ant-plant interactions**. Chicago: The University of Chicago Press, 2007. 331 p.

RISSING, S. W. Indirect effects of granivory by harvester ants: plant species composition and reproductive increase near ant nest. **Oecologia**, Berlin, v. 68, p. 231-234, 1986.

RÖMBKE, J.; JÄNSCH, S.; DIDDEN, W. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Orlando, v. 62, n. 2, p. 249-265, 2005.

RÖMBKE, J. The feeding activity of invertebrates as a functional indicator in soil. **Plant and Soil**, The Hague, v. 383, p. 43-46, 2014.

SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J. C.; AIRA, M.; DOMÍNGUEZ, J. Extracellular pesticide detoxification in the gastrointestinal tract of the earthworms *Aporrectodea caliginosa*. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 79, p. 1-4, 2014.

SANDHU, H. S.; WRATTEN, S. D.; CULLEN, R. The role of supporting ecosystem services in conventional and organic arable farmland. **Ecological Complexity**, v. 7, p. 302-310, 2010.

SCHAFFER, M.; SCHAUERMANN, J. The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. **Pedobiologia**, v. 34, p. 299-314, 1990.

SCHELLER, U. A reclassification of the Paupoda (Myriapoda). **Internation Journal of Myriapodology**, v. 1, p. 1-38, 2008.

SCHMELZ, R. M.; COLLADO, R. An updated checklist of currently accepted species of Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida). **Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research**, special issue 357, p. 67-87, 2012.

SCHOCKAERT, E. R.; HOOGE, M.; SLUYS, R.; SCHILLING, S.; TYLER, S.; ARTOIS, T. Global diversity of free living flatworms (Platyhelminthes, "Turbellaria") in freshwater. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 595, p. 41-48, 2008.

SEREJO, C. S. Talitridae (Amphipoda, Gammaridea) from the Brazilian coastline. **Zootaxa**, Auckland, v. 646, p. 1-29, 2004.

SEREJO, C. S. Talitridae. **Zootaxa**, Auckland, v. 2260, p. 892-903, 2009.

SHEEHAN, C.; KIRWAN, L.; CONNOLLY, J.; BOLGER, T. The effects of earthworm functional diversity on microbial biomass and the microbial community level physiological profile of soils. **European Journal of Soil Biology**, Paris, v. 44, p. 65-70, 2008.

SHEPERD, V. E.; CHAPMAN, C. A. Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 2, p. 199-215, 1998.

SHEPHERD, G.; STAGNARI, F.; PISANTE, M.; BENÍTES, J. **Visual soil assessment**: field guides. Roma: FAO, 2009.

SHUTTLEWORTH, K. L.; CERNIGLIA, C. A. Environmental aspects of PAH biodegradation. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, Totowa, v. 54, p. 291-301, 1995.

SILVA, R. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M.; GUIMARÃES, M. F. Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 4, p. 697-704, 2006.

SILVA, R. F.; GUIMARÃES, M. F.; AQUINO, A. M.; MERCANTE, F. M. Análise conjunta de atributos físicos e biológicos do solo sob sistema de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 46, n. 10, p. 1277-1283, 2011.

SIMONE, L. R. L. **Land and freshwater molluscs of Brazil**. São Paulo: FAPESP, 2006.

SIMONE, L. R. L. Mollusca terrestres. In: BRANDÃO, C. R.; CANCELLI, E. M. (Ed.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil**: síntese do conhecimento ao final do século XX: 5: invertebrados terrestres. São Paulo: FAPESP, 1999. p. 1-8.

SRIVASTAVA, S. K.; BABU, N.; PANDEY, H. Traditional insect bioprospecting: as human food and medicine. **Indian Journal of Traditional Knowledge**, New Delhi, v. 8, p. 485-494, 2009.

STOCKDILL, S. M. J. Effects of introduced earthworms on the productivity of New Zealand pastures. **Pedobiologia**, v. 24, p. 29-35, 1982.

STOUT, J. D. Organic matter turnover by earthworms. In: SATCHELL, J. E. (Ed.). **Earthworm ecology**: from Darwin to vermiculture. New York: Chapman and Hall, 1983. p. 35-48.

SUSILO, F. X.; NEUTAL, A. M.; VAN NOORDWIJK, M.; HAIRIAH, K.; BROWN, G.; SWIFT, M. J. Soil biodiversity and food webs. In: VAN NOORDWIJK, M.; CADISCH, G.; ONG, C. K. (Ed.). **Below-ground interactions in tropical agroecosystems**: concept and models with multiple plant components. Wallingford: CAB International Publishing, 2004. p. 285-308.

SZEPTYCKI, A. **Catalogue of the World Protura**. Kraków: Polskiej Akademii Nauk, 2007.

TAVARES FILHO, J.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M. F.; MEDINA, C. C.; BALBINO, L. C.; NEVES, C. S. V. J. Método do perfil cultural para avaliações do estado físico do solos em condições tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, p. 393-399, 1999.

TOYOTA, A.; KANEKO, N.; ITO, M. T. Soil ecosystem engineering by the train millipede *Parafontaria laminata* in a Japanese larch forest. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 1840-1850, 2006.

TRAJANO, E.; GOLOVATCH, S. I.; GEOFFROY, J. -J.; PINTO-DA-ROCHA, R.; FONTANETTI, C. S. Synopsis of Brazilian cave-dwelling millipedes (Diplopoda). **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 41, n. 18, p. 259-287, 2000.

TREE OF LIFE WEB PROJECT. **Archaeognatha**: Bristetails: version 01 January 2002 (temporary). Disponível em: <<http://tolweb.org/Archaeognatha/8207/2002.01.01>>. Acesso em: 15 nov. 2014.

TREE OF LIFE WEB PROJECT. **Diplura**: version 01 January 1995 (temporary). Disponível em: <<http://tolweb.org/Diplura/8204/1995.01.01>>. Acesso em: 15 nov. 2014.

VANDEWALLE, M.; SYKES, M. T.; HARRISON, P. A.; LUCK, G. W.; BERRY, P.; BUGTER, R.; DAWSON, T. P.; FELD, C. K.; HARRINGTON, R.; HASLETT, J. R.; HERING, D.; JONES, K. B.; JONGMAN, R.; LAVOREL, S.; MARTINS DA SILVA, P.; MOORA, M.; PATERSON, J.; ROUNSELL, M. D. A.; SANDIN, L.; SATTELE, J.; SOUSA, J. P.; ZOBEL, M. **Review paper on concepts of dynamic ecosystems and their services**. [S.l.: S.n.], 2008. 94 p. The Rubicode Project. Report to the European Union Sixth Framework Programme.

VAN HOOF, P. Earthworm activity as a cause of splash erosion in a Luxembourg forest. **Geoderma**, Amsterdam, v. 31, p. 195-204, 1983.

VAN NOORDWIJK, M.; SWIFT, M. J. Belowground biodiversity and sustainability of complex agroecosystems. In: GAFUR, A.; SUSILO, F. X.; UTOMO, M.; VAN NOORDWIJK, M. (Ed.). **Management of agrobiodiversity for sustainable land use and global environmental benefits**. Bogor: ICRAF, 1999. p. 8-28.

VAN SCHAIK, L.; PALM, J.; KLAUS, J.; ZEHE, E.; SCHRÖDER, B. Linking spatial earthworm distribution to macropore numbers and hydrological effectiveness. **Ecohydrology**, v. 7, n. 2, p. 401-408, 2014.

VELÁSQUEZ, E.; FONTE, S. J.; BAROT, S.; GRIMALDI, M.; DESJARDINS, T.; LAVELLE, P. Soil macrofauna-mediated impacts of plant species composition on soil functioning in Amazonian pastures. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 56, p. 43-50, 2012.

VELÁSQUEZ, E.; LAVELLE, P.; ANDRADE, M. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 39, p. 3066-3080, 2007a.

VELÁSQUEZ, E.; PELOSI, C.; BRUNET, D.; GRIMALDI, M.; MARTINS, M.; RENDEIRO, A. C.; BARRIOS, E.; LAVELLE, P. This ped is my ped: visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates. **Pedobiologia**, v. 51, p. 75-87, 2007b.

WALL, D. H.; MOORE, J. C. Interactions underground: soil biodiversity, mutualism, and ecosystem processes. **BioScience**, Washington, DC, v. 49, p. 109-117, 1999.

WEISSENFELS, W. D.; KLEWER, H.-J.; LANGHOFF, J. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: influence on biodegradation and biotoxicity. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Heidelberg, v. 36, p. 689-696, 1992.

WOOD, T. G. Termites and soil environment. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 6, p. 228-236, 1988.

YEATES, G. W. Soil nematode populations depressed in the presence of earthworms. **Pedobiologia**, v. 22, p. 191-195, 1981.

ZHANG, W.; HENDRIX, P. F.; DAME, L. E.; BURKE, R. A.; WU, J.; NEHER, D. A.; LI, J.; SHAO, Y.; FU, S. Earthworms facilitate carbon sequestration through unequal amplification of carbon stabilization compared with mineralization. **Nature Communications**, London, v. 4, p. 2576, 2013.

ZHENJUN, S. **Vermiculture and vermicprotein**. Beijing: China Agricultural University Press, 2003.

Estimativa de ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais por meio da produção e decomposição de serapilheira

Márcia Toffani Simão Soares, Luis Claudio Maranhão Froufe

Resumo: A ciclagem de nutrientes está categorizada pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (AEM) como um serviço ecossistêmico de suporte, ou seja, relacionado aos mecanismos naturais necessários para que os outros serviços (de provisão, reguladores e culturais) existam. Em sistemas naturais, em florestas manejadas e em sistemas agrícolas e pecuários conservacionistas, a serapilheira representa um elo importante no ciclo orgânico de produção-decomposição, atuando na superfície do solo como um regulador dos processos de entradas e saídas, recebendo carbono e nutrientes via vegetação (entrada), e suprindo o solo e as raízes com nutrientes e matéria orgânica (saída). Esta última via assume vital importância por estar associada ao uso racional de nutrientes no sistema solo-planta, à economia no uso de insumos e à redução de perdas por emissões atmosféricas, à lixiviação e a outras formas de contaminação hídrica. O estudo da dinâmica da serapilheira pode ser um importante indicador do estabelecimento e da manutenção da ciclagem biogeoquímica de nutrientes, ao possibilitar a inferência sobre o grau de degradação ou reconstituição de funções ecossistêmicas de ambientes em reabilitação, bem como acompanhar os processos responsáveis pela manutenção dos estoques de carbono e de nutrientes minerais no solo. Neste capítulo são apresentados conceitos, métodos utilizados e exemplos de estudos da serapilheira para a avaliação da ciclagem de nutrientes em sistemas florestais.

Palavras-chave: indicadores ambientais, serviços ecossistêmicos, deposição de serapilheira, sistemas florestais.

Nutrient cycling estimation in forest ecosystems through production and decomposition of litter

Abstract: Nutrient cycling is categorized by the Millennium Ecosystem Assessment (MEA) as a supporting ecosystem service, related to the natural processes required for other services (provisioning, regulating and cultural). In natural environments, managed forest as well as conservation agriculture and livestock systems, litter is an important link in the organic cycle of production-decomposition, acting on the soil surface as a regulator of input and output process, receiving carbon and nutrients through vegetation (input) and supplying soil and roots with nutrients and organic matter (output). This latter process is of vital importance, as it is related to optimal nutrient use in the plant-soil system, the reduction in external input use and lower gas emission, leaching and other forms of water contamination. The study of the litter dynamics can be an important indicator of the establishment and maintenance of biogeochemical nutrient cycles, allowing inferences regarding the degree of degradation or restoration of ecosystem functions in rehabilitating ecosystems, as well as the monitoring of the processes that maintain carbon stocks and mineral nutrients in the soil. In this chapter, we present concepts, methods used and examples of litter studies for evaluation of nutrient cycling in forest ecosystems.

Keywords: environmental indicators, ecosystem services, litterfall, forest ecosystems.

1. Introdução

A ciclagem de nutrientes, bem como a produção primária, a formação de solos, a polinização e a dispersão de sementes são classificados, segundo a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (AEM), como um serviço ecossistêmico de suporte (HASSAN et al., 2005; LAVELLE et al., 2005), ou seja, estão relacionados aos processos naturais necessários para que os outros serviços (de provisão, reguladores e culturais) possam existir.

São muitos os aspectos estruturais e funcionais dos ecossistemas que facilitam a ciclagem de nutrientes em escala local e global (DE GROOT et al., 2002). Em sistemas naturais ou sistemas florestais manejados, a serapilheira representa uma ligação importante no ciclo orgânico de produção-decomposição, sendo considerada como o principal compartimento de transferência de nutrientes da vegetação para o solo (MONTAGNINI; JORDAN, 2002; VITOUSEK; SANFORD JUNIOR, 1986). No tocante à quantidade de resíduos que caem da parte aérea das plantas, os principais fatores formadores da serapilheira são o clima, o solo, as características genéticas da planta, a idade, a densidade (CORREIA; ANDRADE, 1999) e a diversidade das plantas. Em condições naturais, Vitousek e Stanford (1986) acrescentam a estes fatores o estágio sucesional de uma floresta, ou seja, o estágio de regeneração da vegetação secundária após supressão parcial ou total da floresta primária, seja por ações naturais ou antrópicas. Já a decomposição dessa camada é regulada ainda pelas características do material orgânico, ou seja, a qualidade do material (BERG et al., 2000; BERG; MEENTEMEYER, 2002), pela natureza da comunidade decompositora (HEAL et al., 1997; WARDLE, 1992) e pelas condições físico-químicas do ambiente (GONZÁLEZ; SEASTEDT, 2001; SWIFT et al., 1979).

As florestas tropicais, por estarem em grande parte estabelecidas em solos de baixa fertilidade natural, alto potencial de lixiviação de nutrientes e elevada capacidade de fixação de fósforo, têm sua produtividade primária suportada pelo processo de ciclagem biogeoquímica de nutrientes (GAMA-RODRIGUES et al., 2008). Em plantios comerciais como árvores de rápido crescimento, os riscos de desequilíbrio entre as entradas e saídas de nutrientes do sítio florestal são maiores. Neste contexto, a serapilheira pode atuar como indicador ambiental (ARATO et al., 2003; GAMA-RODRIGUES et al., 2008; MACHADO et al., 2008; MOREIRA; SILVA, 2004; POGGIANI et al., 1998), auxiliando no estabelecimento de relações de causa/efeito entre a produção de fitomassa e os fatores físicos, químicos e bióticos do ambiente circundante, na inferência sobre o grau de degradação ou reconstituição de funções ecossistêmicas de ambientes em reabilitação, bem

como no acompanhamento dos processos responsáveis pela manutenção dos estoques de nutrientes minerais no solo e a produtividade florestal.

2. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais: aspectos conceituais

Ciclos biogeoquímicos e ciclagem de nutrientes correspondem às vias de circulação de elementos e de nutrientes entre o ambiente e os organismos (ODUM, 1985). Considerando as relações entre nutrientes dentro de um ecossistema florestal, alguns autores distinguem os ciclos entre os compartimentos geoquímicos e biológicos (POGGIANI; SCHUMACHER, 2000; RAMEZOV, 1959; REIS; BARROS, 1990; SWITZER; NELSON, 1972). A ciclagem geoquímica se refere às entradas e saídas de nutrientes do ecossistema, por meio de processos como precipitações atmosféricas, intemperismo geológico, aplicação de fertilizantes, erosão, lixiviação e volatilização, enquanto que a ciclagem biológica envolve a circulação de nutrientes entre o solo e as comunidades de plantas e animais, incluindo os fenômenos de absorção/retenção pela biomassa e disponibilização via decomposição da matéria orgânica. O ciclo biológico pode ser ainda dividido em ciclo bioquímico (referente à movimentação de nutrientes entre tecidos da própria árvore - translocação interna) e em ciclo biogeoquímico (que contempla, adicionalmente, a ciclagem de nutrientes entre o solo e a biomassa, via absorção dos nutrientes pelas plantas, retenção na biomassa, queda de resíduos da parte aérea e a decomposição desse material).

Tais resíduos (massa morta) podem ser definidos como necromassa (BARBOSA et al., 2009; BROWN, 1997; WOLDENDORP et al., 2004) que, para fins de estudo e comparação, pode ser classificada entre as árvores mortas em pé e o material vegetal morto depositado sobre o solo (HARMON et al., 1986). Esta última categoria ainda pode ser dividida em *liteira grossa*, que corresponde a galhos e troncos com diâmetro (\varnothing) ≥ 2 cm (BARBOSA et al., 2009), e *liteira fina*, também denominada serapilheira, que corresponde ao material que recobre o solo (formações florestais, incluindo folhas, frutos, sementes, gravetos e galhos finos) com $\varnothing < 2$ cm (ANDERSON; INGRAN, 1993; BARBOSA et al., 2009). Ainda que a liteira grossa seja responsável por grandes estoques de biomassa em sistemas florestais (CARDOSO et al., 2012), verifica-se maior disponibilidade de informações em literatura no tocante à dinâmica da serapilheira (material fino). Embora sejam complementares, estas categorias são,

geralmente, utilizadas em abordagens diferentes e com pouca coincidência de materiais (CARDOSO et al., 2012; CORREIA; ANDRADE, 1999).

3. Principais métodos de estudo da ciclagem de nutrientes via serapilheira

Estudos envolvendo o componente serapilheira muitas vezes são incompletos ou não comparáveis, devido à variação nos procedimentos metodológicos adotados nas diversas publicações sobre o assunto. Anderson e Ingran (1993) e Clark et al. (2001) citam como exemplo problemas relacionados à inadequação da amostragem em relação à heterogeneidade do sítio, à amostragem insuficiente, por períodos inferiores a um ano e à falta de padronização de definição da fração leve da serapilheira (folhas, galhos, estruturas reprodutivas e demais resíduos). Neste sentido, é importante salientar o esforço de alguns autores (ANDERSON; INGRAN, 1993, SCORIZA et al., 2012), em padronizar os métodos de coleta e análise da serapilheira, para minimizar erros e ampliar a possibilidade de comparação dos resultados obtidos em diferentes ecossistemas. Os procedimentos descritos, a seguir, contemplam as metodologias mais utilizadas para mensurar o aporte, o estoque, a decomposição da serapilheira e a quantificação dos teores, dos conteúdos e das transferências de carbono e de nutrientes nestes processos.

3.1. Aporte de serapilheira (produção)

O aporte de serapilheira ocorre pelo material vegetal, em diferentes estágios de senescência, que cai das árvores. A sua mensuração é realizada por meio de coletores fixados sobre o solo, de estrutura de madeira, arame ou plástico e revestidos por tela de nylon (MASON, 1980) ou tecido helanca (ARAÚJO et al., 2006). Verifica-se na literatura considerável variação no formato, na dimensão dos coletores, bem como na altura de posicionamento do coletor em relação ao solo (SCORIZA et al., 2012), em função das condições ambientais do local a ser estudado. Estes autores também indicam alguns cuidados ao manejá-los, tais como dispor a abertura dos coletores sempre na posição horizontal e descartar o material contido em coletores danificados (devido à inexatidão quanto à perda de massa coletada).

O número de coletores a ser utilizado deverá se ajustar ao tamanho da área, à exigência do estudo e ao delineamento experimental (FINOTTI et al., 2003; SCORIZA et al., 2012). A periodicidade sugerida por Anderson e Ingran (1993) é quinzenal ou mais frequente, para o caso de serapilheiras de rápida decomposição, sendo que Scoriza et al. (2012) também consideraram uma amostragem mensal. Após a coleta,

o material acumulado pode ainda ser fracionado em: folhado, que corresponde a folhas com diferentes graus de senescência (incluindo-se pecíolos e raques), galhos com diâmetro menor que 2 cm, cascas, estruturas reprodutivas e fragmentos menores que 5 mm (ANDERSON; INGRAN, 1993).

3.2. Serapilheira acumulada sobre o solo (estoque)

A mensuração da serapilheira acumulada sobre o solo é geralmente realizada por meio de um gabarito de madeira, PVC ou metálico, de dimensões variáveis. Tal como para o aporte, o número de repetições nas amostragens do estoque de serapilheira depende dos objetivos de estudo, do tamanho da área e do rigor estatístico/científico requerido (SCORIZA et al., 2012). No ato da amostragem, o gabarito é lançado ou disposto aleatoriamente sobre o solo, sendo o material constante na sua parte interior coletado com auxílio de espátulas e facas. Anderson e Ingran (1993) recomendam amostragens entre intervalos de poucas semanas e Scorzita et al. (2012) consideram que as amostragens sejam adequadas às estações e/ou ao regime climático da região de estudo.

3.3. Decomposição

3.3.1. Avaliação indireta: razão aporte/estoque

Por este método, estima-se o coeficiente de decomposição da serapilheira pela Equação 1 (OLSON, 1963), em que k é a constante de decomposição, L é a massa seca de serapilheira aportada ao solo (item 3.1) e X é a massa seca estocada na superfície em um dado período de tempo (item 3.2). Esta medida permite avaliar a decomposição da serapilheira como um todo (e não somente de uma fração), respeitando desta forma as interações entre seus diferentes componentes.

$$k = \frac{L}{X}$$

(Equação 1)

3.3.2. Medida direta: perda de massa por litterbags

Consiste no uso de sacolas de decomposição (*litterbags*) confeccionadas com polímero sintético, de malha com diâmetro variável (2 ou 4 mm) para permitir a circulação de água, nutrientes e da comunidade decompositora no sistema solo-serapilheira (SCORIZA et al., 2012). Uma quantidade determinada de material vegetal (geralmente a fração foliar) é previamente seca ao ar e acondicionada nos *litterbags*, sendo estes posteriormente colocados em contato com o solo/



serapilheira presentes no local de avaliação. A decomposição é quantificada pela perda de massa do material remanescente em cada período de coleta, a partir do tempo zero (instalação). Em relação ao tempo de avaliação, Anderson e Ingraham (1993) recomendam que seja correspondente a 50% de perda da massa inicial (t_{50}), e Scorza et al. (2012) sugerem um período de coleta de 120 dias, com intervalos de 30 dias entre coletas. Quando possível, é desejável a avaliação de um ciclo climático completo (12 meses), possibilitando melhores ajustes de modelos matemáticos aos dados obtidos. A constante de decomposição k pode ser quantificada pelo modelo exponencial da equação 1 (OLSON, 1963):

$$\frac{X_t}{X_0} = e^{-kt}$$

(Equação 2)

Onde: X_t é o peso do material remanescente no momento t , X_0 é o peso do material seco inicial, e é a base do logaritmo natural, k é a constante de decomposição e t é o tempo.

Embora este método leve em consideração, geralmente, apenas a fração foliar, é uma medida que possibilita comparar a taxa de decomposição em diferentes ambientes, bem como avaliar a liberação de nutrientes no sistema solo/planta ao longo do tempo, medida esta fundamental quando associada ao crescimento das árvores em sistemas de plantio, visto que essa fração foliar pode representar até 70% da serapilheira total (HEAL et al., 1997).

3.4. Intensidade do processo de ciclagem bioquímica nas folhas

A intensidade do processo de ciclagem bioquímica pode ser avaliada pelas variações percentuais nas concentrações de nutrientes entre folhas da parte aérea (Nutri.F) e o folhado aportado das árvores (Nutri.Fo) (item 3.1) (GAMA-RODRIGUES et al., 2008), conforme a Equação 3. Valores negativos indicam que houve a retranslocação de nutrientes. Para a obtenção dos parâmetros abaixo descritos, é necessário coletar folhas vivas da parte aérea das plantas.

$$\% \text{ ciclagem bioquímica} = \left[\frac{(\text{Nutri.}_{\text{Fo}} - \text{Nutri.}_F)}{\text{Nutri.}_F} \right] \times 100$$

(Equação 3)

A retranslocação de nutrientes (ciclagem interna) também pode ser estimada conforme a Equação 4 (BALIEIRO et al., 2004; NEGLI; SHARMA, 1996):

$$\% \text{ Nutr. Re} = \{1 - [(\text{Nutr./Ca})_{\text{senesc.}} / (\text{Nutr./Ca})_{\text{verde}}]\} \times 100$$

(Equação 4)

Onde:

$\% \text{ Nutr. Re}$ = percentagem do nutriente retranslocado; Nutr./Ca = relação entre os teores foliares do nutriente em avaliação e o teor de Cálcio nas folhas, sendo os subscritos senescente (senesc.) e verde, representantes dos teores desses nutrientes em tecidos foliares senescentes e verdes respectivamente.

3.5. Intensidade do processo de ciclagem biogeoquímica nas folhas

A intensidade do processo de ciclagem biogeoquímica dos nutrientes contidos na serapilheira é avaliada pelas variações percentuais nas concentrações de nutrientes entre o folhado aportado ($\text{Nutri.}_{\text{Fo}}$) e a serapilheira foliar (Nutri._S), conforme Equação 5 (GAMA-RODRIGUES et al., 2008). Valores negativos indicam o predomínio da mineralização sobre a imobilização.

$$\% \text{ ciclagem biogeoquímica} = \left[\frac{(\text{Nutri.}_S - \text{Nutri.}_{\text{Fo}})}{\text{Nutri.}_F} \right] \times 100$$

(Equação 5)

4. Avaliação da ciclagem de nutrientes via dinâmica da serapilheira no domínio da Mata Atlântica: exemplos e potencialidades

A ciclagem de nutrientes é um dos processos primordiais à manutenção da produtividade dos sistemas naturais e também em todos os ambientes rurais manejados, sejam pecuários, agrícolas e florestais, em suas diversas composições e arranjos na paisagem. Sua funcionalidade em sistemas florestais, sobretudo em regiões tropicais, está fortemente associada a estratégias de disponibilização dos nutrientes estocados na serapilheira, que pode representar até metade da reserva de nutrientes nestas regiões (ODUM, 1985), nos solos de baixa fertilidade natural. Entretanto, a dinâmica da serapilheira também pode contribuir para aspectos ecológicos, como a restauração de ambientes ou ecossistemas degradados e/ou o suporte à regulação do clima. A diversidade de aporte de matéria seca e de nutrientes na serapilheira em diferentes tipologias florestais no domínio da Mata Atlântica, bem como suas abordagens funcionais, estão exemplificadas na Tabela 1. A grande variabilidade dos resultados expressa a resposta de ambientes, tipologias, idades, graus de perturbação e condições de manejo a que tais florestas foram submetidas.

Tabela 1. Produção e acúmulo de matéria seca e de nutrientes na serapilheira em diferentes tipologias florestais no domínio da Mata Atlântica.

| Tipologia vegetal (Domínio Mata Atlântica, IBGE, 1992) | Local | Coord. | Clima Koeppen | Solos | Tempo Aval. anos | Prod. Serap. ⁽¹⁾ t ha ⁻¹ ano ⁻¹ | Acum. Serap. ⁽²⁾ --t ha ⁻¹ -- | Nutrientes Aportados | | | | | Fonte |
|---|---|--------------------------|------------------|------------------------------|------------------------|---|---|----------------------|-------|-------|------|---|----------------------|
| | | | | | | | | Total | FL | N | P | K | |
| Floresta Ombrófila Densa | | | | | | | | | | | | | |
| Formação secundária espontânea, em processo de sucessão ecológica há 50 anos | Santa Maria de Jequitibá, ES | não info. | Cwb | Cambissolo Háplico | 2 | 2,9 | 2,1 | - | 40,1 | 2,4 | 10,8 | - | Calvi et al. (2009) |
| Formação secundária espontânea, floresta que foi submetida apenas à extração seletiva de madeira para utilização da própria fazenda | " | " | " | " | " | 2,9 | 2,0 | - | 38,2 | 2,4 | 7,4 | - | Calvi et al. (2009) |
| Formação secundária espontânea, em processo de sucessão há 26-27 anos | Res. Biológica Poço das Antas, Silva Jardim, RJ | 22°30'22" S; 42°15'42" W | As | Latossolos Vermelho-Amarelos | 1 | 12,2 | 7,7 | - | 148,0 | 13-16 | 4-5 | - | Araújo et al. (2006) |
| Reflorestamento com espécies nativas - adensado (espacamento 0,5 m x 0,5 m) (4-5 anos de idade) | " | " | " | " | " | 9,7 | 7,4 | - | 99,5 | 13-16 | 4-5 | - | Araújo et al. (2006) |

Tabela 1. Continuação.

| Tipologia vegetal (Domínio Mata Atlântica, IBGE, 1992) | Local | Coord. | Clima Koeppen | Solos | Tempo Aval. anos | Prod. Serap. ⁽¹⁾ | | Acúm. Serap. ⁽²⁾ --t ha ⁻¹ -- | Nutrientes Aportados | | | | | Fonte |
|---|--|---------------------------|------------------|----------------------------|------------------------|--------------------------------------|---|---|----------------------|-------|------|------|------|--------------------------------|
| | | | | | | Total | FL | | N | P | K | Ca | Mg | |
| | | | | | | t ha ⁻¹ ano ⁻¹ | ----- kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ ----- | | | | | | | |
| Reflorestamento com espécies nativas - semi-adensado (espacamento 1 m x 1 m) (4-5 anos de idade) | " | " | " | " | " | 10,4 | 7,2 | - | 117,0 | 13-16 | 4-5 | - | - | Araújo et al. (2006) |
| Reflorestamento com espécies nativas - tradicional (espacamento 2 m x 2 m) (4-5 anos de idade) | " | " | " | " | " | 10,0 | 7,6 | - | 112,0 | 13-16 | 4-5 | - | - | Araújo et al. (2006) |
| Formação secundária espontânea, idade não discriminada | Res. Biológica de Paranapiacaba, Santo André, SP | 23°46'S; 48°18'W | Cfb | Latossolo Vermelho-Amarelo | 1 | 7,0 | 5,1 | - | 158,7 | 7,0 | 11,7 | 89,9 | 11,0 | Domingos et al. (1997) |
| Formação secundária espontânea, em processo de sucessão há 9-10 anos | Res. Natural Salto Morato, Guaraquecaba, PR | 25°10'45"S; 48°17'48"W | - | Neossolos e Cambissolos | 2 | 6,4 | - | - | 92,7 | 5,71 | 24,0 | 79,2 | 14,8 | Bergamini Scheer et al. (2011) |
| Formação secundária espontânea, em processo de sucessão há 9-10 anos, com maior número de clareiras | " | " | " | " | " | 3,0 | - | - | 42,0 | 2,6 | 12,3 | 39,9 | 6,8 | Bergamini Scheer et al. (2011) |

Tabela 1. Continuação.

| Tipologia vegetal (Domínio Mata Atlântica, IBGE, 1992) | Local | Coord. | Clima Koeppen | Solos | Tempo Aval. anos | Prod. Serap. ⁽¹⁾ t ha ⁻¹ ano ⁻¹ | Acúm. Serap. ⁽²⁾ --t ha ⁻¹ -- | Nutrientes Aportados | | | | | Fonte |
|--|---|------------------------|------------------|-------------|------------------------|---|---|----------------------|----|---|---|---|------------------------|
| | | | | | | | | Total | FL | N | P | K | |
| | | | | | | | | | | ----- kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ ----- | | | |
| Formação secundária espontânea em fase inicial de sucessão ecológica (18 anos) | Floresta Estadual do Palmito, Paranaguá, PR | 25°35' S; 48°32' W | Af | Espodossolo | 2 | 5,4 | - | - | - | - | - | - | Pinto e Marques (2003) |
| Formação secundária espontânea em fase intermediária de sucessão ecológica (31 anos) | " " " " | " " " " | " " " " | " " " " | " " " " | 7,6 | - | - | - | - | - | - | Pinto e Marques (2003) |
| Formação secundária espontânea em fase avançada de sucessão ecológica (56 anos) | " " " " | " " " " | " " " " | " " " " | " " " " | 6,4 | - | - | - | - | - | - | Pinto e Marques (2003) |
| Formação secundária espontânea, fase inicial de sucessão (20 anos), com 1.890 indiv. arbóreos ha ⁻¹ | Reserva Natural Rio Cachoeira, Antonina, PR | 25°18'51"S; 48°41'45"W | Cfa | Cambissolo | 3 | 5,2 | 4,0 | - | - | - | - | - | Dickow et al. (2012) |
| Formação secundária espontânea, fase intermediária de sucessão (80 anos), com 3.006 indiv. arbóreos ha ⁻¹ | " " " " | " " " " | " " " " | Argissolo | " " " " | 5,4 | 4,0 | - | - | - | - | - | Dickow et al. (2012) |

Tabela 1. Continuação.

| Tipologia vegetal (Domínio Mata Atlântica, IBGE, 1992) | Local | Coord. | Clima Koeppen | Solos | Tempo Aval. anos | Prod. Serap. ⁽¹⁾ t ha ⁻¹ ano ⁻¹ | Acum. Serap. ⁽²⁾ -t ha ⁻¹ - | Nutrientes Aportados | | | | | Fonte | |
|---|----------------------------|---------------------------|------------------|--|------------------------|---|---|----------------------|-------|---|------|-------|--------------------------------------|------------------------|
| | | | | | | | | Total | FL | N | P | K | | |
| | | | | | | | | | | ----- kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ ----- | | | | |
| Formação secundária espontânea, fase avançada de sucessão (120 anos), com 1.600 indiv. arbóreos ha ⁻¹ | " | " | " | Cambissolo | " | 5,3 | 3,6 | - | - | - | - | - | Dickow et al. (2012) | |
| Floresta Ombrófila Mista Montana | | | | | | | | | | | | | | |
| Formação primária bastante alterada (ou formação secundária desenvolvida) | São João do Triunfo, PR | 25°34'18"S; 50°05'56"W | Cfb | Cambissolos, Neossolos, Latossolos e Argissolos | 2 | 7,7 | 4,4 | - | - | - | - | - | Figueiredo Filho et al. (2003) | |
| Floresta Estacional Semidecídua | | | | | | | | | | | | | | |
| Reflorestamento com espécies arbóreas, em grande parte nativa (6 anos de idade) | Limeira/SP | 22°33'51"S; 47°24'17"W | Cwa | Argissolos Vermelho- Amarelos Distróficos | 1 | 6,6 | 5,2 | - | - | - | - | - | Moreira e Silva (2004) | |
| Zona ripária, com 7.676 árvores ha ⁻¹ com DAP maior que 5 cm | Botucatu, SP | 22°48'51"S; 48°24'15"W | - | Neossolo Litólico (próx. Neossolo Flúvico) | 1 | 10,6 | - | 6,2 | 217,8 | 11,8 | 52,8 | 199,8 | 38,7 | Vital et al. (2004) |

Tabela 1. Continuação.

| Tipologia vegetal (Domínio Mata Atlântica, IBGE, 1992) | Local | Coord. | Clima Koeppen | Solos | Tempo Aval. anos | Prod. Serap. ⁽¹⁾ t ha ⁻¹ ano ⁻¹ | Acúm. Serap. ⁽²⁾ --t ha ⁻¹ -- | Nutrientes Aportados | | | | | Fonte |
|---|--------------------|---|------------------|--------------------------------------|------------------------|---|---|----------------------|-------|------|------|-------|------------------------|
| | | | | | | | | Total | FL | N | P | K | |
| Floresta Estacional Decidual | | | | | | | | | | | | | |
| Floresta densa, com 925 árvores ha ⁻¹ com CAP ≥ 30 cm | Santa Maria, RS | 53°45'W; 29°40'S | Cfa | Neossolos Litólicos Eutróficos | 1 | 7,8 | 5,1 | 6,7 | 206,7 | 11,2 | 37,8 | 269,2 | 30 |
| Formação secundária espontânea com aproximadamente 70 anos de idade | Itaara, RS | 29°31'3.45"S; 53°45'16.43"W | Cfa | Neossolo Litólico Eutrófico | 2 | 7,4 | 5,3 | - | - | - | - | - | Vogel et al. (2007) |
| Formação secundária espontânea entre 30 e 35 anos, em processo de recuperação | Santa Maria, RS | 29°43'57"e 29°55'30"S; 53°42'13"e 53°48'02"W | Cfa | Neossolos Litólicos Eutróficos | 1 | 9,2 | 6,2 | - | - | - | - | - | Konig et al. (2002) |

Tabela 1. Continuação.

| Tipologia vegetal (Domínio Mata Atlântica, IBGE, 1992) | Local | Coord. | Clima Koeppen | Solos | Tempo Aval. anos | Prod. Serap. ⁽¹⁾ | | Acum. Serap. ⁽²⁾ --t ha ⁻¹ -- | Nutrientes Aportados | | | | | Fonte |
|--|--|---------------------|------------------|--------------|------------------------|---|-------------------------|---|--|--|--|---|---|------------------------|
| | | | | | | Total t ha ⁻¹ ano ⁻¹ | FL ano ⁻¹ | | N kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | P kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | K kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | Ca kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | Mg kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ | |
| Floresta de Restinga Periodicamente Inundadas | | | | | | | | | | | | | | |
| Formação florestal 1 (nos meses mais secos, é observada a presença de poças d'água esparsas) | Restinga de Marabaia, Rio de Janeiro, RJ | 23°03'S; 43°36'W | Aw | Organossolos | 1 | 11,3 | 7,6 | - | 128,5 | 11,7 | 28,6 | - | - | Paula et al. (2009) |
| Formação florestal 2 (nos meses mais secos com lâmina d'água de aproximadamente 4 cm em toda a extensão da superfície do solo) | " | " | " | " | " | 11,1 | 7,9 | - | 129,7 | 10,9 | 32,7 | - | - | Paula et al. (2009) |
| Formação florestal 3 (saturado durante todo o ano) | " | " | " | " | " | 10,8 | 6,9 | - | 130,8 | 11,4 | 43,6 | - | - | Paula et al. (2009) |

Tabela 1. Continuação.

| Tipologia vegetal (Domínio Mata Atlântica, IBGE, 1992) | Local | Coord. | Clima Koeppen | Solos | Tempo Aval. anos | Prod. Serap. ⁽¹⁾ t ha ⁻¹ ano ⁻¹ | Acum. Serap. ⁽²⁾ --t ha ⁻¹ -- | Nutrientes Aportados | | | | | Fonte | |
|---|---------------------------|-------------------------|------------------|-------------------|------------------------|---|---|----------------------|-------|------|------|------|-------|------------------------------|
| | | | | | | | | Total | FL | N | P | K | | |
| Povoamentos Homogêneos | | | | | | | | | | | | | | |
| Eucalyptus grandis, espaçamento 3 m x 2 m, 6 anos de idade | Campos dos Goytacazes, RJ | 21° 44'47"S; 41°18'24"W | Am | Argissolo Amarelo | 1 | 4,8 | 3,1 | 4,8 | 32,2 | 1,3 | 14,4 | 41,6 | 8,3 | Zaia e Gama-Rodrigues (2004) |
| E. camaldulensis, espaçamento 3 m x 2 m, 6 anos de idade | " | " | " | Latossolo Amarelo | " | 4,5 | 3,0 | 7,7 | 24,0 | 0,9 | 10,4 | 31,8 | 7,0 | Zaia e Gama-Rodrigues (2004) |
| E. pellita, espaçamento 3 m x 2 m, 6 anos de idade | " | " | " | Latossolo Amarelo | " | 5,0 | 3,3 | 9,7 | 26,2 | 0,9 | 11,0 | 36,9 | 8,2 | Zaia e Gama-Rodrigues (2004) |
| Mimosa caesalpiniifolia, espaçamento 2 m x 2 m, 4-5 anos de idade | Seropédica, RJ | 22°49'S; 43°38'W | Aw | Planossolo | 1 | 10,2 | 6,5 | 8,3 | 211,0 | 11,4 | 28,0 | 80,0 | 24,0 | Andrade et al. (2000) |
| Acacia mangium, espaçamento 2 m x 2 m, 4-5 anos de idade | " | " | " | " | " | 9,1 | 6,4 | 13,6 | 147,0 | 4,4 | 21,0 | 60,0 | 11,0 | Andrade et al. (2000) |
| A. holosericea, espaçamento 2 m x 2 m, 4-5 anos de idade | " | " | " | " | " | 9,1 | 5,8 | 8,7 | 149,0 | 6,3 | 20,0 | 83,0 | 17,0 | Andrade et al. (2000) |

(1) "Prod. Serap.": produção (aporte) de serapilheira, que corresponde ao material vegetal total ou foliar (FL) em diferentes estágios de senescência que cai das árvores;

(2) "Acum. Serap.": acúmulo de serapilheira (estoque), que corresponde à serapilheira depositada sobre o solo.



4.1. Sustentabilidade da produção florestal para fins comerciais

A definição de técnicas de cultivo que melhorem a utilização dos nutrientes nos sítios sob florestas manejadas podem ser também subsidiada por estudos envolvendo a dinâmica da serapilheira. Garay et al. (2003), ao compararem a reconstituição das camadas orgânicas do solo sob plantios de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis* com sete anos de idade, no norte do Estado do Espírito Santo, observaram maior estoque de folhedo em área sob *A. mangium* do que em *E. grandis* (em média 10 t ha⁻¹ contra 5 t ha⁻¹, respectivamente), tanto na camada *L*, de folhas inteiras, como na camada *F*, de folhas fragmentadas. O material foliar em acácia apresentou, em função de sua associação com bactérias diazotróficas fixadoras de nitrogênio atmosférico, quase metade da relação C/N que o apresentado no sítio sob eucalipto. Foram observadas também, de modo geral, maiores quantidades de nutrientes no solo sob *A. mangium* em relação ao solo sob *E. grandis*. Estes resultados evidenciam que os aportes orgânicos sob *A. mangium* em relação a *E. grandis* foram responsáveis pela maior incorporação de matéria orgânica e nutrientes ao solo, desejáveis para a manutenção da qualidade do sítio e da produção florestal.

4.2. Restauração de ambientes e ecossistemas degradados

A restauração ecológica de um ambiente degradado tem como objetivo o retorno do ecossistema a uma situação mais próxima possível de seu estado original ou anterior à degradação (ENGEL; PARROTA, 2008). Para tanto, é desejável que as técnicas de restauração propiciem, ao longo do tempo, rápido restabelecimento da ciclagem biogeoquímica de nutrientes no sistema solo-planta, e que estratégias de manejo sejam voltadas a este propósito. Além disso, uma serapilheira mais diversificada pode apresentar uma relação direta com a uniformidade na produção de serapilheira ao longo do ano, evidenciando a importância do equilíbrio ecológico na funcionalidade dos sistemas florestais (vide capítulo 18). Dickow et al. (2012) estudaram a produção de serapilheira em áreas de floresta secundária, em diferentes fases de sucessão (inicial, média e avançada), em uma Floresta Ombrófila Densa Submontana. Verificaram que, embora a produção de serapilheira tenha sido similar nos três estágios sucessionais (Tabela 1), na fase inicial essa produção ficou restrita à contribuição de poucas espécies florestais, diferentemente dos demais estágios intermediários.

e avançado, com maior contribuição para o aporte de serapilheira de um maior número de espécies. O trabalho evidenciou a importância das espécies pioneiras na fase inicial da sucessão ecológica, eficientes ao preparar o ambiente para as espécies subsequentes, por meio de uma maior produção e renovação da fitomassa.

Outra técnica de restauração fundamentada na multifuncionalidade da serapilheira em um sistema florestal é a transposição de solo mais serapilheira, simulando o horizonte superficial do solo de um ambiente não ou pouco alterado no local a ser restaurado. O componente solo mais serapilheira constitui o banco de sementes de um sistema florestal (SOUZA et al., 2006), estocando sementes não germinadas, mas potencialmente capazes de substituir plantas adultas anuais ou perenes que desaparecem por causas naturais ou antrópicas (BAKER, 1989; RODRIGUES et al., 2010). Vale salientar que a introdução da serapilheira em um ambiente em processo de restauração permite, não obstante, a entrada de matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição no sistema a ser restaurado, maior retenção de água no sistema, concomitante à diminuição das perdas de água e de nutrientes do solo pelo controle da temperatura e do escoamento superficial da água no solo. A lenta decomposição da serapilheira introduzida poderá, adicionalmente, atender à demanda nutricional das espécies arbóreas plantadas ou germinadas *in situ*, em suas fases iniciais de desenvolvimento.

4.3. Suporte da ciclagem de nutrientes à regulação do clima

Os serviços ambientais derivados da ciclagem de nutrientes são, principalmente, relacionados à manutenção da qualidade dos solos (DORAN; PARKIN, 1994). Por outro lado, estudos com uma abordagem integradora entre diversidade biológica, estabilidade funcional e a capacidade de estoque de carbono são essenciais para inferir sobre a potencialidade de diferentes sistemas florestais na mitigação dos efeitos associados às mudanças climáticas (JANTZ et al., 2014).

A relação entre produção de serapilheira e a emissão de gases de efeito estufa (GEE) pelo solo é abordada em alguns estudos recentes em diferentes tipologias florestais (SAYER et al., 2011; SOUSA NETO et al., 2011). SOUSA NETO et al., (2011) investigaram a relação entre a emissão de óxido nitroso (N_2O), dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4) e diversas variáveis ambientais, dentre elas a produção e acúmulo de serapilheira, em uma Floresta Ombrófila Densa. Eles sugerem

que o aumento na temperatura do ar e do solo pode resultar no aumento das taxas de decomposição e fluxos de nitrogênio inorgânico, com consequente aumento das emissões de N_2O e CO_2 , e do consumo de CH_4 pelo solo. Sayer et al. (2011), ao avaliarem a relação entre serapilheira e emissão de GEE em uma floresta tropical do Panamá, verificaram que o efluxo de CO_2 do solo pode ser significativamente aumentado pela adição de serapilheira sobre o solo, em decorrência do efeito *priming* positivo. Conforme Kuzyakov et al. (2000) e Kuzyakov (2010), este processo pode ser desencadeado pela introdução de material orgânico de fácil decomposição ao solo, com consequente aumento da atividade de microrganismos decompósitos e da taxa de mineralização da matéria orgânica nativa do solo. Os trabalhos evidenciam a necessidade de se considerar a interrelação entre os diferentes compartimentos do sistema nas previsões do potencial de sequestro de carbono das florestas tropicais.

5. Considerações finais

De modo geral, estudos voltados à compreensão da dinâmica da serapilheira em sistemas florestais apresentam bons resultados como indicadores de restabelecimento e/ou manutenção da ciclagem de nutrientes. A padronização dos métodos de coleta, incluindo-se o cronograma e os procedimentos de análise, possibilita melhor uso das ferramentas apresentadas, assegurando assim a possibilidade de comparação dos resultados obtidos em diferentes ambientes estudados. Adicionalmente, para a compreensão do funcionamento dos processos ambientais envolvendo a ciclagem de nutrientes, é desejável que haja também uma avaliação temporal dos estoques e das transferências existentes entre compartimentos (solo, planta, animal, água, ar), ampliando desta forma a possibilidade de compreender o funcionamento do ecossistema frente a possíveis interferências naturais e antrópicas.

Referências

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility**: a handbook of methods. 2nd ed. Wallingford: CAB International, 1993. 240 p.

ANDRADE, A. G.; COSTA, G. S.; FARIA, S. M. Deposição e decomposição da serapilheira em povoamentos de *Mimosa caesalpiniifolia*, *Acacia mangium* e *Acacia holosericea* com quatro anos de idade em Planossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n. 4, p. 777-785, 2000.

ARATO, H. D.; MARTINS, S. V.; FERRARI, S. H. S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 5, p. 715-721, 2003.

ARAÚJO, R. S.; PIÑA RODRIGUES, F. C. M.; MACHADO, M. R.; PEREIRA, M. G.; FRAZÃO, F. J. Aporte de serrapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 15-21, 2006.

BALIEIRO, F. D. C.; DIAS, L. E.; FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F.; DE FARIA, S. M. Acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serapilheira acumulada sobre o solo e decomposição de filódios de *Acacia mangium* Willd. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 14, n. 1, p. 59-65, 2004.

BAKER, H. G. Some aspects of the natural history of seed banks. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. London: Academic, 1989. p. 5-19.

BARBOSA, R. I.; SILVA, L. F. S. G.; CAVALCANTE, C. O. **Protocolo necromassa**: estoque e produção de lитеira grossa. Brasília, DF: Ministério da Ciência e Tecnologia, Programa de Pesquisa em Biodiversidade, 2009. 24 p. Disponível em: <http://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo%20Necromassa_PPBio_Floresta_2009.12.21.pdf>. Acesso em: 21 mar. 2014.

BERGAMINI SCHEER, M.; GATTI, G.; WISNIEWSKI, C. Nutrient fluxes in litterfall of a secondary successional alluvial rain forest in Southern Brazil. **Revista de Biología Tropical**, v. 59, n. 4, 2011.

BERG, B.; JOHANSSON, M. B.; MEENTEMEYER, V. Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 30, p. 1136-47, 2000.

BERG, B.; MEENTEMEYER, V. Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. **Plant and Soil**, The Hague, v. 242, p. 83-92, 2002.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests**: a primer. Roma: FAO, 1997, 55 p. (FAO Forestry Paper, 134).

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPÍNDULA JÚNIOR, A. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de Floresta Atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 19, n. 2, p. 131-138, abr./jun., 2009.

CARDOSO, D. J.; VIBRANS, A. C.; LINGNER, D. V. inventário da necromassa florestal caída no chão nos remanescentes florestais em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. **Inventário florístico florestal de Santa Catarina**. Blumenau: EDIFURB, 2012. p. 217-227. v 1. Título do volume 1: Diversidade e conservação dos remanescentes florestais.

CLARK, D. A.; BROWN, S.; KICKLIGHTER, D. W.; CHAMBERS, J. Q.; THOMLINSON, J. R.; NI, J.; HOLLAND, E. A. Net primary production in tropical forests: an evaluation and synthesis of existing field data. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 2, p. 371-384, 2001.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Gênesis, 1999. p. 197-225.

CUNHA, G. C.; GRENDENE, L. A.; DURLO, M. A.; BRESSAN, D. A. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com enfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 3, n. 1, 1993.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 41, n. 3, p. 393-408, 2002.

DICKOW, K. M. C.; MARQUES, R. P.; BENGHI, C.; HOFER, H. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 1, p. 75-86, 2012.

DOMINGOS, M.; MORAES, R. M.; VUONO, Y. S.; ANSELMO, C. E. Produção de serapilheira e retorno de nutrientes em um trecho de Mata Atlântica secundária, na Reserva Biológica de Paranapiacaba, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 1, p. 91-96, 1997.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. F.; BEZDICEK, D. F. S. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2008. p. 3-26.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 13, n. 1, 2003.

FINOTTI, R.; FREITAS, S. M.; CERQUEIRA, R.; VIEIRA, M. V. A Method to determine the minimum number of litter traps in litterfall studies. **Biotropica**, Washington, DC, v. 35, n. 3, p. 419-421, 2003.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; BARROS, N. F. Balanço de carbono e nutrientes em plantio puro e misto de espécies florestais nativas no sudeste da Bahia. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, 2008.

GARAY, I.; KINDEL, A.; CARNEIRO, R.; FRANCO, A. A.; BARROS, E.; ABBADIE, L. Comparação da matéria orgânica e de outros atributos do solo entre plantações de *Acacia mangium* e *Eucalyptus grandis*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 4, p. 705-712, 2003.

GONZÁLEZ, G.; SEASTEDT, T. R. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. **Ecology**, Tempe, v. 82, p. 955–964, 2001.

HARMON, M. E.; FRANKLIN, J. F.; SWANSON, F. J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S. V.; LATTIN, J. D.; ANDERSON, N. H.; CLINE, S. P.; AUMEN, N. G.; SEDELL, J. R.; LIENKAEMPER, G. W.; CROMACK, K.; CUMMINS, K. W. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. **Advances in Ecological Research**, v. 15, p. 133–302, 1986.

HASSAN, R. M.; SCHOLES, R.; ASH, N. (Ed.) MA conceptual framework. In: MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being:** current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group. Washington, D. C.: Island Press, 2005. v. 1. Disponível em: <<http://www.maweb.org/documents/document.765.aspx.pdf>>. Acesso em: 29 mar. 2014.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. Plant litter quality and decomposition: an historical review. In: CADISCH, G.; GILLER, K. E. (Ed.). **Driven by nature:** plant litter quality and decomposition. Wallingford: CAB International, 1997. p. 3-30.

JANTZ, P.; GOETZ, S.; LAPORTE, N. Carbon stock corridors to mitigate climate change and promote biodiversity in the tropics. **Nature Climate Change**, New York, v. 4, p. 138-142, 2014.

KÖNIG, F. G.; SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; SELING, I. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 4, p. 429-435, 2002.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J. K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 32, p. 1485-1498, 2000.

KUZYAKOV, Y. Priming effects: interactions between living and dead organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 42, p. 1363-1371, 2010.

LAVELLE, P.; DUGDALE, R.; SCHOLES, R.; BERHE, A. A.; CARPENTER, C.; CODISPOTI L.; IZAC, A.; LEMOALLE, J.; LUIZAO, F.; SCHOLES, M.; TREGUER, P.; WARD, B. Nutrient cycling. In: HASSAN, R. M.; SCHOLES, R.; ASH, N. (Ed.) **Ecosystems and human well-being:** current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group. Washington, D. C.: Island Press, 2005. v. 1. Disponível em: <<http://www.maweb.org/documents/document.281.aspx.pdf>>. Acesso em: 29 mar. 2014.

MACHADO, M. R.; RODRIGUES, F. C. M. P.; PEREIRA, M. G. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, p. 143-151, 2008.

MASON, C. F. **Decomposição.** São Paulo: EPU/EDUSP, 1980. 63 p. (Temas de biologia, 18).

MONTAGNINI, F.; JORDAN, C. F. Reciclaje de nutrientes. In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. (Ed.). **Ecología y conservación de bosques neotropicales.** Cartago: Ediciones LUR, 2002. p. 167-191.

MOREIRA, P. R.; SILVA, O. A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 1, p. 49-59, 2004.

NEGI, J. D. S.; SHARMA, S. C. Mineral nutrition and resource conservation in Eucalyptus plantation and other forest covers in India. In: ATTWILL, P. M.; ADAMS, M. A. (Ed.). **Nutrition of eucalyptus.** Austrália: CSIRO, 1996. p. 399-416.

ODUM, E. P. **Ecología.** Rio de Janeiro: Guanabara, 1985. 434 p.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, Tempe, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.

PAULA, R.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na Ilha da Marambaia, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 19, n. 2, p. 139-148, abr./jun., 2009.

PINTO, C. B.; MARQUES, R. Aporte de nutrientes por frações da serapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. **Floresta**, Curitiba, v. 33, n. 3, p. 257-264, 2003.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: GONÇALVES, J. L.; BENEDETI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilização florestal.** Piracicaba: IPEF, 2000. p. 287-308.

POGGIANI, F.; STAPE, J. L.; GONÇALVES, J. L. Indicadores de sustentabilidade das plantações florestais. **Série técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 33-44, 1998.

RAMEZOV, N. P. The method of studying the biological cycle of elements in forest. **Pochvovedenic**, v. 1, p. 71-79. 1959.

REIS, M. G. F.; BARROS, N. F. Ciclagem de nutrientes em plantios de Eucalipto. In: BARROS, N. F.; NOVAIS, R. F. **Relação solo:** Eucalipto. Viçosa, MG: Folha de Viçosa, 1990. p. 265-301.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; HÉLIO GARCIA LEITE, H. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 1, p. 65-73, 2010.

SCORIZA, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 2, p. 01-18, 2012.

SAYER, E. J.; HEARD, M. S.; GRANT, H. K.; MARTHEWS, T. R.; TANNER, E. V. Soil carbon release enhanced by increased tropical forest litterfall. **Nature Climate Change**, New York, v. 1, n. 6, p. 304-307, 2011.

SOUZA NETO, E.; CARMO, J.B.; KELLER, M.; MARTINS, S. C.; ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P.; COUTO, H. T. Z.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide, methane and carbon dioxide in a gradient of elevation in the coastal Brazilian Atlantic Forest. **Biogeosciences**, Katlenburg-Lindau, v. 8, p. 733–742, 2011.

SOUZA, P. A.; VENTURIN, N.; GRIFFITH, J. J.; MARTINS, S. V. Avaliação do banco de sementes contido na serapilheira de um fragmento florestal visando recuperação de áreas degradadas. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 1, p. 56-67, 2006.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystems.** Berkeley : University of California Press, 1979. v. 5. 372 p.

SWITZER, G. L.; NELSON, L. E. Nutrient accumulation and cycling in loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation ecosystems: the first twenty years. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 36, n. 143-147, 1972.

VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD JUNIOR, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, n. 1, p. 137-167, 1986.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V.; TRÜBY, P.; VUADEN, E. Avaliação da devolução de serapilheira em uma floresta estacional decidual em Itara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 17, n. 3, p. 187-196, 2007.

WARDLE, D. A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen in soil. **Biological Review**, v. 67, p. 321-358, 1992.

WOLDENDORP, G.; KEENAN, R. J.; BARRY, S.; SPENCER, R. D. Analysis of sampling methods for coarse woody debris. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, p. 133-148, 2004.

ZAIA, F. C.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Ciclagem e balanço de nutrientes em povoamentos de Eucalipto na região Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 5, 2004.

Aspectos hidrológicos e serviços ambientais hídricos

Lafayette Dantas da Luz

Resumo: Este capítulo discute os serviços ambientais hídricos, aqueles decorrentes e dependentes das condições dos corpos hídricos e que resultam em benefícios ao ambiente e às comunidades humanas e não humanas. A variabilidade natural dos regimes hidrológicos é enfatizada como essencial para o provimento, direto ou indireto, destes serviços. Alguns destes são destacados, assim como a limitação dos serviços providos em decorrência de alterações antrópicas impostas aos corpos de água e a seus regimes hidrológicos.

Palavras-chave: hidrologia, regime hidrológico, variabilidade, conectividade, fragmentação.

Hydrological aspects and hydrologic ecosystem services

Abstract: This chapter discusses the hydrological ecosystem services, i.e. the services derived from and dependent on the condition of water bodies, which result in benefits to the environment and to human and non-human communities. The natural variability of hydrological regimes is emphasized as essential to the direct or indirect provision of these services. Some of these services are highlighted as well as the limitation in the provision of these services due to anthropogenic changes imposed on water bodies and their hydrological regimes.

Keywords: hydrology, hydrological regime, variability, connectivity, fragmentation.

1. Introdução

Serviços ambientais hídricos são aqueles decorrentes da existência e da dinâmica dos corpos hídricos e que propiciam benefícios diretos e indiretos, assim como recursos necessários às atividades e condições de vida e bem-estar humanos (BRAUMAN et al., 2007; FALKENMARK; ROCKSTRÖM, 2004; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Tais serviços também beneficiam a flora e a fauna dos ecossistemas, beneficiando indiretamente a espécie humana, embora nem sempre assim reconhecido. Os ciclos biológicos dos organismos e a estruturação de comunidades e populações dependem ou são influenciados pelo comportamento e ocorrência das águas, ao lado de outros fatores como a sua composição química e condições físicas. Ciclos de transformação da matéria orgânica e de compostos químicos dependem ou são influenciados pelas condições físicas, químicas e dinâmicas da água, potencializando ou inibindo-os. Os processos geomorfológicos têm nas condições mecânicas de tensões de cisalhamento, desagregação, transporte e

de deposição de sedimentos proporcionadas pelas águas, um fator essencial para a sua dinâmica e balanço de massa (ARTHINGTON et al., 2010; BUNN; ARTHINGTON, 2002; NAIMAN et al., 2008).

Os rios têm como característica hidráulica principal a predominância do fluxo em seu sentido longitudinal, diferenciando-se assim de outros corpos hídricos como lagos, reservatórios e aquíferos. Os escoamentos nos canais fluviais, assim como demais variáveis que integram o seu ciclo hidrológico, experimentam variabilidades no espaço e no tempo que devem ser consideradas, quando se deseja compreender as características dos ecossistemas e seus componentes ou, por outro lado, quando se busca identificar serviços ecossistêmicos que decorrem das condições hidrológicas.

Este capítulo discute a importância da variabilidade natural dos regimes hidrológicos para o provimento dos serviços ambientais hídricos, relaciona essa variabilidade com

os serviços hídricos de maior importância e, por fim, destaca a limitação do provimento de tais serviços como consequência de intervenções e alterações antrópicas impostas aos corpos hídricos e a seus regimes hidrológicos.

2. Variabilidade dos processos hidrológicos

A hidrologia se ocupa de explicar, medir e caracterizar os reservatórios hídricos, assim como os processos de transferência da água entre eles, ao longo do tempo. Reservatórios hídricos compreendem a atmosfera, as diversas formas de acúmulo nas superfícies do planeta (oceanos, lagos, rios, áreas úmidas e geleiras), bem como em subsuperfície (aquéferos, aluviões e solos). Embora variáveis também sejam os volumes armazenados, os processos de transferência entre reservatórios constituem as variáveis hidrológicas: precipitação, interceptação vegetal, infiltração, percolação, evaporação, transpiração, evapotranspiração e escoamentos superficial, subsuperficial e subterrâneo.

Os volumes acumulados naqueles reservatórios e a umidade que com certa frequência ocorrem em certos domínios espaciais da atmosfera, superfície ou subsuperfície, definem condições que são favoráveis, limitantes ou desfavoráveis para determinados organismos e reações físicas e químicas. Os processos de transferência entre reservatórios, já mencionados, criam também condições ambientais para potencializar ou inibir processos bióticos ou abióticos, similmente.

Rios permanentes, característicos do bioma Mata Atlântica, têm condições diferentes dos rios temporários para os processos biogeoquímicos. Similarmente, rios alimentados predominantemente por águas pluviais mostram comportamento diferenciado daqueles mantidos por fluxos de base, com consequências sobre aqueles processos. A própria diferenciação entre os regimes de chuvas que mantém os escoamentos nas bacias de dois rios podem resultar em potencialidades e características distintas para os processos ambientais associados aos mesmos. Nesse sentido, a variação de quaisquer fatores ambientais, climáticos ou físicos, criará condições específicas para cada bacia hidrográfica e, logo, para seus cursos de água e para a sua biota. Os fatores ambientais fundamentais que atuam definindo as características hidrológicas de uma bacia hidrográfica podem ser sintetizados em: clima, geologia, solos e vegetação. Permeando esses fatores, há o aspecto da variabilidade ou dinâmica dos processos. Alguns desses apresentam-se com características mais determinísticas e previsíveis, outros se comportam de forma mais errática e imprevisível.

A variabilidade das vazões fluviais é reconhecida como aspecto essencial para a biodiversidade e vitalidade dos ecossistemas. Ela define a estrutura e funções dos ecossistemas aquáticos e influencia a adaptação de espécies aos ambientes aquáticos e ripários (BUNN; ARTHINGTON, 2002; LYTLE; POFF, 2004; NAIMAN et al., 2008; POFF et al., 1997; RICHTER et al., 1996). Os regimes fluviais apresentam padrões que se relacionam fortemente com as dimensões das bacias hidrográficas e com as condições geográficas destas no que se refere ao clima, geologia, relevo, cobertura vegetal e, ainda, às estruturas artificiais construídas pelo homem. Tanto os momentos de cheia ou úmidos e os de vazante ou secos, desempenham papéis fundamentais para os processos abióticos e bióticos. Nessas ocasiões, situadas dentro da janela temporal anual, eventos hidrológicos referentes às vazões fluviais ocorrem produzindo hidrogramas variáveis quanto às magnitudes, durações e frequências de curto prazo. Estes fluviogramas indicam condições (ou eventos) hidrológicas e hidráulicas particulares, associadas a certas funções ambientais e ecológicas. Algumas destas condições são retratadas na Figura 1, considerando por sua vez a situação hidroclimática do ano tal como úmido, médio ou seco.

Os elementos destacados na Figura 1 diferenciam-se ano a ano quanto às suas características específicas, ou fisionomias, mas em quaisquer dos casos proporcionam, em geral e no mínimo, os serviços ecológicos indicados a seguir (ACREMAN; FERGUSON, 2010; COLLISCHONN et al., 2006; NAIMAN et al., 2008):

Vazão mínima em cada mês: manutenção de quantidade mínima de habitat aquático e da conectividade longitudinal (em rios perenes); garante exposição de parcelas do substrato ao ar (propiciando aeração, alimento e reprodução de espécies); controle da composição de espécies da flora aquática;

Máxima vazão durante a vazante: manutenção do habitat de espécies nativas e da qualidade da água (especialmente temperatura e oxigênio dissolvido); mantém mais elevado o nível freático do aquífero adjacente;

Picos de vazão durante a vazante: umedecimento de áreas expostas; remobilização de materiais e organismos sésseis;

Pequenas cheias no início do período úmido: revolvimento e suspensão de material de fundo (e.g. sedimentos e nutrientes), estímulo ou ‘gatilho’ para ciclos de vida;

Cheias médias ou vazões altas: reconexão e renovação das águas de lagoas marginais e áreas úmidas; atuação na

seleção de materiais que definem o tipo de sedimentos do substrato; controle de plantas terrestres invasoras; estímulo inicial a espécies migradoras;

Cheias extremas: remodelação da calha do rio e ambientes ripários; inundação de lagoas marginais e várzeas; transporte e deposição de sedimentos e nutrientes nas planícies de

inundação; oportunizam habitat para reprodução de peixes e alimentação de peixes e aves; dispersão de sementes, propágulos, óvulos e organismos sésseis; migração de espécies de peixes; controle de espécies invasoras e exóticas da flora; definem o gradiente (estrutura e composição) da flora ripária.

- 1 - Vazão mínima em cada mês: Condições de habitat durante a seca, locomoção e abrigo para peixes juvenis
- 2 - Máximas vazões durante a estiagem: Vazão de 'manutenção' para migração, desova e dispersão
- 3 - Pequenas cheias no início do período úmido: Vazões-gatilho para (a) revolvimento inicial de sedimentos e materiais de fundo; (b) migração, acasalamento
- 4 - Cheias pequenas: Redefinição e manutenção de habitats
- 5 - Cheias grandes: Função hidromorfológica: manutenção do canal fluvial, conexão com a planície de inundação

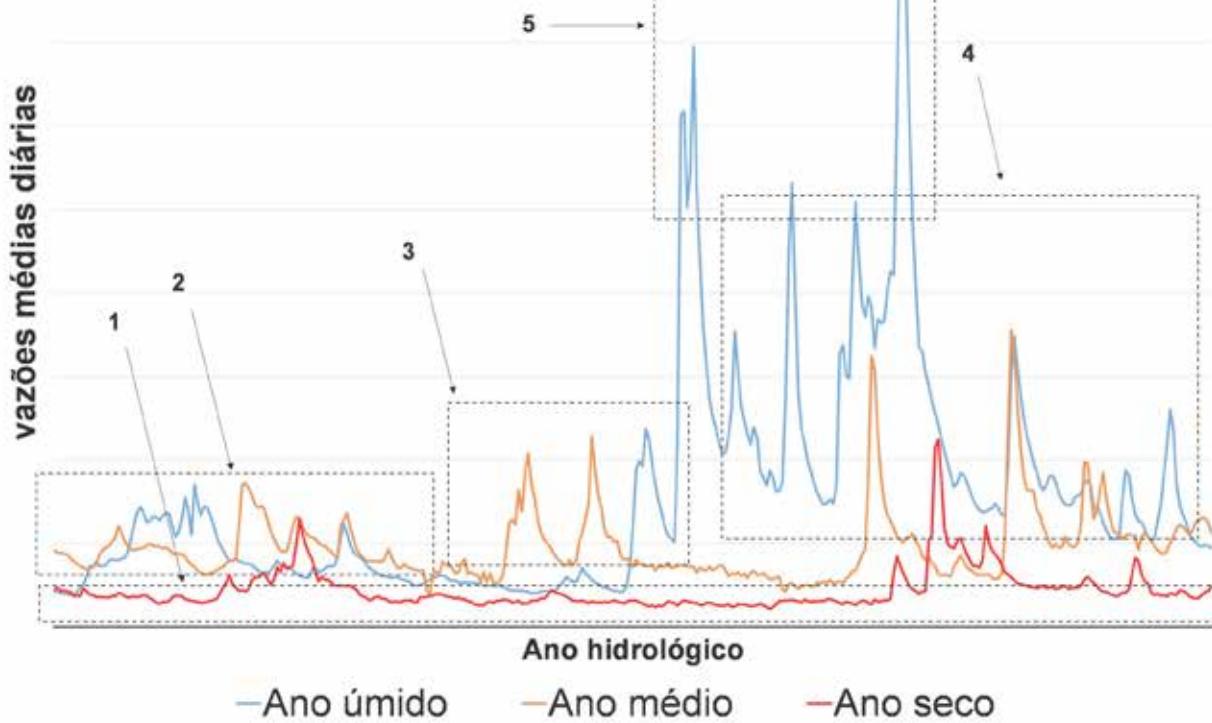


Figura 1. Exemplos de eventos hidrológicos e funções ecológicas e ambientais (Dados fluviométricos da Estação Balsa do Paranapanema, código 65515000, Rio Paranapanema. Fonte: Hidroweb/ANA).

Cinco aspectos fundamentais relacionados aos fluviogramas influenciam os processos dos ecossistemas aquáticos e transicionais: sazonalidade, magnitudes, durações, frequências e taxas de alteração de condições hidrológicas. Tais aspectos atuam em conjunto e assim definem o regime hidrológico do curso de água, contribuindo para os serviços ambientais que promovem:

a) *sazonalidade*, ou o momento em que ocorrem certos eventos hidrológicos, constitui um aspecto regulador dos ciclos ambientais e biológicos, efetuando uma sincronia entre processos que são interdependentes;

b) *magnitudes* desempenham papel fundamental quanto ao alcance volumétrico, espacial e dinâmico do evento hidrológico e de seus consequentes efeitos ambientais, mas que também dependem intimamente do intervalo de tempo com que ocorrem, e diz respeito às durações;

c) *duração* é o intervalo de tempo com que dadas condições de descarga e seus efeitos imediatos permanecem;

e) *frequências* denotam o quão habitual ou repetitivamente um evento ocorre (os eventos hidrológicos em cursos de água com nenhuma ou muito pouca intervenção e controle humanos

têm a frequência de seus eventos bastante dependente das características do clima local);

f) taxas de ascensão ou recessão (e suas reversões) indicam o quanto rápido as vazões passam de uma magnitude ou tendência a outra. Em geral, bacias que naturalmente apresentam comportamentos abruptos de seus escoamentos têm nesses eventos um grande potencial de arraste e, por outro lado, em função da curta duração dos eventos oferece menores possibilidades para processos que requeiram maior tempo.

Os ecossistemas respondem em escalas diversas aos estímulos e condições ambientais. Também, o tempo de resposta é frequentemente defasado com relação à ocorrência do fator causal. Assim, ciclos hidrológicos interanuais definem períodos mais longos em condição seca ou úmida ou, por exemplo, de águas mais altas e águas mais baixas. Identificar a periodicidade de condições hidrológicas de longo prazo possibilita a avaliação de potenciais condições e características dos ecossistemas. Como exemplo, referindo-se à variação de níveis de um corpo de água (lagoa, lago, reservatório, rio ou estuário) tem-se nas suas margens o local sensível e dinâmico que responde à variação limimétrica. As variações, ou ciclos, de curto prazo, isto é, sazonais, influenciam na estrutura e composição da vegetação marginal e ripária, assim estabelecendo um gradiente (ecótono). Similarmente às variabilidades intra-anuais, os ciclos interanuais também apresentam magnitudes e durações que podem se distinguir em cada ciclo. Ainda com referência ao exemplo anterior, buscando ilustrar a influência das ciclicidades na formação dos ecótonos ripários e considerando essas magnitudes e durações, observa-se que (NAIMAN et al., 2008; NAIMAN; DECAMPS, 1990; WARD et al., 2002):

- a) a magnitude das oscilações de curto prazo define a extensão (largura) do ecótono;
- b) a duração e frequência de curto prazo definem a composição do ecótono;
- c) a magnitude das oscilações de longo prazo define o alcance da migração do ecótono;
- d) a duração e frequência das oscilações de longo prazo definem a viabilidade/potencialidade das migrações.

Diversas metodologias de avaliação e classificação das alterações hidrológicas têm sido recorrentemente empregadas e presentes na literatura, a saber: *Indicators of Hydrologic Alteration - IHA* (RICHTER et al., 1996; THE NATURE CONSERVANCY, 2009); *Range of Variability Approach - RVA* (RICHTER et al., 1997); *Aggregate Index*

of Hydrological Alteration - AIHA (BIZZI et al., 2012; DITTMANN et al., 2009); *Index of Daily Hydrological Alteration - IDHA* (BIZZI et al., 2012); *Hydrologic Index Tool - HIT* (NATIONAL HYDROLOGIC ASSESSMENT TOOL, 2014) e *Environmental Flow Component - EFC* (MATHEWS; RICHTER, 2007). Todas estas metodologias de avaliação e classificação das alterações hidrológicas têm em comum a necessidade do uso de dados de vazão (ou outro dado) referentes a um período de pré-impacto (ou de referência) e um de pós-impacto para executar tais análises. Dentre aquelas metodologias, o IHA (RICHTER et al., 1996) tem se destacado para tal finalidade. O IHA possibilita destacar mudanças na distribuição temporal das vazões, além de variações nas características de forma dos hidrogramas, as quais são pontos-chave nas avaliações das alterações hidrológicas. As demais metodologias mencionadas são essencialmente variações desta.

3. Serviços ambientais hídricos

O relatório Millennium Ecosystem Assessment (2005), um esforço internacional visando disseminar a consciência e compreensão sobre a dependência da sociedade sobre os ecossistemas e, atualmente, referência acerca de serviços ambientais, sugere dividi-los em quatro categorias (BRAUMAN et al., 2007), conforme descrito no capítulo 1.

A espécie humana sempre se beneficiou da natureza na forma de bens e serviços diversos. Muitos desses benefícios derivam dos corpos d'água e podem assim ser referidos como serviços ambientais hídricos. Dentre estes, pode-se citar a provisão de água para abastecimento, geração de energia, usos industriais e irrigação agrícola. Também, como serviços ambientais hídricos de outra ordem, pode-se citar a amenização ou regulação climática, a autodepuração das águas, o controle da erosão, dentre outros (TERRADO et al., 2014). Na Tabela 1 são apresentados os serviços ambientais hídricos (benefícios humanos e outros) mais comuns e a sua tipologia. Cada serviço hidrológico requer, ou é definido, por atributos (ou requisitos) de quantidade, qualidade e momento (instante) de fluxo/ocorrência, conjuntamente. As possíveis ou mais usuais variáveis hidrológicas associadas a cada atributo são indicadas como métricas destinadas a indicar o potencial de provimento de dado serviço. Em situações em que um dos atributos não é atendido da forma requerida pelo beneficiário, o serviço hidrológico se torna comprometido ou inviabilizado. Além dos atributos anteriormente referidos, Brauman et al. (2007) acrescentam

ainda o atributo de locação, o qual não foi incluído na Tabela 1, mas que, certamente, é fundamental a todos os casos. Esses autores sugerem que o efeito mais importante dos ecossistemas na locação de água é a partição da precipitação em água superficial e água subterrânea. Tais variáveis ou métricas podem ser obtidas por procedimentos já consagrados de medição de informação hidroclimatológica em estações climatológicas e fluviométricas. Também, no caso de concentrações (de substâncias, compostos ou partículas), técnicas e procedimentos consagrados de amostragem e análises *in situ* ou laboratoriais devem ser empregados a fim de obtenção de valores dos parâmetros a serem empregados como métricas indicadoras dos serviços ambientais. O uso de imagens de satélite e técnicas de geoprocessamento são ferramentas adicionais, por exemplo,

para identificação dos solos e do uso e cobertura da terra, assim como delimitação de áreas inundáveis.

Como referido anteriormente, as condições hidrológicas dependem de um arranjo de condições das bacias hidrográficas, como clima, topografia e uso e cobertura da terra, assim como os serviços ambientais hídricos possuem a mesma dependência. As alterações e os impactos impostos pelas atividades humanas ao meio ambiente refletem sobre os serviços ambientais disponíveis, logo estes se condicionam ao aspecto positivo ou negativo das intervenções humanas, refletindo-se da mesma forma.

O conjunto de serviços ofertados por um ecossistema depende da sua conservação, havendo relação estreita entre a saúde ambiental e a saúde humana, a sua segurança e o seu bem-estar (BRAUMAN et al., 2007).

Tabela 1. Serviços ambientais hídricos, classificação, variáveis hidrológicas ou métricas e seus atributos.

| Classificação do serviço | Serviços ambientais hídricos | Variáveis hidrológicas / Métricas (dimensões) | | |
|--------------------------|---------------------------------|--|---|---|
| | | Tipo de atributos principais | | |
| | | Quantidade | Qualidade | Instante/momento |
| Serviços de provisão | Suprimento de água doce | Vazões ($L^3 T^{-1}$) | Concentrações ($M L^{-3}$), cor, turbidez | Sempre |
| | Produção de alimentos | Vazões ($L^3 T^{-1}$), umidade do ar e solos (%) | Concentrações ($M L^{-3}$) | Meses secos do ano |
| | Madeira e fibras | Precipitação (L ou L^3) | - | Sempre ou dados meses do ano |
| | Geração de energia | Vazões ($L^3 T^{-1}$) e energia hidráulica (L) | - | Sempre |
| | Transporte | Níveis limimétricos (L) | - | Sempre |
| Serviços de regulação | Controle de vetores patogênicos | Vazões ($L^3 T^{-1}$) | Concentrações ($M L^{-3}$) | Dados meses do ano |
| | Mitigação de danos hídricos | Volumes (L^3), níveis limimétricos (L), áreas inundáveis (L^2) | - | Dados momentos do ano e com certas durações (dias, semanas) |
| | Autopurificação das águas | Volumes (L^3), vazões (L^3/T) | Concentrações ($M L^{-3}$), temperatura | Sempre |
| | Estabilização climática | Umidade do ar (%) | | Meses secos do ano |

Tabela 1. Continuação.

| Classificação do serviço | Serviços ambientais hídricos | Variáveis hidrológicas / Métricas (dimensões) | | |
|------------------------------|--|---|---|--|
| | | Tipo de atributos principais | | |
| | | Quantidade | Qualidade | Instante/momento |
| Serviços culturais | Recreação, estética, intelectual, espiritual | Vazões ($L^3 T^{-1}$), volumes (L^3), níveis limimétricos (L), áreas inundáveis (L^2) | Concentrações ($M L^{-3}$) | Sempre |
| | Formação de solos | Precipitação (L ou L^3), umidade do solo (%) | - | Meses úmidos do ano |
| | Fotossíntese | Evapotranspiração (L ou L^3) | - | Sempre, com ênfases sazonais |
| | Ciclagem de nutrientes | Vazões ($L^3 T^{-1}$) | Concentrações ($M L^{-3}$), temperatura | Sempre |
| | Propagação de espécies | Vazões ($L^3 T^{-1}$), velocidade ($L T^{-1}$) | - | Ênfases sazonais (meses) conforme espécies |
| | Habitat | Vazões ($L^3 T^{-1}$), velocidades ($L T^{-1}$), volumes (L^3), níveis limimétricos (L), áreas inundáveis (L^2) | Concentrações ($M L^{-3}$), temperatura, turbidez | Ênfases sazonais (meses) conforme espécies |
| | Diversidade biológica aquática | Vazões ($L^3 T^{-1}$), volumes (L^3), níveis limimétricos (L), áreas inundáveis (L^2) | Concentrações ($M L^{-3}$), temperatura, turbidez | Ênfases sazonais (meses) conforme espécies |
| Serviços de apoio ou suporte | Recarga hídrica | Precipitação (L ou L^3), usos do solo (%) | Concentrações ($M L^{-3}$) | Meses úmidos do ano |

4. Resistência e resiliência dos ecossistemas.

Os ecossistemas devem persistir em longo prazo a fim de possibilitar o provimento de serviços ecológicos. A persistência dos mesmos depende de dois aspectos fundamentais: da sua **resistência** e da sua **resiliência**. Estes se relacionam aos aspectos da variabilidade hidrológica referida anteriormente, dentre outros fatores, que podem ocorrer como estímulo ou como limitante, a depender de suas características. Esta

se diferencia entre bacias hidrográficas e em uma mesma bacia há variações espaciais e temporais. Dessa variabilidade hidrológica, em conjunto com outros fatores que vão além do escopo deste texto, resulta a complexidade dos sistemas biológicos.

Os ecossistemas adaptam-se às condições mais frequentes, climáticas e hidrológicas. Eventos que fujam à normalidade, isto é, que sejam menos frequentes, poderão, a depender de

suas magnitudes e durações, serem tolerados ou absorvidos, e não representar estresse excessivo ao equilíbrio dinâmico do ecossistema. Nestes casos, o ecossistema se recupera de possíveis efeitos do evento em questão, o que denota ser resistente aos seus efeitos e apresentar resiliência. Em eventos consideráveis como extremos, ainda mais raros, o ecossistema poderá se ressentir de tal forma de seus efeitos que venha a atingir o limiar de equilíbrio, ou seja, ultrapassando a sua capacidade de resistência. Caso não consiga mais retornar às condições anteriores ao evento extremo, ou se a recuperação for apenas parcial, indica que perdeu sua resiliência, ou que a mesma foi ultrapassada (BROCK et al., 2003; FOLKE et al., 2004; GRIMM, 1992; LAKE, 2007).

5. Conectividade e fragmentação dos ecossistemas

Outros aspectos caracterizadores da integridade de um ecossistema, condição para provimento de seus serviços, consistem na sua **conectividade** e **não fragmentação** (ou **continuidade**). A ligação física entre corpos hídricos, proporcionando fluxo de água entre esses, é aqui entendida como conexão. Os fluxos biogeoquímicos, pensados como a ocorrência de processos ambientais e ecológicos entre corpos hídricos ou seus subsistemas, com ou sem participação direta de fluxos de água, constituiriam a conectividade. Conexões hídricas possibilitam os efeitos da frequência, magnitude e duração dos eventos hidrológicos, enquanto a fragmentação limita tais estímulos, eliminando ou reduzindo o efeito de conectividade e, assim, comprometendo os serviços ambientais (JANSSON et al., 2007).

Os fluxos de materiais, sedimentos, nutrientes e matéria orgânica são maximizados nas transferências laterais nas ocasiões das cheias dos rios. As cheias e suas inundações depositam novos sedimentos nas áreas ripárias, criando maiores condições para a produtividade primária da vegetação. Também é o momento de maior movimentação de carbono e nutrientes das áreas terrestres para o canal fluvial, o que ocorre mais intensamente durante a recessão do hidrograma de cheia (JANSSON et al., 2007; RAHEL, 2007).

A saturação dos solos das áreas ripárias em momentos de cheia dos rios e a presença de vegetação são extremamente importantes para transformação de nutrientes e outros compostos químicos em subsuperfície. A vegetação atua sobre a qualidade das águas, não só indiretamente pelos processos decorrentes de sua transpiração, como pela absorção e excreção de solutos pelas raízes, além das simbiose com

bactérias e fungos, que proporcionam reações bioquímicas. Daí decorre uma das fortes razões da importância das matas ripárias (ciliares, de galeria, etc.) para a qualidade das águas, além do seu papel de estabilização dos solos, evitando erosão. Também por esses aspectos é que a revegetação ripária é uma das iniciativas mais comuns em ações de restauração de rios (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2002).

6. Serviços de suporte e regulação pelos ecossistemas ripários

Os serviços ambientais referentes a processos físicos, químicos e biológicos de maior importância, proporcionados em áreas ripárias fluviais incluem: infiltração, deposição, filtração, adsorção, degradação e assimilação (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2002).

A infiltração, além de reduzir o escoamento das águas em superfície, proporciona transporte de substâncias químicas e particuladas para a subsuperfície, reduzindo sua presença no transporte superficial, que normalmente atinge os corpos de água. Poluentes, uma vez retidos na subsuperfície, podem ser degradados e removidos por processos físicos, químicos e biológicos. A presença de vegetação mais densa e detritos orgânicos (p. ex., a serapilheira) sobre o solo, além de auxiliar na infiltração, promove a retenção e **deposição** de sedimentos transportados nas águas que escoam em superfície, em função de seu efeito de resistência e desaceleração desse fluxo. A **filtração** de partículas sólidas pela vegetação e detritos durante o escoamento superficial e a **adsorção** de químicos dissolvidos e micro-organismos no solo e na superfície das plantas não são processos bem compreendidos. A filtração é mais significativa na retenção de partículas maiores do solo, agregados e matéria orgânica particulada, enquanto a adsorção por argilas e matéria orgânica nos solos é mais efetiva para a retenção de compostos dissolvidos com cargas positivas, como é o caso de ortofosfatos, metais pesados e alguns pesticidas (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2002). Os solos ripários vegetados são mais ricos em biomassa radicular e, possivelmente, em matéria orgânica e microrganismos, o que propicia uma série de processos biológicos que podem transformar compostos químicos dissolvidos na subsuperfície. Pesticidas orgânicos, por exemplo, podem sofrer **degradação** por atividade microbiana ativada (USDA, 2000). **Assimilação** é, por sua vez, o processo pelo qual plantas e microrganismos passam a reter grandes quantidades de substâncias químicas dissolvidas em subsuperfície, como é o caso dos nutrientes. A remoção e retenção de nutrientes pelas plantas pode

ocorrer por períodos mais longos ou curtos conforme estas sejam, respectivamente, lenhosas ou arbustivas de ciclo curto. Muitas destas últimas apresentam um ciclo de vida na escala do ciclo hidrológico, fazendo retornar anualmente pelo menos parte de sua biomassa na forma de matéria orgânica que será, então, decomposta. Em ambientes sujeitos a manejo, deve ser avaliada a intenção de reter ou reduzir a presença de nutrientes, neste último caso havendo então a necessidade de remoção de biomassa do local em questão (BALIAN; NAIMAN, 2005).

Um importante processo em áreas ripárias é a **denitrificação**, no qual microrganismos do solo utilizam o nitrato dissolvido da água em subsuperfície convertendo-o em gás nitrogênio. Tem sido afirmada a alta efetividade desse processo para a remoção de nitratos, embora sujeito a condicionantes tais como:

- a) fluxo subsuperficial da água rica em nitratos deve percorrer áreas que sejam ricas em matéria orgânica e sejam anaeróbicas;
- b) tempo de contato suficiente para as transformações dos compostos;
- c) solos não saturados e aeróbicos podem propiciar denitrificação, desde que ricos em carbono orgânico particulado (PARKIN, 1987 citado por NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2002).

Das condicionantes anteriormente listadas, o tempo de contato é dependente das condições hidrológico-hidráulicas (PINAY et al., 2002). Estas, por sua vez, dependem da condutividade hidráulica do solo. Desta forma, solos arenosos, por exemplo, seriam pouco efetivos, ao contrário dos que contém sedimentos finos como as argilas, siltes ou matéria orgânica humificada. Somam-se a esse aspecto, a umidade antecedente, a textura do solo, as características das camadas adjacentes inferiores, a proximidade do canal fluvial e as interferências humanas.

7. Alterações hidrológicas, estruturais e funcionais e perda de serviços ambientais

A humanidade tem, desde seus primórdios, atuado no sentido de utilizar, adaptar ou modificar os ambientes para usufruir de seus serviços ambientais, tais como a obtenção de alimentos, combustíveis, fibras, locomoção e energia. Tais intervenções frequentemente negligenciam o fato de que os serviços providos por ecossistemas se interrelacionam de maneira complexa e dinâmica. Assim, resultados não intencionais podem ocorrer em função da utilização

inadequada e, principalmente, modificação dos ecossistemas, com declínios inesperados ou indesejados de diversos serviços ambientais (BENNETT et al., 2009). Como exemplo, a construção de barragens em rios, se por um lado visa aumentar o serviço de disponibilização de água para abastecimento, por outro frequentemente leva ao declínio de espécies endêmicas da fauna aquática, o que poderia configurar redução do serviço de provimento de alimentos. Na mesma situação, em cadeia, poderia favorecer a proliferação de espécies exóticas, o que poderia ter algum proveito benéfico ou não para o homem.

A Tabela 2 reúne aspectos apresentados por Bunn e Arthington (2002) e Richter et al. (1996), referentes aos impactos decorrentes de condições do regime hidrológico, natural ou alterado, sobre a morfologia fluvial, *habitats*, estratégias e histórias de vida de organismos, conectividades e respostas bióticas, espécies exóticas e invasoras.

As ações mecânicas do fluxo das águas atuam sobre os materiais do substrato, no leito fluvial e nas margens, alterando sua geometria, a qual se ajusta espacial e temporalmente aos estresses causados. Por exemplo, as grandes enxurradas desgastam, arrastam e reposicionam os materiais mais vulneráveis e mesmo aqueles de maior massa e resistência. Nesse processo, diversos *habitats* são afetados, seja pela reconfiguração geométrica dos leitos e margens (zonas ripárias), seja por reconfigurar a distribuição espacial, por exemplo, da vegetação aquática e ripária (BUNN; ARTHINGTON, 2002).

Os ciclos de vida das espécies da fauna e da flora, em geral, seguem (ou se ajustam) o ritmo do ciclo hidrológico, em função da potencialização ou inibição de seus processos de desenvolvimento (concepção, nascimento/brotação, crescimento, reprodução e morte). Os pulsos hidrológicos (eventos temporários de maior fluxo) exercem tais papéis. Sua alteração interfere, assim, na história ou ciclo de vida das espécies, as quais buscam, dentro do possível, estratégias de adaptação para persistirem. Plantas aquáticas com fixação de fundo podem flexibilizar suas hastes de forma a enfrentar alteração na frequência e magnitude das vazões (de suas velocidades e tensões), obtendo sucesso e assim persistindo. Espécies de peixes podem ter as chances de reprodução reduzidas se, por exemplo, os pulsos de inundação de lagoas marginais aos cursos de água forem reduzidos em magnitude e frequência, em função da indisponibilidade de locais para acasalamento. Se tais pulsos forem deslocados no tempo, por exemplo, pela regularização de vazões efetuada por barragens, espécies que se reproduzem estritamente num período do ano seriam prejudicadas, enquanto espécies mais generalistas

que pudessem alterar seu momento de reprodução ao longo do ano poderiam se ajustar à nova condição hidrológica e persistirem. O mencionado exemplo, de restrição à inundação

sazonal de lagoas marginais, retrata um caso de fragmentação do ecossistema, ou perda/redução de conectividade, desestruturando habitats.

Tabela 2. Alterações hidrológicas, impactos e respostas.

| Variáveis hidrológicas alteradas | Aspecto estruturante afetado | Resposta biológica ou morfológica |
|---|------------------------------|--|
| Aumento da estabilidade das vazões mínimas; redução da variabilidade das vazões. | Mudanças no habitat | Crescimento excessivo de macrófitas; maiores condições para desenvolvimento larval de insetos; redução da população de peixes; aumento da vegetação permanente; redução na diversidade de macroinvertebrados. |
| Formação de área lênticas, anteriormente lóticas. | Mudanças no habitat | Redução da população de crustáceos e moluscos; eliminação de peixes pelágicos e dominância de peixes generalistas; eliminação de peixes adaptados a águas com turbidez; eliminação de peixes que fazem uso de áreas específicas inundadas para desova. |
| Padrões de alta frequência dos hidrogramas produzidos a jusante de centrais hidrelétricas (intradiurnos). | Mudanças no habitat | Redução da riqueza e população de espécies de macroinvertebrados bentônicos; arraste, direcionamento e encalhe de macroinvertebrados e peixes de menor mobilidade nas margens. |
| Taxa de flutuação dos níveis da água. | Resposta na história de vida | Sobrevivência de plântulas e taxas de crescimento de macrófitas aquáticas. |
| Periodicidade e/ou frequência das inundações. | Resposta na história de vida | Alteração na estabilidade requerida para a desova e recrutamento de peixes; redução da sobrevivência das larvas de crustáceos, peixes e outros organismos. |
| Sazonalidade. | Resposta na história de vida | Redução da sincronia requerida para a reprodução de crustáceos e outros. |
| Flutuações rápidas nas vazões. | Resposta na história de vida | Efeitos adversos nas espécies com maior tempo de desenvolvimento larval. |
| Mudanças na temperatura da água (e.g. a jusante de barragens e por poluição térmica) | Resposta na história de vida | Alteração e/ou atraso nas condições de desova de peixes (especialmente subtropicais); alteração nos padrões de emergência e/ou eclosão de insetos; redução da população de organismos bentônicos; eliminação de peixes sensíveis e/ou adaptados a certas faixas de temperatura (especialmente subtropicais). |

Tabela 2. Continuação.

| Variáveis hidrológicas alteradas | Aspecto estruturante afetado | Resposta biológica ou morfológica |
|---|--|--|
| Abstrações e/ou captações de água. | Perda de conectividade longitudinal e/ou lateral | Alteração das condições de migração, abrigo e reprodução. |
| Barreiras no canal fluvial. | Perda de conectividade longitudinal | Aumento das condições para predação de juvenis; perda de espécies migradoras. |
| Redução da frequência, duração e extensão das inundações de área úmidas ripárias. | Perda de conectividade lateral | Redução das áreas de reprodução e do sucesso no recrutamento de peixes; declínio na riqueza e abundância de aves aquáticas; declínio da vegetação típica; aumento do domínio da vegetação terrestre. |
| Aumento da estabilidade dos níveis de água e redução e/ou eliminação dos ciclos de cheia-vazante. | Introdução e invasão de espécies exóticas | Redução da sobrevivência e crescimento de macrófitas aquáticas nativas; invasão de espécies exóticas. |
| Redução da variabilidade das vazões e aumento da estabilidade sazonal. | Introdução e invasão de espécies exóticas | Favorecimento das populações de espécies exóticas de peixes. |
| Formação de área lênticas, anteriormente lóticas. | Introdução e invasão de espécies exóticas | Proliferação das espécies de peixes exóticas. |
| Transposição de vazões entre bacias. | Introdução e invasão de espécies exóticas | Transporte e translocação de espécies de organismos aquáticos, inclusive patogênicos (e.g. Schistosoma). |

O conhecimento das relações causa-efeito e das interações complexas entre eventos e condições hidrológicas com os elementos estruturantes e consequentes respostas é, por si, um grande desafio. No entanto, trata-se uma necessidade fundamental para o manejo adequado dos ecossistemas ou, mesmo, para sua conservação. No que se refere aos corpos hídricos, tal conhecimento deve embasar o planejamento e projetos de obras hidráulicas, assim como a gestão dos recursos hídricos, a exemplo do enquadramento dos corpos hídricos e da outorga dos direitos de uso da água.

8. Considerações finais

Os serviços ambientais hídricos constituem alguns dos requisitos essenciais para a sobrevivência das comunidades humanas, assim como de outras espécies. A sua obtenção depende diretamente da conservação dos solos e da vegetação das bacias hidrográficas, resultando em corpos de água saudáveis, e podem ser inferidos via a utilização de métricas que traduzam o seu provimento ou não, considerando os

atributos: quantidade, qualidade e instante/momento em que são providos. Os corpos hídricos apresentam uma dinâmica hidrológica que deve ser ao máximo preservada, pois dela depende a saúde desses ecossistemas e, como consequência, os próprios serviços ambientais que provêm. A conectividade e a não fragmentação dos corpos hídricos são condição para integridade do ecossistema e provimento dos serviços. A dinâmica hidrológica apresenta eventos que devem ser ao máximo preservados quanto aos aspectos: sazonalidade, magnitudes, duração, freqüências e taxas de alteração e de reversões. “Os ecossistemas aquáticos devem persistir em longo prazo a fim de possibilitar o provimento de serviços ambientais, o que depende da sua **resistência** e da sua **resiliência**, relacionados à variabilidade hidrológica”.

A conservação e, ainda, a melhoria dos serviços ambientais hídricos requer conhecimentos e progressos, científicos e técnicos, nas áreas física, biológica e social. Por sua vez, para se concretizar essas necessidades, investimentos em pesquisa e novos estudos, assim como formação de recursos humanos,

são imprescindíveis. Ao mesmo tempo, há necessidade de que a complexidade dos temas envolvidos seja sistematizada e integrada, e para isso urge desenvolver a capacidade de se atuar interdisciplinarmente. Em sequência, tais conhecimentos devem ser traduzidos, ou convertidos em ação, ou seja, devem se tornar operacionais. Para tanto, também se observa que esses conhecimentos devem ser entendidos por um público cada vez mais amplo, dentro de suas atribuições e possibilidades.

Referências

- ACREMAN, M. C.; FERGUSON, A. J. D. Environmental flows and the European Water Framework Directive. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 32-48, 2010.
- ARTHINGTON, A. H.; NAIMAN, R. J.; MCCLAIN, M. E.; NILSSON, C. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 1-16, 2010.
- BALIAN, E. V.; NAIMAN, R. J. Abundance and production of riparian trees in the Lowland Floodplain of the Queets River, Washington. **Ecosystems**, New York, v. 8, p. 841-861, 2005.
- BENNETT, E. M.; PETERSON, G. D.; GORDON, L. J. Understanding relationships among multiple ecosystem services. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, p. 1394-1404, 2009.
- BIZZI, S.; PIANOSI, F.; SONCINI-SESSA, R. Valuing hydrological alteration in multi-objective water resources management. **Journal of Hydrology**, v. 472-473, p. 277-286, 2012.
- BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The Nature and Value of Ecosystem Services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v. 32, p. 67-98, 2007.
- BROCK, M. A.; NIELSEN, D. L.; SHIEL, R. J.; GREEN, J. D.; LANGLEY, J. D. Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1207-1218, 2003.
- BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 4, p. 492-507, 2002.
- COLLISCHONN, W.; AGRA, S. G.; SOUZA, C. F.; TASSI, R.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G. R. Da vazão ecológica ao hidrograma ecológico. In: CONGRESSO DA ÁGUA, 8., 2006, Figueira da Foz. **Água, sede de sustentabilidade**. Lisboa: Associação Portuguesa de Recursos Hídricos, 2006.
- DITTMANN, R.; FROELICH, F.; POHL, R.; OSTROWSKI, M. Optimum multi-objective reservoir operation with emphasis on flood control and ecology. **Natural Hazards Earth System Sciences**, v. 9, p. 1973-1980, 2009.
- FALKENMARK, M.; ROCKSTROM, J. **Balancing water for humans and nature**: the new approach in eco-hydrology. London: EarthScan, 2004.
- FOLKE, C. F.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review Of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, p. 557-581, 2004.
- GRIMM, N. B. Disturbance, succession and ecosystem processes in streams: a case study from the desert. In: GILLER, P. S.; HILDREW, A. G.; RAFFAELLI, D. G. **Aquatic ecology**: scale, pattern and process. Oxford: Blackwell Science, 1992. p. 93-112.
- JANSSON, R.; NILSSON, C.; MALMQVIST, B. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 589-596, 2007.
- LAKE, P. S. Flow-generated disturbances and ecological responses: floods and droughts. In: WOOD, P. J.; HANNAH, P. J.; SADLER, J. P. (Ed.). **Hydroecology and ecohydrology**: past, present and future. London: John Wiley & Sons, 2007. p. 75-92.
- LYTLE, D. A.; POFF, N. L. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, p. 94-100, 2004.
- MATHEWS, R.; RICHTER, B. D. Application of the Indicators of Hydrologic Alteration Software in Environmental Flow Setting. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, p. 1400-1413, 2007.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being:** synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005.

NAIMAN, R. H.; DECAMPS, H. (Ed.). **The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones.** Carnforth: Parthenon Publishers: Casterton Hall, 1990.

NAIMAN, R. J.; LATTEREL, J. J.; PETIT, N. E.; OLDEN, J. D. Flow variability and the vitality of river systems. **Comptes Rendus Geoscience**, v. 340, p. 629-643, 2008.

NATIONAL HYDROLOGIC ASSESSMENT TOOL. Disponível em: <<http://www.fort.usgs.gov/products/software/nathat/>>. Acesso em: 8 ago. 2014.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Committee on Riparian Zone Functioning and Strategies for Management, Water Science and Technology Board. **Riparian areas:** functions and strategies for management. Washington, DC: National Academy Press, 2002. 444 p.

PINAY, G.; CLEMENT, J. C.; NAIMAN, R. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. **Environmental Management**, New York, v. 30, n. 4, p. 481-491, 2002.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E.; STROMBERG, J. C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, Washington, DC, v. 47, p. 769-784, 1997.

RAHEL, F. J. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 696-710, 2007.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1163-1174, 1996.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; WIGINGTON, R.; BRAUN D. P. How much water does a river need? **Fresh Biology**, v. 37, p. 231-249, 1997.

TERRADO, M.; ACUNA, V.; ENNAANAY, D.; TALLIS, H.; SABATER, S. Impact of climate extremes on hydrological ecosystem services in a heavily humanized Mediterranean basin. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 199-209, 2014.

THE NATURE CONSERVANCY. **Indicators of hydrologic alteration:** version 7.1: user's manual. 2009.

USDA. **Conservation buffers to reduce pesticide losses.** Washington, DC, 2000. 21 p.

WARD, J. V.; ROBINSON, C. R.; TOCKNER, K. Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 28, p. 443-450, 2002.

Indicadores de serviços ambientais hídricos e a contribuição da vegetação ripária para a qualidade de água

Terencio Rebello de Aguiar Junior, Lucilia Maria Parron

Resumo: Muitos serviços ambientais são derivados dos fluxos e da qualidade da água e comumente são denominados serviços ambientais hídricos. Estes serviços são frequentemente regulados pelos ecossistemas terrestres e incluem os serviços de provisão, regulação e suporte. Este capítulo relaciona os serviços ambientais hídricos e seus respectivos indicadores de avaliação, descreve os diversos serviços promovidos pelas matas ripárias, salientando seu poder de filtro e proteção de recursos hídricos e apresenta um estudo de caso de avaliação de qualidade de água e da vegetação ripária em bacias hidrográficas em Ponta Grossa, PR. A abordagem adotada tem em vista o papel das matas ripárias na mitigação de poluentes agrícolas em corpos hídricos superficiais e sua contribuição para melhoria da qualidade da água em bacias hidrográficas.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, recursos hídricos, qualidade de zonas ripárias, poluição por nitrogênio, índices de avaliação de ecossistemas fluviais, proteção de bacias hidrográficas.

Hydrologic ecosystem services, assessment indicators and the contribution of riparian buffers to water quality protection

Abstract: Many ecosystem services are derived from freshwater fluxes and quality and are commonly referred to as hydrological ecosystem services. These benefits are often regulated by terrestrial ecosystems and include provisioning, as well as regulating and supporting services. The purpose of this chapter is to relate hydrological ecosystem services and their respective evaluation indicators, as well as describe the many services offered by riparian zones, highlighting their filter capacity and water resource protection. Furthermore, the chapter presents a case study of water quality and riparian vegetation evaluation in watersheds in Ponta Grossa, PR. The approach adopted highlights the role of riparian forests in the mitigation of agricultural pollutants in water bodies and their contribution to improving water quality in watersheds.

Keywords: ecosystem services, water resources, quality of riparian zones, nitrogen pollution, evaluation index of riverine ecosystems, watershed protection.

1. Introdução

A atribuição de valores econômicos aos serviços ambientais requer uma compreensão de como o bem-estar humano é afetado por mudanças nesses serviços. Os serviços ambientais hídricos geralmente são regulados pelos ecossistemas terrestres: o ciclo da água influencia o clima, a química e biologia da Terra. A prestação de serviços ambientais hídricos é fortemente dependente das

características da bacia hidrográfica, como topografia, uso e cobertura da terra e clima (BRAUMAN et al., 2007). Um dos principais fatores que influenciam o funcionamento de bacias hidrográficas é o clima, através da precipitação, temperatura e evaporação. Por isso, esses fatores precisam ser considerados quando se avalia serviços ambientais em escala de bacia hidrográfica.

A avaliação de impactos positivos e negativos sobre bem-estar humano é fundamental nos estudos em recursos hídricos. A redução da qualidade da água nas bacias hidrográficas associada às práticas de uso da terra é responsável por aumento da oferta de sedimentos e nutrientes poluentes, que ocorre a partir de fontes diversificadas, a maioria delas difusas. Políticas para a proteção de qualidade da água envolvem a identificação dos valores ambientais (categorias e aspectos do uso da água que as comunidades consideram importantes) dos corpos de água a serem protegidos, e o estabelecimento de níveis de qualidade da água para manter ou proteger cada um dos valores indicados (BRASIL, 2011). Este capítulo relaciona os serviços ambientais hídricos e seus respectivos indicadores de avaliação, descreve os diversos serviços promovidos pela vegetação ripária, salientando seu poder de filtro e proteção de recursos hídricos e apresenta um estudo de caso de

avaliação de qualidade de água e da vegetação ripária em bacias hidrográficas em Ponta Grossa, PR.

2. Serviços ambientais hídricos em sistemas agrícolas e florestais

Dependendo de sua função, os serviços ambientais hídricos podem ser considerados como serviços de suporte, provisão e culturais (BRAUMAN et al., 2007; DE GROOT et al., 2010; SCHRÖDER et al., 2004) (ver capítulo 1). A Tabela 1 ilustra como os serviços hídricos podem ser classificados nessas categorias e quais indicadores ecológicos podem ser utilizados para sua avaliação. Os indicadores buscam identificar o resultado das ações que contaminam a água ou das ações que as protegem, ou seja, das ações que tenham como consequência a conservação de leitos de rios e demais cursos d'água e melhoria no fornecimento de água para as populações.

Tabela 1. Serviços ambientais hídricos e sua classificação e indicadores ecológicos que permitem sua avaliação.

| Serviço ambiental | Classificação | Indicador de serviço ambiental |
|--|----------------------|---|
| Proteção de corpos hídricos | Regulação e provisão | Qualidade da zona ripária |
| Qualidade de água | Regulação, provisão | Qualidade de água |
| Disponibilidade/quantidade de água potável | Regulação | Vazão do curso d'água |
| Proteção, conservação e melhoria da qualidade do solo, infiltração de água no solo | Suporte/regulação | Atributos físico-químicos do solo |
| Manutenção do equilíbrio térmico e do habitat aquático | Suporte | Qualidade da zona ripária, qualidade de água, (principalmente temperatura) |
| Controle da erosão e deslizamentos, retenção de sedimentos no solo/ prevenção de sedimentação em corpos hídricos, estabilização das margens, prevenção de inundações | Regulação | Atributos físico-químicos do solo, qualidade de água (principalmente turbidez e teor de sólidos solúveis), hidromorfologia do canal fluvial, quantidade de sedimentos |

Tabela 1. Continuação.

| Permanência de corpos hídricos (caudal mínimo) | Regulação | Vazão do curso d'água |
|---|-------------------------------|--|
| Aumento do fluxo de água para abastecimento | Regulação, provisão e suporte | Vazão do curso d'água, balanço entre demanda e disponibilidade de água |
| Aumento do fluxo de água para geração de energia | Regulação/provisão | Vazão do curso d'água, balanço entre demanda e disponibilidade de água |
| Como insumo para a produção agrícola (irrigação) e industrial | Provisão | Balanço entre demanda e disponibilidade de água |
| Água para consumo doméstico | Provisão | Balanço entre demanda e disponibilidade de água, avaliação da qualidade de água |
| Recarga de aquíferos armazenamento de água subterrânea | Provisão | Estimativa da recarga (via balanço hídrico), estado das potenciais áreas de recarga na bacia hidrográfica, qualidade de água subterrânea |

Adaptado de Millennium Ecosystem Assessment (2005).

Os principais indicadores para os serviços ambientais hídricos relacionam-se a: 1) qualidade de água, 2) qualidade e manutenção da zona ripária, 3) disponibilidade de água (vazão do curso d'água) e 4) sedimentos em corpos d'água (Tabela 1). A prevenção da sedimentação consiste em fazer obras de engenharia e aplicar técnicas agrícolas e ecológicas de uso e conservação do solo.

3. Importância e função ecológica/ecossistêmica da vegetação ripária

Vegetação ripária, zona ripária, ou zona tampão são os ambientes de transição entre ecossistemas terrestres e aquáticos, constituídas por vegetação ribeirinha de margens dos rios, cujas condições abióticas e bióticas são influenciadas pela água superficial e subterrânea (MICHEL et al., 2007). Elas são fundamentais na proteção de recursos hídricos e prestam uma variedade de serviços ambientais como filtração de sedimentos, nutrientes e pesticidas agrícolas, estabilização das margens dos rios, armazenamento de água, recarga de aquíferos e manutenção do equilíbrio térmico dos ecossistemas aquáticos. Contribuem para a conservação do solo e da biodiversidade, para o provimento de inimigos naturais para o

controle de pragas, para o fornecimento de abrigo e alimentos para animais polinizadores e dispersores de sementes e atuam como corredores para dispersão de espécies em ambientes fragmentados (DANIELS; GILLIAM, 1996; DENNIS et al., 1994; DE PAULA et al., 2011; JENSSSEN et al., 1994; RIBAUDO et al., 2001; SALEMİ et al., 2012; SCHRÖDER et al., 2004; TURNER; RABALAIS, 2003). Também apresentam função primordial na redução de fontes de poluição difusa de nutrientes, através da filtragem e decomposição (ZHANG et al., 2010), bem como na estabilização de inundações (LOVELL; SULLIVAN, 2006). Em outros termos, as matas ripárias são capazes de fornecer uma série de serviços ambientais (NAIMAN; DÉCamps, 1997).

Nos espaços rurais, a ocupação desordenada de matas ripárias, aliada às práticas da agricultura intensiva, que inclui o uso de fertilizantes químicos, agrotóxicos e da irrigação, exerce pressão negativa sobre os recursos hídricos (AGUIAR JUNIOR et al., 2015a). Uma das consequências dessa pressão é a redução do nível freático além da capacidade de recarga do sistema pela utilização de água para irrigação, o que provoca alteração na qualidade da água dos rios. Outra consequência é o desmatamento das matas ciliares, com seus inúmeros impactos negativos para o sistema fluvial, como a erosão e a

sedimentação dos canais, o aumento da entrada de nutrientes provenientes do escoamento superficial e subsuperficial da água e a elevação da temperatura da água pelo aumento da insolação em decorrência da ausência da cobertura vegetal (DE PAULA et al., 2011; LEITE et al., 2011; SALEMI et al., 2012). Aguiar Junior et al. (2015a, 2015b) descreveram o aumento dos benefícios do efeito tampão de matas ripárias na melhoria da qualidade da água e na remoção de sedimentos, nutrientes e pesticidas de águas superficiais e subsuperficiais. A capacidade de raízes de árvores em capturar nutrientes de horizontes mais profundos do solo pode aumentar a capacidade de armazenamento de nutrientes no sistema solo-planta e, assim, reduzir a quantidade de nutrientes que de outra forma poderia ser transportado para águas superficiais e subterrâneas através do escoamento superficial e da lixiviação, causando poluição difusa nesses corpos d'água (MICHEL et al., 2007).

Os habitats da zona ripária composta por árvores contribuem de forma significativa para a redução do fluxo de nutrientes, especialmente em bacias agrícolas, pela absorção radicular e incorporação de nutrientes à sua biomassa. A atuação da zona ripária na proteção dos recursos hídricos varia com a densidade das faixas de vegetação, com o estado de desenvolvimento das árvores e arbustos, com a época do ano (devidos às épocas menos ativas das plantas) e ainda com a diversidade de plantas (LOVELL; SULLIVAN, 2006).

A vegetação ripária atua como filtro biológico principalmente pela retenção por absorção e a desnitrificação promovida pelas bactérias denitrificantes, em condições de anaerobiose, e através da retenção microbiana (JENSSSEN et al., 1994). A rizosfera suporta elevada biomassa de microrganismos capazes de degradar, com grande eficiência, herbicidas, inseticidas, entre outros compostos (SCHRÖDER et al., 2004).

No estudo apresentado a seguir, a vegetação ripária composta por árvores atua como barreira linear entre as superfícies terrestres e aquáticas, estabilizando as margens dos cursos de água, o que aumenta a retenção dos sedimentos resultantes da erosão hídrica em zonas adjacentes. Isto, além de evitar a deposição dos sedimentos no sistema aquático com todas as suas implicações, reduz a mobilização de nutrientes que estão associados às partículas sedimentares. Este efeito de filtração constitui uma das mais relevantes funções destas estruturas para a manutenção da qualidade da água dos sistemas de água doce.

Fertilizantes agrícolas contendo nitrogênio são uma das principais causas de eutrofização de aquíferos livres e sistemas fluviais (AGUIAR JUNIOR et al., 2014a; RIBAUDO et al., 2001),

reduzindo a potabilidade de aquíferos e afetando de forma negativa a vida aquática nos ecossistemas fluviais. O aumento das concentrações de nitrato em solos e águas rurais do Brasil são fortemente influenciadas pelo uso da terra, práticas agrícolas de adubação nitrogenada, clima, tipo de solo (LEITE et al., 2011), despejos de esgoto sanitário em fossas, depósitos de lixo urbano, vazamento de rede de esgotos e resíduos enterrados em valas não impermeabilizadas (BERTOL et al., 2005).

Reconhecido o equilíbrio entre os efeitos positivos da conservação e os negativos causados pelos prejuízos e perturbações da alteração da paisagem na vegetação ripária, a abordagem de serviços ambientais pode ser um bom argumento para avaliar os *trade-offs* (ver Capítulo 1) entre os vários serviços e desserviços nesses ecossistemas. O estudo de caso a seguir é um exemplo disso.

4. Estudo de caso de serviços ecossistêmicos hídricos

Este estudo de caso apresenta resultados parciais da avaliação de indicadores de serviços ambientais hídricos promovidos pela vegetação ripária em duas bacias hidrográficas em Ponta Grossa, PR, tendo em vista o seu papel na mitigação de poluentes agrícolas em recursos hídricos superficiais e consequente melhoria da qualidade da água em bacias hidrográficas.

A região do estudo é predominantemente agrícola e se localiza no segundo planalto paranaense. As matas ripárias da bacia do rio Cara-cará são degradadas, devido à forte influência de pressões antrópicas causadas pela agricultura e urbanização. A bacia do rio Quebra-perna foi utilizada como referência em termos de conservação, pois quase toda sua área se encontra dentro do Parque Estadual de Vila Velha, protegido desde a sua criação em 1966. Ambas microbacias fazem parte da bacia do rio Tibagi.

A qualidade e manutenção da vegetação ripária das margens e do canal principal foram avaliadas em 12 visitas a campo, utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG). Foram aplicados os índices: Índice de Ecossistemas Fluviais (IEF), Índice de calidad del bosque de ribera (QBR) e Riparian Quality Index (RQI) (AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA, 2006; DEL TÁNAGO et al., 2006). Em cada bacia, foram definidos 20 locais para avaliação das métricas da largura da vegetação ripária (Figura 1). A vegetação presente nos locais é arbórea ou herbácea, isto é, dependendo do local ocorre um ou outro tipo de vegetação.

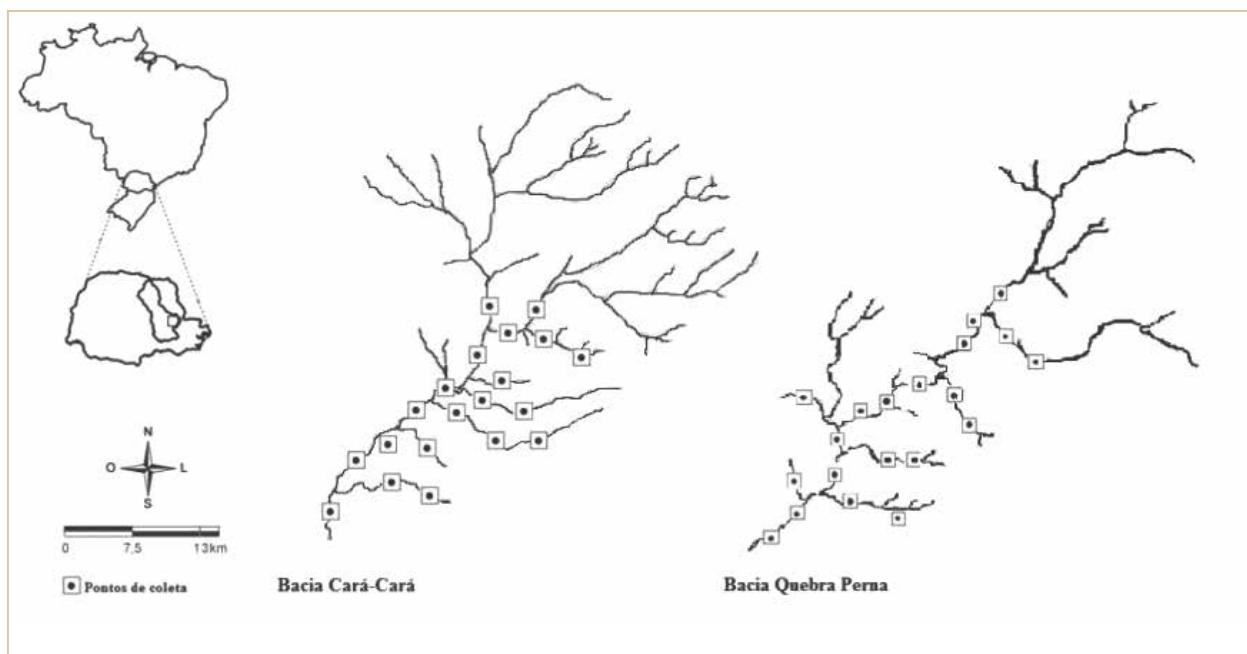


Figura 1. Localização das microbacias estudadas, apresentando os pontos de coleta, no Município de Ponta Grossa, PR.

O índice foi aplicado em duas seções: 1) vegetação ripária e corredor e 2) qualidade do sistema e do canal. Essas duas seções incluem aspectos ecológicos (vegetação ciliar e corredor) e aspectos hidrológicos, de engenharia

e morfológicos (sistema e qualidade de canal) (Tabela 2). Em cada local de amostragem foram analisados aspectos hidrológicos, qualidade do solo, vegetação, topografia e qualidade da água.

Tabela 2. Parâmetros analisados para caracterização das bacias hidrográficas e criação das métricas utilizadas na elaboração do índice.

| Métricas avaliadas | Descrição | Parâmetros analisados |
|---|---|--|
| Integridade da vegetação ripária | Avaliação da qualidade e composição da vegetação ciliar. | Percentual da composição e estrutura da vegetação ripária. |
| Continuidade longitudinal | Análise dos efeitos das atividades antrópicas na continuidade da vegetação ripária. | Efeitos das obras lineares, perpendiculares ou diagonais ao canal. |
| Conectividade transversal e Cobertura da zona ripária | Avaliação da conectividade transversal do corredor ripário e grau de fragmentação do habitat. | Efeitos das diversas atividades antrópicas. |
| Qualidade e estrutura da vegetação ripária | Efeito da vegetação ripária na qualidade do canal fluvial. | Percentual de espécies exóticas e nativas e sua influência na estabilização das margens. |
| Regeneração da vegetação | Analizar as atividades humanas que impedem a regeneração da vegetação. | Efeitos de pesticidas e atividades agropecuárias. |
| Conectividade Vertical | Conectividade vertical entre o canal e a zona ripária de forma que permita a mobilidade de sedimentos e nutrientes. | Avaliação da conectividade vertical em mobilidade de sedimentos e nutrientes. |
| Condições das margens | Avaliação das condições físicas e de suporte das margens. | Efeitos da estabilidade das margens para o canal e vegetação. |
| Naturalidade do canal e substrato | Avaliação do grau de naturalidade do canal. | Avaliação dos efeitos de infraestrutura transversal e demais ações antrópicas. |

A análise espacial da bacia hidrográfica do rio Cara-cará mostrou redução significativa da vegetação ripária em 43%. Nos locais onde a vegetação ripária estava impactada, houve redução da qualidade do canal, das margens e da qualidade da água. Através da aplicação dos índices IEF, QBR e RQI, foi possível avaliar os impactos da redução da vegetação ripária na qualidade do canal principal. Verificou-se que o assoreamento de trechos do canal principal com turbidez > 20 UT (criando zonas de alagamento) e o aumento do fluxo de água em outros, influenciaram as condições ambientais desse canal.

A erosão das margens dos rios em estações chuvosas, que é intensificada pela perda da vegetação ciliar e mau uso do solo, é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas e que exige manobras operacionais, tais como alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares, nas estações de tratamento de águas. Este exemplo mostra também o caráter sistêmico da poluição, ocorrendo inter-relações ou transferência de problemas de um componente (água, ar ou solo) para outro (AGUIAR JUNIOR et al., 2015b). A elevada turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes (AGUIAR JUNIOR

et al., 2015b), pois a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional da água.

No rio Quebra-perna, onde a vegetação ripária é conservada devido à proteção da vegetação promovida pelo parque, a vegetação ripária promoveu uma maior estabilização das margens. O canal do rio possui um transporte normal de sedimentos, tendo a sua turbidez (< 5 UT) dentro dos padrões da Portaria no. 2914, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). A qualidade da água também estava em conformidade com a legislação tendo os teores de nitrato < 0,01 em todos os pontos analisados.

Para avaliar o impacto da agricultura na qualidade da água das bacias, foi avaliada a concentração de nitrogênio total (N), fósforo total (P), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}) e cálcio (Ca^{2+}) na água da zona saturada do solo em 20 poços perfurados na zona ripária. As larguras da vegetação ripária foram 12 m, 36 m e 60 m, sendo zero o ponto na agricultura e 60 m nas margens do rio. As análises físico-químicas e biológicas seguiram os métodos estabelecidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (RICE et al., 2012) (Tabela 3).

Tabela 3. Valores médios e intervalo para os parâmetros químicos de água da zona saturada do solo, obtidos em duas diferentes estruturas de vegetação ripária (arbórea e herbácea) com larguras de 12, 36 e 60 m, n = 9.

| Vegetação ripária | Arbórea | | | Herbácea | | |
|---|--------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | 12 (m) | 36 (m) | 60 (m) | 12 (m) | 36 (m) | 60 (m) |
| N (mg.L^{-1}) | 23.6(± 2.0) ^d | 2.55(± 0.2) ^e | 0.03(± 0.06) ^a | 32.0(± 1.4) ^d | 30.3(± 1.8) ^e | 16.1(± 2.5) ^a |
| P ($\mu\text{g.L}^{-1}$) | 13.9(± 0.5) ^f | 1.7(± 0.4) ^g | 0.03(± 0.02) ^b | 23.4(± 0.9) ^f | 23.5(± 0.7) ^g | 15.1(± 0.8) ^b |
| NO_3^- (mg.L^{-1}) | 13.8(± 0.5) ^h | 2.3(± 0.6) ⁱ | 0.008(± 0.01) ^c | 31.9(± 1.7) ^h | 25.1(± 1.4) ⁱ | 19.2(± 0.8) ^c |
| NO_2^- (mg.L^{-1}) | 0.2(± 0.1) | 0.2(± 0.1) | 0.1(± 0.1) | 0.2(± 0.1) | 0.1(± 0.1) | 0.09(± 0.04) |
| K^+ (mg.L^{-1}) | 0.4(± 0.3) | 0.6(± 0.3) | 0.4(± 0.3) | 0.5(± 0.3) | 0.7(± 0.3) | 0.4(± 0.3) |
| Mg^{2+} (mg.L^{-1}) | 2.4(± 0.2) | 2.5(± 0.2) | 2.5(± 0.3) | 2.1(± 0.1) | 2.4(± 0.1) | 2.3(± 0.2) |
| Ca^{2+} (mg.L^{-1}) | 4.0(± 0.7) | 4.1(± 0.6) | 4.2(± 0.3) | 3.6(± 0.6) | 4.0(± 0.8) | 3.9(± 0.4) |
| pH | 5.0(± 0.2) | 4.9(± 0.2) | 5.1(± 0.2) | 4.5(± 0.5) | 4.7(± 0.1) | 4.9(± 0.3) |

As médias foram calculadas usando dados coletados em triplicata por 4 períodos de amostragem. Os resultados obtidos para as áreas contendo vegetação herbácea apresentaram

diferença significativa pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), em comparação com área composta por vegetação arbórea com a mesma largura.

De acordo com a Portaria no. 2914 (BRASIL, 2011), o teor máximo permitido de nitrato para consumo humano é de 10 mg.L^{-1} na forma de N-NO₃; equivalente a 45 mg.L^{-1} como nitrato (BRASIL, 2011). Dessa forma, a vegetação ripária composta por árvores nas larguras de 36 m e 60 m foi eficiente para reduzir os níveis de nitrato para valores abaixo de $2,3 \text{ mg.L}^{-1}$ em trechos do rio onde a vegetação ripária possui 36 m e para $0,008 \text{ mg.L}^{-1}$ em trechos do rio onde a vegetação ripária possui 60 m. Já as áreas ripárias compostas por grama não foram eficientes na redução do nitrato para níveis abaixo dos valores críticos estabelecidos pela legislação brasileira, obtendo-se $25,1 \text{ mg.L}^{-1}$ para áreas com 36 m e $19,2 \text{ mg.L}^{-1}$ para áreas com 60 m.

Os resultados mostraram que zonas ripárias com predomínio de vegetação arbórea promoveram retenção de materiais lixiviados do solo das culturas agrícolas adjacentes e reduziram o transporte desses compostos aos cursos d'água. Esse tipo de resultado permite questionamentos sobre o montante e a frequência de aplicação de fertilizantes nitrogenados nas culturas, sobre técnicas de conservação de solo, manutenção de vegetação ripária nas propriedades rurais e disponibilidade de água potável para consumo humano.

5. Considerações finais

A discussão apresentada tem a finalidade de mostrar à sociedade e aos gestores públicos a importância dos serviços ambientais hídricos e, em especial, aqueles prestados pelas zonas ripárias, assim como incentivar a incorporação desse conhecimento em programas e políticas de planejamento e decisão sobre o uso e manejo da terra. A continuidade desses estudos, assim como de pesquisas que avaliem os efeitos da vegetação ripária na produção de água em bacias hidrográficas, é necessária para valorar (precificar) melhor esses serviços e definir como o uso e o manejo da terra podem contribuir para o aumento dos serviços ambientais hídricos.

Agradecimentos

Agradecemos as seguintes fontes pelo suporte e financiamento: Termo de Cooperação Técnica Embrapa-lapar no. 21500.10/0008-2 e projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01.

Referências

AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA. **Protocolo HIDRI:** protocolo para la valoracion de la calidad hidromorfologica de los ríos. [S.I.], 2006. 160 p. Disponible em: <http://www.chj.es/es-es/ciudadano/participacion_publica/Documents/Plan%20Hidrol%C3%B3gico%20de%20cuenca/Protocolo_para_valoracion_calidad_hidromorfologica_rios.pdf>. Acesso em: 17 out. 2014.

AGUIAR JUNIOR, T. R.; BORTOLOZO, F. R.; HANSEL, F. A.; RASERA K.; FERREIRA M. T. Riparian buffer zones as pesticide filters of no-till crops. **Environmental Science and Pollution Research**, Heidelberg, 2015a. In press.

AGUIAR JUNIOR, T. R.; RASERA K.; PARRON L. M.; BRITO A. G.; FERREIRA M. T. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: the impact of no-till crops practices. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 149, p. 74-80, 2015b.

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O. J. Perdas de nitrogênio via superfície e subsuperfície em sistema de semeadura direta. **Floresta**, Curitiba, v. 35, p. 429-442, 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, v. 239, seção 2, p. 39-46, 14 dez. 2011.

BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environmental Resources**, Palo Alto, v. 20-30, p. 1-32, 2007.

DANIELS, R. B.; GILLIAM, J. W. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 246-251, 1996.

DE GROOT, R. S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, p. 260-272, 2010.

DE PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; GERHARD, P.; VETTORAZZI, C. A.; FERREIRA, A. Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of southeast Brazil. **Environmental Management**, New York, v. 48, n. 4, p. 750-763, 2011.

DEL TÁNAGO, G.; GARCÍA DE JALÓN, M. D.; LARA, F.; GARILLETI, R. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la Directiva Marco del Agua. **Ingeniería Civil**, v. 143, p. 97-108, 2006.

DENNIS, P.; THOMAS, M. B.; SOTHERTON, N. W. Structural features of field boundaries which influence the overwintering densities of beneficial arthropod predators. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 31, p. 361-370, 1994.

JENSSON, P. D.; MAEHLUM, T.; ROSETH, R.; BRASKERUD, B.; SYERSEN, N.; NJOS, A.; KROGSTAD, T. The potential of natural ecosystem self-purifying measures for controlling nutrient inputs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 29, p. 6-12, 1994.

LEITE, N. K.; KRUSCHE, A. V.; CABIANCHI, G. M.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L. Groundwater quality comparison between rural farms and riparian wells in the Western Amazon, Brazil. **Química Nova**, São Paulo, n. 1, v. 34, p. 11-15, 2011.

LOVELL, S. T.; SULLIVAN, Y. W. C. Environmental benefits of conservation buffers in the United States: Evidence, promise, and open questions. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, v. 112, p. 249-260, 2006.

MICHEL, G. A.; NAIR, V. D.; NAIR, P. K. R. Silvopasture for reducing phosphorus loss from subtropical sandy soils. **Plant and Soil**, The Hague, v. 297, p. 267-276, 2007.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: global assessment reports**. Washington, DC: Island Press, 2005.

NAIMAN, R. J.; DÉCamps, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621-658, 1997.

RIBAUDO, M. O.; HEIMLICH, R.; CLAASSEN, R.; PETERS, M. Least-cost management of nonpoint source pollution: source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi Basin. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 37, p. 183-197, 2001.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washinton, DC: American Public Health Association, 2012. 1496 p.

SALEMI, L. F.; GROOPPO, J. D.; TREVISAN, R.; MORAES, J. M.; LIMA, W. P.; MARTINELLI, L. A. Riparian vegetation and water yield: a synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454, p. 195-202, 2012.

SCHRÖDER, J. J.; SCHOLEFIELD, D.; CABRAL, R.; HOFMAN, G. The effects of nutrient losses from agriculture on ground and surface water quality: the position of science in developing indicators for regulation. **Environmental Science Policy**, v. 7, p. 15-23, 2004.

TURNER, R. E.; RABALAIS, N. N. Linking landscape and water quality in the Mississippi River Basin for 200 years. **BioScience**, Washington, DC, v. 53, p. 563-572, 2003.

ZHANG, X.; LIU, X.; ZHANG, M.; DAHLGREN, R.; EITZEL, M., A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. **Journal of Environment Quality**, v. 39, p. 76-84, 2010.

Considerações teórico-metodológicas sobre o processo de valoração dos recursos naturais

Junior Ruiz Garcia, Júlio César dos Reis, José Mauro Magalhães Ávila Paz Moreira,
Caroline Ferronato

Resumo: uma forma de mostrar e avaliar a importância dos recursos naturais para a sociedade é a partir da sua valoração e avaliação. No entanto, a valoração dos recursos naturais tem se mostrado um desafio para a ciência econômica em função da complexidade da dinâmica ecossistêmica e da existência de valores ecológicos e sociais. Desse modo, nós apresentamos alguns pontos relacionados à concepção de valor dos recursos naturais e apresentar em linhas gerais os principais métodos de valoração. Contudo, ressalta-se que não se pretende aqui realizar uma discussão detalhada sobre os métodos e suas aplicações, mas apenas identificar como essas técnicas podem ser úteis na avaliação de situações práticas como as observadas em nosso dia a dia.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, valor dos recursos naturais, métodos de valoração.

Theoretic and methodological considerations regarding the process of valuation of natural resources

Abstract: One way of showing and assessing the importance of natural resources to society is based on their valuation and assessment. However, the valuation of natural resources has been a challenge for economics due to the complexity of ecosystem dynamics and the existence of ecological and social values. Hence, we present some aspects related to the concept of natural resource values and to outline the main valuation methods. Nevertheless, we emphasize that we do not intend to perform here a detailed discussion of valuation methods and their application, but only describe how these techniques can be useful in the assessment of practical situations observed on a daily basis.

Keywords: ecosystem services, value of natural resources, valuation methods.

1. Introdução

Ao longo dos três últimos séculos, uma parcela significativa da sociedade global vivenciou um rápido e intensivo avanço tecnológico na atividade econômica, iniciado com a primeira revolução industrial. Se por um lado, esse processo alterou profundamente o estilo de vida das pessoas, por outro tem sido responsável pela destruição maciça de inúmeros *habitats* naturais (ecossistemas).

A escala que a degradação dos ecossistemas alcançou a partir da década de 1970, pode, agora, comprometer a própria permanência da espécie humana no Planeta, considerando que a intensificação da atividade econômica, afeta, direta e

indiretamente, a dinâmica natural dos ecossistemas e sua capacidade de prover os bens e serviços necessários para o próprio sistema econômico e para a manutenção da vida no Planeta. Segundo Comune (1994, p. 45-46), “se no passado a economia condicionou a utilização do meio ambiente, sem se preocupar com a degradação e exaustão de seus recursos, atualmente parece ser o meio ambiente que deve condicionar a economia”.

Ainda nesse sentido, para Merico (2002, p. 21), “o que antes era considerado serviço proporcionado gratuitamente pela natureza” – por exemplo, água “limpa” ou potável –

"tem aparecido fortemente associado a custos" –, resultante da construção de complexas estruturas de recuperação de importantes bens e serviços ecossistêmicos, tais como tratamento de água, que, por sua vez, utilizam volumes significativos de compostos químicos, encarecendo um "bem" que estava disponível no ambiente a custos relativamente baixos.

Uma forma de mostrar a importância dos bens e serviços ecossistêmicos para a sociedade é a partir da valoração e avaliação dos recursos naturais. No entanto, a valoração dos recursos naturais tem se mostrado um desafio para a ciência econômica, porque é preciso levar em conta à complexidade ecossistêmica e a existência de valores ecológicos e sociais (MAY, 2010), além do valor econômico.

Neste contexto, o objetivo desse capítulo é apresentar as principais concepções teóricas a respeito do valor dos recursos naturais e os principais métodos para a sua valoração. Não se pretende realizar uma discussão detalhada sobre os métodos e suas aplicações, mas apenas identificar como essas técnicas podem ser úteis na avaliação de situações práticas como as observadas em nosso dia a dia.

2. Os valores dos recursos naturais – aspectos conceituais

2.1. O valor dos recursos naturais na economia do meio ambiente

A concepção de valor dos recursos naturais da economia do meio ambiente (EMA) é construída a partir dos princípios de individualismo metodológico¹, maximização, utilitarismo / bem-estar e equilíbrio. Nesse sentido, destaca-se que o bem-estar não é uma variável estritamente econômica, mas para a visão neoclássica, expressaria todo um conjunto de variáveis não econômicas, que, por sua vez expressa os valores sociais (AMAZONAS, 2009) dos bens. Ainda, define-se que o nível de bem-estar é representado pelo ordenamento das preferências individuais, expresso em unidades monetárias.

Assim sendo, a concepção de valor dos recursos naturais apoia-se na teoria do bem-estar e dos bens públicos e no conceito de externalidades. Desta maneira, o valor dos recursos naturais pode ser obtido a partir da função utilidade dos indivíduos, que representará a disposição a pagar ou a receber em termos de variação no provimento dos serviços ambientais (AMAZONAS, 2009). Dentro desse arcabouço

teórico, a concepção de valor dos recursos naturais seria então expressa unicamente em termos monetários.

Neste contexto, e em virtude das especificidades dos bens e serviços oferecidos pelo meio ambiente, pode-se definir que o valor econômico total (VET) dos recursos naturais será composto pelo valor de uso (utilidade) e de não uso (social). Os valores "não econômicos" correspondem aos valores de não uso, denominado "valor de existência" (SEROA DA MOTTA, 2006).

O valor de uso é aquele que a sociedade atribui a um determinado recurso natural pelo seu uso efetivo no presente ou uso potencial no futuro, composto pelo valor de uso direto, indireto e de opção. O valor de uso direto é aquele relacionado ao uso direto de determinado recurso natural. Considerando que um mesmo recurso natural possa ter vários usos distintos, este poderá ter vários valores de uso direto. Por exemplo, o uso direto de uma floresta pode ser a extração de madeira, consumo de frutos, taxa de visitação etc. Por sua vez, o valor de uso indireto está associado ao uso indireto dos recursos naturais, por exemplo, purificação da água, contenção da erosão, formação do solo, ciclagem de nutrientes, polinização, controle biológico e regulação da composição dos gases atmosféricos. Por fim, o valor de opção que segundo Ortiz (2003, p. 83), representa "[...] a disposição a pagar de um indivíduo pela opção de usar ou não o recurso natural no futuro". Por exemplo, manter áreas naturais para no futuro obter os benefícios advindos de produtos originados de recursos genéticos ainda não descobertos de plantas e animais tropicais (SEROA DA MOTTA, 2006).

O valor de existência não deve estar relacionado a nenhum uso efetivo no presente ou uso potencial no futuro do recurso natural. Relaciona-se, assim, ao conceito de valor intrínseco dos recursos naturais. Esse valor expressaria os elementos éticos e morais da sociedade, proporcionando uma das ligações entre economistas e ambientalistas (PEARCE; TURNER, 1990). Neste sentido, tem sido proposto um conjunto de elementos para justificar o valor de existência, sintetizado em alguma forma de altruísmo do ser humano, no sentido de cuidar de outros seres vivos (PEARCE; TURNER, 1990; SEROA DA MOTTA, 2006).

Existe um relativo "consenso" ou, pelo menos, um reconhecimento na análise da problemática ambiental neoclássica de que os recursos naturais têm um valor econômico positivo, porque direta ou indiretamente a

¹ Esse princípio permite identificarmos qual a preferência do indivíduo em relação à determinada situação e, assim, determinar o preço que ele está disposto a pagar para alcançar determinado nível de satisfação.

sociedade os utiliza para elevar o seu grau de bem-estar. Entretanto, como poderá ser observada na terceira seção, a prática usual da valoração monetária dos recursos naturais tem por objetivo basicamente identificar seu valor de uso, quando muito seu valor de opção, mas todos são expressos unicamente na métrica monetária.

2.2. O valor dos recursos naturais na economia ecológica

A construção da concepção de valor para a economia ecológica (EE) envolve a distinção entre valor, sistemas de valor e valoração. O termo “valor”, *latu sensu*, diz respeito à contribuição que um objeto ou ação possa ter para que se alcance determinado objetivo (FARBER et al., 2002; ORTIZ, 2003). Neste sentido, o valor pode estar relacionado a um sistema individual de valor, que determinará a importância relativa para o indivíduo de uma ação ou objeto em relação a outras a partir de suas percepções (COSTANZA, 2004; FARBER et al., 2002). Dessa forma, o valor é resultado de um processo comparativo.

Farber et al. (2002) e Costanza (2004) entendem os “sistemas de valor” como um amplo conjunto de normas e preceitos psíquicos que servem de guia para o julgamento da ação humana. Esses sistemas representam estruturas normativas e morais que a sociedade utiliza para atribuir importância às suas crenças, ações e necessidades. Por fim, a “valoração” representa o processo pelo qual se estima o valor de determinado objeto ou ação, como por exemplo, o valor da biodiversidade, o valor do controle natural de doenças e pragas, benefícios ou oportunidades de recreação e beleza cênica. Enfim, a valoração proporciona uma oportunidade para que seja realizada uma avaliação científica (FARBER et al., 2002) dos benefícios apreendidos dos ecossistemas pela sociedade.

Contudo, é importante considerar que é preciso reconhecer e legitimar a valoração dos recursos naturais “[...] em virtude do reconhecimento da existência de ‘valores’ associados à conservação e uso sustentável dos recursos ambientais que, em larga medida, não são expressos pelo sistema de preços de mercado, ou seja, são ‘externos’ a tal sistema, embora não dissociados deste” (AMAZONAS, 2009, p. 184). Esse reconhecimento não significa que todos os valores devam ser expressos na métrica monetária, como propõe a EMA, mas que eles pertencem a um conjunto de valores, por exemplo ecológicos, socioculturais, individuais ou coletivos. Neste contexto, haveria duas categorias de valores

dos recursos naturais: intrínsecos e instrumentais (FARBER et al., 2002; GOULDER; KENNEDY, 1997).

O valor intrínseco reconhece o direito de existência de todos os seres vivos e seu papel na manutenção dos ecossistemas, representado pelo valor ecológico dos recursos naturais. Assim, todos os seres vivos seriam colocados em paridade com os direitos dos humanos de alcançar o bem-estar. O valor instrumental, por sua vez, reflete a diferença que qualquer ação ou objeto proporcione no grau de bem-estar humano. Neste sentido, o valor instrumental, tal como o valor econômico, são, por natureza, conceitos antropocêntricos (FARBER et al., 2002).

Desta maneira, a compreensão de “valor” deve ser entendida não somente em termos “economicistas”, mas pertencente a um conjunto de valores que não necessariamente serão expressos na métrica monetária, ou mesmo que estejam associados ao uso direto ou indireto, presente ou futuro de determinado recurso natural. Assim, sob a perspectiva da EE, o processo de valoração envolve a integração dos objetivos de escala sustentável das atividades humanas, justiça social e eficiência econômica, de maneira que qualquer definição de valor ou método de valoração deve considerar estes objetivos na devida medida (ANDRADE, 2010).

Por fim, deve-se considerar que o processo de valoração dos recursos naturais depende de uma criteriosa avaliação ecossistêmica, cujo objetivo seria o de identificar as funções ecossistêmica e serviços ambientais providos por determinado ecossistema. Isto porque é fundamental compreender de maneira aprofundada a complexidade dos ecossistemas em avaliação e suas relações com a dinâmica socioeconômica (ROMEIRO; MAIA, 2010).

3. Métodos de valoração monetária dos recursos naturais

Os recursos naturais contribuem direta ou indiretamente para a geração de renda econômica, aumento do bem-estar humano e/ou prevenção de danos socioeconômicos. Dessa forma, qualquer decisão que afete negativa ou positivamente o sistema natural deve considerar, na devida medida, suas perdas ou ganhos. Contudo, é preciso ter consciência que o valor econômico de uma mercadoria não reflete fielmente sua importância ou seu custo (HEAL, 1999). Desta maneira, a sociedade precisa reconhecer o valor do sistema natural para o seu bem-estar (LIU et al., 2010) e tentar, na medida do possível, incorporar este valor nos valores econômicos das mercadorias produzidas e consumidas pela sociedade.

Todavia, a maior parte dos recursos naturais não tem sistema de preços, porque não são comercializados. Por conseguinte, inexistem indicativos de mercado sobre o estado geral dos ecossistemas que permitam determinar uma adequada escala de uso. Visando enfrentar esse desafio, um conjunto de métodos tem sido desenvolvido para tratar desse ponto, que, a grosso modo, podem ser divididos em dois grandes grupos: i) valoração monetária e ii) valoração não monetária (LIU et al., 2010)².

De acordo com Liu et al. (2010), o uso de medidas monetárias pressupõe que os indivíduos estejam dispostos a transacionar serviços ambientais. O valor do recurso natural será baseado em bens e serviços econômicos, os quais têm sistemas de preços bem definidos. Assim, a proposta da valoração monetária é mensurar os custos ou benefícios envolvidos nas mudanças no estado geral dos ecossistemas por meio de “preços sombras”³. Esses métodos podem ser agrupados em: diretos e indiretos, conforme demonstrado na Figura 1.

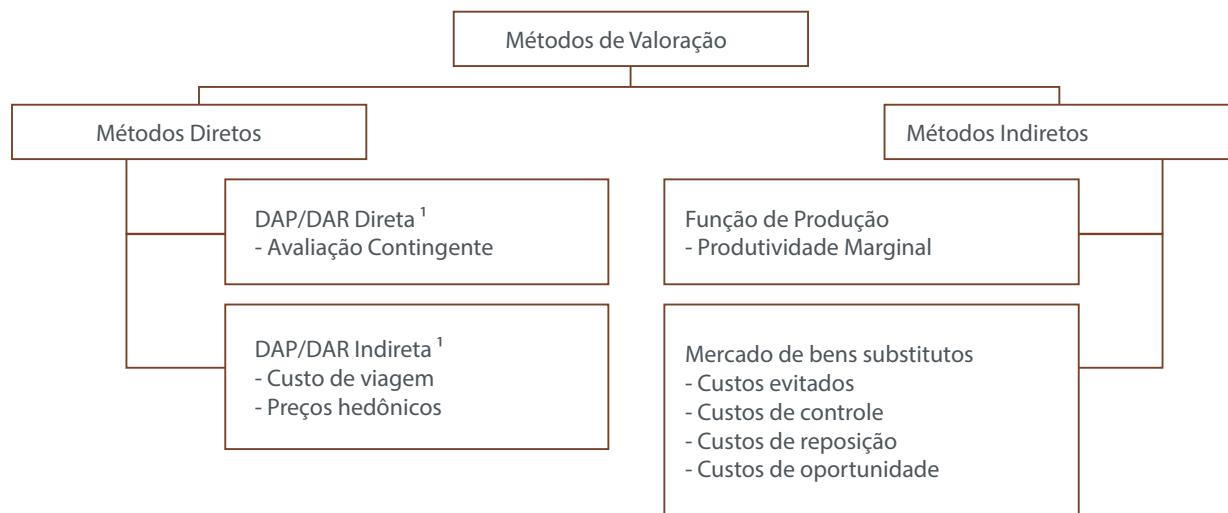


Figura 1. Métodos de Valoração Monetária dos Recursos Naturais. 1) DAP - Disposição a pagar; DAR - Disposição a receber.
Fonte: Elaborado pelo autor com base em Maia et al. (2004); Mota et al. (2010); Muller (2007); Pearce e Turner (1990); Ortiz (2003).

De maneira geral, os métodos de valoração monetária podem ser considerados como uma extensão do arcabouço teórico da microeconomia do bem-estar, apoiados no conceito de excedente do consumidor e do produtor, custo de oportunidade, noção de disposição a pagar e a receber, eficiência econômica, equilíbrio geral e bem-estar social (MULLER, 2007). Dessa forma, os métodos indiretos estimam o valor econômico de um recurso natural com base em uma função de produção, que relaciona o recurso natural em questão a bens “substitutos” ou mesmo a sua reposição por outros disponíveis no mercado, portanto, com preços observáveis no mercado (ORTIZ, 2003). Assim sendo, os principais métodos indiretos são (MAIA et al., 2004; PEARCE; TURNER, 1990; SEROA DA MOTTA, 1997):

- ✓ Função de produção: avalia o valor do recurso natural em função de sua contribuição para a produção de serviços econômicos. Estes métodos podem ser:

- ✓ Produtividade marginal: o meio ambiente é considerado um fator de produção que pode afetar a produtividade das atividades econômicas. Assume-se que o valor de determinado recurso natural na função de produção representa seu valor de uso. Assim, a valoração tem por objetivo encontrar a correlação entre uma variação no recurso natural (quantidade e/ou qualidade) e as alterações na produção de bens econômicos, negociados no mercado. A partir dessa relação, o valor do recurso natural será estimado a partir dos impactos físicos na sua exploração econômica ao longo do tempo e nos preços de mercado do produto.

- ✓ Produção sacrificada: aplicado em situações em que existem riscos ambientais associados à saúde humana, que resultaria na perda temporária ou permanente da capacidade de gerar renda do indivíduo afetado. Por exemplo, a perda prematura de uma vida humana

² A valoração não-monetária não será objeto desse capítulo.

³ Os “preços sombras” correspondem aos preços de bens e serviços econômicos comercializados nos mercados que serão utilizados para a valoração dos recursos naturais. Em outras palavras, o “preço sombra” poderia ser considerado o custo de oportunidade da perda de determinado recurso natural (SEROA DA MOTTA, 1997).

representa um custo de oportunidade para a sociedade, o valor do recurso natural afetado será equivalente ao valor presente líquido dos rendimentos que seriam gerados pelo indivíduo ao longo de sua vida.

✓ Mercado de bens substitutos: quando não é possível calcular diretamente a perda do recurso natural, pela ausência de preços de mercado, é possível obtê-la com base no preço de bens substitutos perfeitos. Os principais métodos são:

✓ Custo de reposição: consiste em estimar o custo de reposição do recurso natural “danificado”, cujo objetivo é restabelecer sua condição “original”, supondo que a degradação ambiental seja reversível.

✓ Custos evitados: o valor é estimado com base nos gastos com ações ou bens defensivos, substitutos ou complementares, para garantir o fluxo do produto que depende do recurso natural. O método é útil para estimar os custos incorridos para não modificar a quantidade consumida ou a qualidade do recurso natural.

✓ Custos de controle: utiliza os gastos incorridos pelos usuários para evitar uma variação no fluxo de recursos naturais. O valor será obtido a partir do custo para melhorar a capacidade de resposta do ecossistema em decorrência dos efeitos da degradação, para garantir o grau de bem-estar das gerações futuras.

✓ Custo de oportunidade: estima o custo de oportunidade da não realização de outras atividades econômicas que poderiam ser desenvolvidas na área de proteção do recurso natural, portanto, “representaria” uma perda econômica para a sociedade. Assim, o cálculo do valor do dano ambiental será obtido a partir da melhor alternativa para o uso do recurso natural.

✓ Custo irreversível: estima o custo de recuperação do recurso natural a partir do entendimento de que o gasto realizado no ecossistema é irrecuperável (a fundo perdido). Isto porque, em alguns casos, pode não haver retorno econômico conhecido na recuperação do ecossistema degradado. Esse cálculo é considerado pelo Poder Público quando se deseja recuperar determinados ambientes degradados, embora a proteção dos ecossistemas também tenha ganhado força no setor privado.

Um ponto importante a ser destacado é que os métodos indiretos captam apenas os valores de uso direto e indireto do recurso natural, quando muito, seus valores de opção. Isso ocorre porque as técnicas baseiam-se em “preços

sombrias”. De outra forma, esses métodos não captam valores não econômicos. Por esta razão, o valor econômico total do recurso natural tende a ser subestimado (ORTIZ, 2003; SEROA DA MOTTA, 2006; UNITED KINGDOM, 2007).

Visando contornar essa limitação, a EMA apresenta os métodos diretos, que procuram captar os valores dos recursos naturais a partir das preferências dos agentes, e da “criação” de mercados hipotéticos ou com auxílio de mercados de bens complementares, cujo objetivo é revelar a disposição a pagar (DAP) ou a receber (DAR) dos indivíduos em termos da variação quantitativa e/ou qualitativa dos benefícios ambientais. Segundo Ortiz (2003), os métodos diretos procuram identificar ou revelar as preferências individuais dos agentes pelos recursos naturais via consulta direta. A estimativa do valor é obtida, simplesmente, perguntando-se aos agentes qual a sua DAP pela recuperação e/ou preservação de um ecossistema ou fluxo de bens e serviços ecossistêmicos, ou a sua DAR pela perda do benefício ambiental (MULLER, 2007)⁴. Os principais métodos são: DAP-direta ou DAR-direta e DAP-indireta ou DAR-indireta (MAIA et al., 2004; SEROA DA MOTTA, 1997).

A DAP procura identificar qual é o montante máximo que um indivíduo estaria disposto a pagar para obter um aumento na - ou manter a – provisão de determinado bem ou serviço ecossistêmico, ou para evitar a degradação de determinado recurso natural. Por outro lado, a DAR busca identificar qual é o menor valor que um indivíduo estaria disposto a receber, como forma de compensar uma redução na provisão ou um aumento na degradação de determinado recurso ambiental.

O principal método direto é a avaliação contingente (MAC) ou valoração contingente (MVC). Esse método consiste na aplicação de questionários em uma amostra de indivíduos, cujo objetivo é que eles declarem suas preferências em relação aos recursos naturais não comercializados no mercado (MAIA et al., 2004; MOTA et al., 2010). Assim, esse método simula um mercado hipotético. Ao indivíduo são informados os atributos do recurso natural que será valorado, porém não é revelado que o mercado para esse bem não existe. A partir dessas premissas o indivíduo é questionado sobre sua DAP para prevenir ou sua DAR para aceitar uma variação na provisão de determinado recurso natural.

⁴ Existe uma série de cuidados metodológicos que devem ser tomados para a aplicação desse método. Para mais detalhes em relação a esse ponto, ver: Maia et al. (2004), Mota et al. (2010), Ortiz (2003) e Seroa da Motta (2006).

É importante destacar que o MVC é praticamente o único método que consegue captar os valores não econômicos (valores de não uso), logo, estimando o valor econômico total do recurso natural avaliado. Esse método se destaca por ser flexível e adaptável a quase todas as situações de valoração monetária. No entanto, sua aplicação exige atenção especial quanto ao planejamento e execução da pesquisa, que deve ter rigor metodológico. Além disso, apresenta um elevado custo de aplicação e vários problemas metodológicos¹⁰ (MAIA et al., 2004; MOTA et al., 2010).

A identificação da DAP ou DAR indiretas se baseia no mercado para bens complementares. Os principais métodos são (MAIA et al., 2004; PEARCE; TURNER, 1990; SEROA DA MOTTA, 1997):

➤ Preços hedônicos: estabelece uma relação entre os atributos ambientais de um bem econômico e seu preço de mercado, ou seja, baseia-se no pressuposto de que o preço de alguns bens varia em função do valor de outros bens,

portanto, “complementares”. A mensuração da diferença de preços entre bens similares, porém com atributos ou bens complementares distintos, representaria a disposição a pagar do indivíduo para usufruir do benefício de um recurso natural.

➤ Custo de viagem: consiste no somatório dos gastos realizados pelos indivíduos para usufruírem dos benefícios fornecidos pelos recursos naturais. Poderia ser o custo total de visitação para acessar um local natural específico, como por exemplo um parque ou uma reserva natural. Esse valor poderá ser considerado a máxima disposição a pagar do indivíduo pelos recursos ambientais oferecidos pelo parque ou reserva em questão.

Embora o uso da valoração econômica dos recursos naturais tenha recebido inúmeras críticas, seja pelas deficiências metodológicas ou por questões éticas, os métodos de valoração têm sido amplamente utilizados no Brasil (Tabela 1).

Tabela 1. Indicação da aplicação de alguns métodos de valoração dos recursos naturais.

| Método de valoração utilizado | Componente capturado do valor econômico total | Recursos valorados | Estudos |
|-------------------------------|---|---|-----------------------------------|
| Custos de viagem | Uso direto e indireto e de opção | Parque Nacional da Serra Geral, divisa de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. | Maia e Romeiro (2008) |
| Valoração contingente | Uso direto e indireto, opção e existência | Jardim Botânico da Fundação Zoo-Botânica, Belo Horizonte. | Andrade et al. (2013) |
| Custo de reposição | Uso direto e indireto | Custos econômicos da erosão do solo agrícola na produção de soja no cerrado piauiense. | Dantas e Monteiro (2010) |
| Preços hedônicos | Uso direto e indireto e de opção | Avaliar o impacto do Projeto de Investimento em Pavimentação e Esgotamento Sanitário em São Bento do Sul, SC. | Coelho de Faria et al. (2008) |
| Custos evitados | Uso direto e indireto | Impactos da poluição atmosférica em São Paulo. | Miraglia et al. (2005) |
| Custos de controle | Uso direto e indireto | Avaliação do controle da poluição causada pelos dejetos de suínos. | Romeiro et al. (2010) |
| Custos de oportunidade | Uso direto e indireto | Valoração dos recursos hídricos. | Garcia (2012) |
| Produção sacrificada | Uso direto e indireto | Conservação da biodiversidade no Quênia. | Norton-Griffiths e Southey (1995) |
| Produtividade marginal | Uso direto e indireto | Benefícios da exploração da Floresta Amazônica no Peru. | Peters et al. (1989) |
| Custos irreversíveis | Uso direto e indireto | Valoração dos impactos ambientais em unidades de conservação. | Peixoto e Willmersdorf (2002) |

*Fonte: Preparado com base em Romeiro e Maia (2010) e Seroa da Motta (1997).

⁵ Para uma discussão aprofundada em relação a esse ponto ver: Maia et al. (2004) e Motta (1997).

Em síntese, este conjunto de métodos de valoração é suficiente apenas para estimar a dimensão econômica do recurso natural, desde que existam informações suficientes sobre provimento dos bens e serviços ecossistêmicos. A obtenção das informações depende de uma criteriosa avaliação ecossistêmica. De modo geral, a falta de um esforço interdisciplinar leva os economistas ambientais a se basearem em modelos ecológicos extremamente reducionistas, além de realizar avaliações isoladas, economicistas, resultando em subestimação dos valores monetários dos recursos naturais. Ainda, os métodos da EMA não consideram na devida medida as dimensões não monetárias dos recursos naturais. Contudo, a valoração monetária representa um grande avanço para melhorar a gestão ambiental, uma vez que sinaliza para a sociedade a importância de determinado recurso natural.

4. Considerações finais

O presente capítulo buscou identificar as principais concepções teóricas associadas à determinação do valor dos recursos naturais assim como identificar, em linhas gerais, os principais métodos de valoração usualmente aplicáveis. Contudo, como destacado ao longo do texto, este conjunto de métodos de valoração é suficiente apenas para estimar a dimensão econômica de um recurso natural, desde que existam informações suficientes sobre o provimento dos serviços ambientais.

A principal dificuldade na obtenção das informações necessárias para a elaboração de um modelo consistente de valoração está centrada na realização da avaliação ecossistêmica. Isso porque, de modo geral, carecemos de um esforço interdisciplinar na busca de modelos mais complexos, que permitam a identificação das relações socioambientais e das funções ecossistêmicas, que são ponto de partida para um processo de valoração consistente e abrangente.

Essa dificuldade induz os pesquisadores a se basearem em modelos ecológicos extremamente reducionistas e a realizarem avaliações isoladas, o que resulta em subestimativa dos valores monetários dos serviços ambientais. Por fim, ressalta-se que os métodos apresentados não consideram na devida medida as dimensões não monetárias dos recursos naturais.

Agradecimentos

Ao projeto Embrapa-MP2 no. 02.11.01.031.00.01 pelo suporte e financiamento.

Referências

- AMAZONAS, M. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. *Economia e Sociedade*, Campinas, v. 18, n. 1, p. 183-212, abr. 2009.
- ANDRADE, D. C.; MENDONÇA, M. P. de; WINDHAM-BELLORD, K. V.; RESENDE, F. DE M.; VERÍSSIMOS, M. P. Valoração econômica do Jardim Botânico da Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte, Minas Gerais. *Revista Debate Econômico*, Alfenas, v. 1, n. 1, p. 5-30, jan./jun. 2013.
- ANDRADE, D. C. **Modelagem e valoração de serviços ecosistêmicos:** uma contribuição da economia ecológica. 2010. 268 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico Espaço e Meio Ambiente) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- COELHO DE FARIA, R.; TABAK, B. M.; LIMA, A. P.; PEREIRA, S. D. P. S. Uma aplicação do método de preços hedônicos no setor saneamento: o projeto de São Bento do Sul-SC. *Planejamento e Políticas Públicas*, Brasília, DF, n. 31, 2008.
- COMUNE, A. E. Meio ambiente, economia e economistas: uma breve discussão. In: MAY, P.; SEROA DA MOTTA, R. (Org.). **Valorando a natureza**. Rio de Janeiro: Campus, 1994. p. 45-59.
- COSTANZA, R. Value theory and energy. *Encyclopedia of Energy*, v. 6, p. 337-346, 2004.
- DANTAS, K. P.; MONTEIRO, M. do S. L. Valoração econômica dos efeitos internos da erosão: impactos da produção de soja no cerrado piauiense. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, Brasília, DF, v. 48, n. 4, out./dez. 2010.
- FARBER, C. S.; COSTANZA, R.; WILSON, M. A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics*, Amsterdam, v. 41, n. 3, p. 375-392, jun. 2002. Special issue: The dynamics and value ecosystem services: integrating economic and ecological perspectives.
- GARCIA, J. R. **Valoração, cobrança pelo uso da água e a gestão das bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira: uma abordagem econômico-ecológica**. 2012. 294 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GOULDER, L. H.; KENNEDY, D. Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. In: DAILY, G. C. **Nature's services**: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC: Island Press, 1997. p. 23-46.

HEAL, G. M. **Valuing ecosystem services**. New York: Columbia Business School: Columbia University, 1999. 10 p. (PaineWebber working paper series in money, economics and finance, PW-98-12).

LIU, S.; COSTANZA, R.; FARBER, S.; TROY, A. Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a trans-disciplinary synthesis. **Annals of the New York Academy of Sciences**, n. 1185, p. 54-78, Jan. 2010.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R. Validade e confiabilidade da valoração econômica: um estudo do método de custo de viagem aplicado ao Parque Nacional da Serra Geral. **Revista de Economia Aplicada**, Ribeirão Preto, v. 12, n. 1, p. 103-123, jan./mar. 2008.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P. **Valoração de recursos ambientais**: metodologias e recomendações. Campinas: Instituto de Economia, UNICAMP, 2004. (IE/UNICAMP. Texto para discussão, 116).

MAY, P. Apresentação da segunda edição. In: MAY, P. (Org.). **Economia do meio ambiente**: teoria e prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. p. ix-xvi.

MERICO, L. F. K. **Introdução à economia ecológica**. 2. ed. Blumenau: EDIFURB, 2002. 129 p.

MIRAGLIA, S. G. K.; SALDIVA, P. H.; BÖHM, G. M. An evaluation of air pollution health impacts and costs in São Paulo, Brazil. **Environmental Management**, New York, v. 5, n. 35, p. 667-676, May, 2005.

MOTA, J. A.; BURSTZYN, M.; CÂNDIDO JUNIOR, J. O.; ORTIZ, R. A. A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas. In: MAY, P. (Org.). **Economia do meio ambiente**: teoria e prática. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. p. 265-287.

MULLER, C. C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília, DF: UnB: Finatec, 2007. 562 p.

NORTON-GRIFFITHS, M.; SOUTHEY, C. The opportunity costs of biodiversity conservation in Kenya. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 12, n. 2, p. 125-139, 1995.

ORTIZ, R. A. Valoração econômica ambiental. In: MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. (Org.). **Economia do meio ambiente**: teoria e prática. Rio de Janeiro: Campus, 2003. p. 81-99.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. London: Harvester Wheatsheaf, 1990. 392 p.

PEIXOTO, S. L.; WILLMERSDORF, O. G. **Modelo de valoração econômica dos impactos ambientais em unidades de conservação**. Brasília, DF: IBAMA, 2002. Disponível em: <<http://goo.gl/tQZ2le>>. Acesso em: 26 ago. 2014.

PETERS, C. M.; GENTRY, A. H.; MENDELSON, R. O. Valuation of an Amazonian Rainforest. **Nature**, London, n. 339, June, 1989.

ROMEIRO, A. R.; MAIA, A. G. **Avaliação de custos e benefícios ambientais**. Brasília, DF: ENAP, 2010. Apostila.

ROMEIRO, A. R.; MAIA, A. G.; JUSTO, M. C. Custo-efetividade de tratamentos de dejetos de suínos no Oeste Catarinense. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 48., 2010, Campo Grande. [Anais eletrônicos...]. 2010. Disponível em: <<http://www.sober.org.br/palestra/15/137.pdf>>. Acesso em: 27 jan. 2015.

SEROA DA MOTTA, R. **Economia ambiental**. Rio de Janeiro: FGV, 2006. 228 p.

SEROA DA MOTTA, R. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997. Disponível em: <<http://goo.gl/Pby8eq>>. Acesso em: 25 nov. 2014.

UNITED KINGDOM. Department for Environment Food and Rural Affairs. **An introductory guide to valuing ecosystems services**. London, 2007. Disponível em: <<http://goo.gl/UUudF5>>. Acesso em: 22 jul. 2

Parte 2



Aplicações e experiências da avaliação de serviços ambientais

A escassez de recursos naturais e a degradação dos ecossistemas têm estimulado o uso de indicadores econômico-ambientais para orientar a formulação de políticas de gestão ambiental e a tomada de decisão dos agentes econômicos. Como visto na primeira parte, a literatura tem aportado um amplo conjunto de instrumentos que podem auxiliar na avaliação da dinâmica ecossistêmica e do fluxo de bens e serviços ecossistêmicos. No entanto, ainda persistem inúmeros desafios e lacunas na integração da dimensão ecológica na tomada de decisão dos agentes. Em outras palavras, a aplicação do aparato teórico-metodológico pode ajudar a enfrentar inúmeros desafios, por exemplo, ausência de dados e a complexidade inerente da relação entre o sistema natural e o sistema econômico e social.

A aplicação dos indicadores econômico-ambientais pode auxiliar na resolução de problemas práticos, teóricos e metodológicos, contribuindo para o avanço do conhecimento a respeito da relação entre o sistema econômico e social e o sistema natural. Desse modo, os capítulos que compõem essa segunda parte do livro têm por objetivo apresentar e discutir o uso de indicadores econômico-ambientais para a avaliação do provimento de serviços ambientais para o bem-estar humano, com base em aplicações e experiências em andamento ou realizadas no bioma Mata Atlântica. Essa seção é composta por dezenas de capítulos.

Capítulo 15: investiga experiências na avaliação de serviços ambientais em bacias hidrográficas do bioma Mata Atlântica, no estado do Rio de Janeiro, adotando uma abordagem multidisciplinar;

Capítulo 16: apresenta um estudo de caso referente à aplicação das diferentes formas de húmus como indicador na avaliação da qualidade de fragmentos imersos em matrizes com diferentes pressões antrópicas, na Área de Preservação Ambiental da Mata Atlântica, Rio de Janeiro;

Capítulo 17: discute o processo de decomposição orgânica em riachos, como indicador na avaliação da integridade ambiental de riachos e de serviços ambientais;

Capítulo 18: discute a utilização de um índice de integridade para avaliar se áreas com maior riqueza de espécies respondem com uma produção mais estável de serapilheira e

apresenta um estudo de caso sobre frações da serapilheira em sistemas florestais em Barão de Cotegipe, RS;

Capítulo 19: relaciona variáveis climáticas ao provimento de serviços ambientais, destaca o papel da modelagem na avaliação da biodiversidade em ecossistemas fragmentados e apresenta um estudo de caso;

Capítulo 20: avalia a importância ecológica e econômica dos morcegos frugívoros na recuperação de áreas degradadas em Fênix, PR, no bioma Mata Atlântica, na provisão de serviços ambientais;

Capítulo 21: investiga a importância ecológica e econômica do macaco-prego *Sapajus nigritus* como provedor de funções e serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica do sul do Brasil, em especial na dispersão de sementes e no controle potencial de insetos-praga em cultivos agrícolas e florestais;

Capítulo 22: analisa o uso de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta como estratégia para aumentar a produtividade, rentabilidade e o fluxo de serviços ambientais na região noroeste do Paraná;

Capítulo 23: apresenta como o Projeto Estradas com Araucárias incentiva o uso do Pagamento por Serviços Ambientais como instrumento para o plantio de *Araucaria angustifolia* em divisas de propriedades rurais familiares com faixas de domínio de estradas rurais do Paraná e Santa Catarina;

Capítulo 24: analisa os resultados econômicos e ambientais do projeto “Implantação e manejo de florestas em pequenas propriedades no estado do Paraná”, que adota um modelo de recomposição florestal que utiliza espécies nativas plantadas, regeneradas naturalmente e o plantio de sub-bosques de eucaliptos;

Capítulo 25: identifica os diferentes custos de oportunidade incorridos pelos produtores rurais do corredor Cantareira-Maniqueira no estado de São Paulo, na preservação ambiental em diferentes unidades de produção agrícola;

Capítulo 26: ilustra o potencial do módulo *Carbon Storage and Sequestration Model* do *InVEST Model* na avaliação biofísica do efeito resultante da recuperação e conservação da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios sobre o volume capturado e estocado de carbono nas Bacias

Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, na Região Metropolitana de Curitiba, PR;

Capítulo 27: estima com o auxílio do método de valoração contingente o valor monetário que a população de Araras, SP, está disposta a pagar pela melhoria do fluxo de serviços ambientais providos pela recuperação das matas ciliares no território do município;

Capítulo 28: apresenta um estudo de valoração monetária da perda de solo no espaço rural cultivado com cana-de-açúcar em Araras, SP, com auxílio da equação universal de perda de

solo (EUPS) e do método de valoração econômica baseado no custo de reposição de nutrientes do solo;

Capítulo 29: analisa o estado da arte sobre áreas verdes urbanas privadas, políticas e os mecanismos legais e fiscais de Curitiba, PR, para estimular a recuperação de áreas verdes urbanas;

Capítulo 30: apresenta uma metodologia para análise da viabilidade financeira e valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais, e mostra indicadores financeiros obtidos em um estudo de caso.

Serviços ambientais no bioma Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro: abordagem metodológica e desafios

Rachel Bardy Prado, Elaine Cristina Cardoso Fidalgo, Fabiano de Carvalho Balieiro, Heitor Luiz da Costa Coutinho, Ana Paula Dias Turetta, Alexandre Ortega Gonçalves, Bernadete da Conceição Carvalho Gomes Pedreira, Azeneth Eufrausino Schuler, Joyce Maria Guimarães Monteiro, Maurício Rizzato Coelho, Guilherme Kangussu Donagemma, Alba Leonor da Silva Martins, Eliane de Paula Clemente, Aline Pacobayba de Oliveira

Resumo: Estudos recentes têm abordado a necessidade em se avaliar e monitorar os impactos das ações antrópicas nos serviços ambientais, em diferentes regiões do mundo, para que se possam propor medidas mitigadoras eficientes. No caso da agricultura muitos são os impactos sobre os serviços ambientais, podendo ser positivos ou negativos, de acordo com o tipo de manejo que se adota e práticas conservacionistas. Apresentam-se algumas contribuições para suprir a lacuna de informações, conhecimento e conscientização sobre os serviços ambientais no meio rural. Tem como propósito apresentar uma descrição de experiências relacionadas ao estudo dos serviços ambientais em bacias hidrográficas do bioma Mata Atlântica, no estado do Rio de Janeiro, com abordagem multidisciplinar. Serão abordados os temas: qualidade da água, hidrologia, agrometeorologia, dinâmica de uso da terra, qualidade dos solos (físico, química), estoque de carbono, produção de sedimentos, estrutura da paisagem, pesquisas participativas e agroturismo, relacionando-os com os diferentes serviços ambientais. De forma mais específica serão apresentados e discutidos os principais métodos, resultados, indicadores e ferramentas aplicados em cada tema, cuidados que se deve tomar no monitoramento dos serviços ambientais (como a inclusão do produtor rural no processo), facilidades e dificuldades encontradas e algumas recomendações.

Palavras-chave: Qualidade da água, hidrometeorologia, dinâmica de uso da terra, qualidade dos solos, estoque de carbono, produção de sedimentos, estrutura da paisagem, pesquisas participativas, agroturismo.

Ecosystem services in the Atlantic Forest biome in the state of Rio de Janeiro: lessons and challenges

Abstract: Recent studies have addressed the need to assess and monitor the impacts of human activities on ecosystem services in different regions of the world to propose effective mitigation measures. Agriculture has many impacts on ecosystem services, which can be positive or negative, depending on management and conservation practices. We present some contributions to fill the gap of information, knowledge and awareness on ecosystem services in rural areas. It provides a description of experiences related to ecosystem services research in watersheds of the Atlantic Forest in the state of Rio de Janeiro, using a multidisciplinary approach. Topics covered include: water quality, hydrology, agro-meteorology, land use dynamics, soil quality (physical, chemical), carbon storage, sediment production, landscape structure, participatory research and agritourism. More specifically, we discuss the main methods, indicators and tools applied, some results as well as the care that should be taken in monitoring ecosystem services (including of rural producers in the process), facilities and difficulties, ending the chapter with some recommendations.

Keywords: Water quality, hydrometeorology, dynamic land use, soil quality, carbon storage, sediment production, landscape structure, participatory research, agritourism.

1. Introdução

O aumento populacional tem tornado crescente a demanda por recursos como água, alimentos, fibras e energia, levando a um efeito deletério sobre os serviços ambientais fornecedores destes mesmos recursos. De acordo com a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005), os serviços ambientais se degradaram mais rapidamente nos últimos 50 anos do que em qualquer outro período análogo da história da humanidade, com reflexos negativos ao bem-estar humano e à biodiversidade.

O bioma Mata Atlântica, no estado do Rio de Janeiro, tem passado por diferentes fases de degradação, da mesma forma que outros ecossistemas no mundo. Ciclos econômicos de exploração dos recursos naturais sucederam-se no Brasil (extração de madeira, mineração de ouro, produção de cana-de-açúcar, cafeicultura, pecuária, indústria de base e petroquímica), sem uma visão conservacionista, levando à redução drástica de sua cobertura vegetal e à construção de estradas, vilas e cidades, especialmente nas regiões vizinhas ao Rio de Janeiro, antiga capital federal. A situação dos remanescentes florestais de Mata Atlântica, atualizada para 2010-2011 (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2012), aponta desflorestamentos da ordem de 13.312 ha, ou 133 km², neste período. Destes, 12.822 ha correspondem a desflorestamentos, 435 ha à supressão de vegetação de restinga e 56 ha à supressão de vegetação de mangue. É o bioma mais ameaçado do Brasil: restam somente 7,9% de remanescentes florestais em fragmentos acima de 100 ha.

Para Nicholson et al. (2009), a importância em se estudar os serviços ambientais tem sido amplamente reconhecida e progressos rápidos têm ocorrido neste sentido. Entretanto, prevalece ainda uma abordagem estática, baseada na avaliação independente de cada serviço ecossistêmico, ignorando o fato de que os ecossistemas são dinâmicos e requerem uma abordagem multidisciplinar.

O editorial da Revista *Ecological Indicators* de 2012 ressalta que a comunidade científica precisa dar continuidade ao desenvolvimento de melhores métodos para medir, monitorar, mapear, modelar e valorar serviços ambientais em múltiplas escalas. Além disso, essa informação deve ser repassada de forma apropriada, viável e transparente aos tomadores de decisão, para que possam identificar claramente as diferenças de resultados entre as alternativas. Ao mesmo tempo, não se pode esperar por altos níveis de certeza e precisão para agir. Dado que níveis de incerteza sempre existem na

medição, monitoramento, modelagem, valoração e gestão de serviços ambientais, continuamente reunião e integração de informações adequadas, têm o objetivo de aprendizagem e aperfeiçoamento adaptativo (BURKHARD et al., 2012a).

Desta forma, este capítulo tem como propósito apresentar uma descrição de experiências relacionadas ao estudo dos serviços ambientais em bacias hidrográficas do bioma Mata Atlântica, no estado do Rio de Janeiro, com abordagem multidisciplinar. Serão abordados os temas: qualidade da água, hidrologia, agrometeorologia, dinâmica de uso da terra, qualidade dos solos (físico, química), estoque de carbono, produção de sedimentos, estrutura da paisagem, pesquisas participativas e agroturismo, relacionando-os com os diferentes serviços ambientais.

2. Dinâmica de uso e cobertura da terra

A mudança do uso e cobertura da terra tem impactos em uma grande variedade de atributos ambientais e paisagísticos, incluindo a qualidade de água e do solo, os recursos naturais, os processos e funções do ecossistema, e o próprio sistema climático através de fluxos de gases de efeito estufa e os efeitos do albedo da superfície (LAMBIN et al., 2000). As mudanças de uso da terra impactam a capacidade dos ecossistemas de fornecer bens e serviços para a sociedade humana. Por isso, seu conhecimento é necessário para analisar os padrões de atividades humanas ao longo do tempo e do espaço, bem como as capacidades dos diferentes ecossistemas de fornecerem serviços ambientais (BURKHARD et al., 2012b).

O estudo da dinâmica do uso e cobertura da terra na área de estudo, região de Mata Atlântica no Rio de Janeiro, mostrou algumas peculiaridades que merecem destaque. Face ao histórico de ocupação desse bioma e da excessiva fragmentação de seus remanescentes (RIBEIRO et al., 2009), as mudanças não são visíveis em pequena escala. Imagens de sensores remotos de resolução baixa a média pouco evidenciam as mudanças. Como exemplo, em um período de 10 anos, ao analisar a dinâmica de uso com imagens do sensor TM e ETM dos satélites Landsat 5 e 7, as mudanças não são expressivas, considerando a área de 1.200 km² da bacia dos rios Guapi-Macacu (PEDREIRA et al., 2009).

Nesse caso, o uso de imagens de sensores de alta resolução parece ser mais adequado para detecção de mudanças, embora apresente limitações como o elevado custo para sua aquisição por unidade de área, o custo para o processamento de grande volume de dados digitais, e a inadequação do

emprego dos métodos de classificação baseados em pixel, mais frequentemente disponibilizados nos programas de processamento de imagens. Atualmente, as metodologias elaboradas para o mapeamento automático utilizando imagens de sensoriamento remoto de alta resolução baseiam-se em uma abordagem cognitiva, em uma análise orientada a objeto (COSTA et al., 2008; NOVACK, 2009). No entanto, o custo das licenças de uso dos aplicativos comerciais disponíveis para este propósito é demasiadamente alto (NOVACK, 2009) e o uso das técnicas dessa abordagem requerem conhecimento em padrões espectrais e princípios de sensoriamento remoto para sua aplicação.

Além disso, é importante considerar, conforme destacam LAMBIN et al. (2000), que os processos mais sutis de modificação do uso da terra são os que merecem maior atenção. Importantes alterações são causadas por mudanças na gestão do uso do solo agrícola, incluindo, por exemplo, mudanças nos níveis de insumos, ciclos de pousio, sistemas de rotação ou desenvolvimento de vegetação secundária. Nestes casos, a informação obtida em imagens de sensores remotos, devido à resolução espacial e temporal, não é suficiente para caracterizar os sistemas de produção. O detalhamento necessário para relacionar a dinâmica do uso da terra com o fornecimento e o uso dos serviços ambientais, bem como os eventuais impactos resultantes, requer visitas a campo, o que demanda investimentos em recursos materiais e humanos. Atualmente, os esforços para melhor caracterizar os sistemas de produção e sua dinâmica têm centrado na busca por metodologias participativas, de forma a envolver os produtores rurais, conforme Martins et al. (2014) e Blanco (2014).

Também cabe mencionar que o conhecimento da dinâmica de uso da terra possibilita a identificação, mapeamento e descrição das áreas com importância estratégica e das áreas com melhor capacidade de suporte natural e socioeconômico para o desenvolvimento das atividades e empreendimentos públicos e privados, entre os quais, aqueles associados ao turismo realizado no espaço rural (ecoturismo, turismo rural, agroturismo e outros), a fim de se estabelecer o planejamento estratégico de ocupação e uso das terras. Ou seja, é necessário que se pratique a conduta antecipação de ações de utilização dos recursos naturais com base na sustentabilidade, perante as potencialidades e fragilidades do ecossistema.

3. Estrutura da paisagem

A quantificação da heterogeneidade espacial da paisagem é necessária para esclarecer as relações entre processos ecológicos

e padrões espaciais (TURNER, 1990; TURNER et al., 2003), o que pode ser avaliado com o cálculo de métricas de paisagem. Muitas das métricas de paisagem foram derivadas de teorias matemáticas, tais como a teoria da percolação, geometria de fractais e teoria da informação, em um movimento semelhante ao que gerou o desenvolvimento dos índices de diversidade das espécies (LIAN LI, 2000). O aumento na disponibilidade de dados espaciais, particularmente nas últimas duas décadas, também contribuiu para o desenvolvimento, testes e aplicação das métricas de paisagem (TURNER et al., 2001).

Alguns softwares específicos para o cálculo de métricas são extensivamente usados, sendo o FRAGSTATS (MCGARIGAL et al., 2002; MCGARIGAL; MARKS, 1995) o mais popular. Alguns módulos para cálculos de métricas de paisagem também foram desenvolvidos e integrados aos sistemas de informação geográfica (SIG) como por exemplo *Patch Analyst* (REMPPEL et al., 1999), que funciona integrado ao ArcGIS (ESRI, Inc., Redlands, CA).

Turetta et al. (2013) geraram uma análise de componentes principais, tendo em vista a identificação do agrupamento das métricas geradas pelo programa *Patch Analyst* (REMPPEL et al., 1999) em função das classes de uso da terra da área (PRADO et al., 2009). As métricas que melhor indicaram a interação entre as classes de uso e cobertura da terra foram aquelas relacionadas à forma dos fragmentos e ao número de fragmentos (TURETTA et al., 2013)".

Conclui-se que a utilização de métricas de paisagem apresenta-se como uma potencial ferramenta para a conservação dos serviços ecossistêmicos e planejamento ambiental, uma vez que permite avaliar a relação dos diversos usos e coberturas do solo de uma paisagem.

4. Controle da produção de sedimentos

A regulação da erosão é considerada um serviço ambiental (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). A erosão do solo é um processo geomorfológico natural que pode ser intensificado devido a práticas inadequadas de uso e manejo das terras. Por sua vez, o conhecimento da vulnerabilidade dos solos à erosão é indispensável para o planejamento do uso da terra, para promover práticas de conservação do solo e também para manter os serviços dos ecossistemas que deles dependem. Estudos dos processos erosivos realizados mediante a utilização de modelos de predição de erosão e de produção de sedimentos têm sido aplicados para o planejamento de ações de conservação dos solos e da água (MINELLA et al., 2010).

O modelo empírico mais conhecido e utilizado para estimativa de taxas de perda de solo por erosão é a equação universal de perda de solo (Universal Soil loss Equation - USLE), desenvolvida em 1954 no National Runoff and Soil Loss Data Center (Purdue University, USA), e posteriormente revisada por Wischmeier e Smith (1965; 1978, citados por WEILL; PIRES NETO, 2007). Embora a aplicação da equação universal de perda de solos apresente limitações para estimar a perda de solos (TALLIS et al., 2012), seu uso é muito comum. Na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, a aplicação do modelo possibilitou a espacialização de classes de perdas de solos como indicativos dos locais mais ou menos vulneráveis aos processos erosivos, considerando os dados disponíveis e suas escalas (THOMPSON; FIDALGO, 2015). Para a aplicação da USLE na bacia do Guapi-Macacu, foi empregada a ferramenta InVEST (TALLIS et al., 2012), a qual apresentou como vantagem a possibilidade de reunir todos os dados necessários em um mesmo ambiente. Com isso, o processamento e a necessidade de transformações dos dados foram simplificados, reduzindo a possibilidade de ocorrerem erros. Mesmo sendo um modelo simplificado, que emprega poucas variáveis, a grande limitação à aplicação da USLE é a dificuldade em se obter os dados necessários ao modelo, pois esses envolvem temas diversos e requerem equipe multidisciplinar para sua elaboração. O emprego de dados secundários é dificultado pela frequente ocorrência de lacunas, pois raramente cobrem toda a área e em escala adequada.

5. Qualidade da água

Os ecossistemas exercem diversas funções relacionadas aos serviços de regulação e provisão de água para o homem e manutenção da biodiversidade. Segundo Millennium Ecosystem Assessment (2005), tendências mundiais apontam que o uso humano inadequado da água impacta negativamente a capacidade dos ecossistemas proverem estes serviços e que a sua demanda será superior à oferta no futuro. Segundo 2030 Water Resources Group (2014), considerando um cenário de crescimento econômico intermediário, isto é, sem ganhos de eficiência no uso da água, a demanda de água global que atualmente está em torno de 4.500 bilhões de m³ passará para 6.900 bilhões de m³ em 2030.

A qualidade da água vem sendo comprometida devido à contaminação pontual pelos efluentes *in natura* provenientes de indústrias e domésticos, bem como por fontes difusas relacionadas ao manejo agropecuário, como fertilizantes, pesticidas e sedimentos.

Trabalhos em andamento relacionam a qualidade da água aos usos predominantes e cobertura da terra de microbacias hidrográficas rurais do bioma Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. A intensidade de uso e cobertura da terra é um dos principais critérios para a seleção das microbacias, sendo estes representativos da bacia que se pretende estudar, visto que em escala de paisagem é pouco provável encontrar sub-bacias com usos e cobertura homogêneos. Em cada microbacia, com área aproximada de 1.000 ha, são monitorados em média dez pontos, locados no exutório das principais sub-bacias de cada microbacia, sendo um deles no exutório principal. O monitoramento sempre tem um ponto de referência da microbacia, área com predomínio de florestas onde não há interferências antrópicas. Na locação dos pontos de monitoramento considera-se a dificuldade de acesso no período chuvoso às áreas montanhosas. Na definição da frequência das coletas (bimensais ou trimestrais) são considerados a logística, custos e apoio de campo. Para se compreender as funções ecossistêmicas relacionadas aos serviços hídricos, o monitoramento deve durar no mínimo dois anos. A qualidade da água superficial tem sido avaliada e monitorada em microbacias representativas da região Serrana, Norte e Noroeste do estado, com diferentes intensidades de cobertura florestal (estágio inicial, intermediário e avançado de regeneração) e usos agropecuários (predomínio de olerícolas e pastagens e em menor percentual a fruticultura, cana-de-açúcar e aipim) (MENEZES et al., 2009; PRADO et al., 2005, 2013b).

Alguns parâmetros são analisados *in situ*, a partir de uso de sonda multiparamétrica, sendo eles: pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido e temperatura da água. Em laboratório são avaliados os sólidos: totais, dissolvidos e suspensos (EATON et al., 1995), sendo que para o último a filtragem é realizada em filtros de fibra de vidro 0,45 µm encaixados em seringas de 50 mL, o que torna o processo mais prático, sendo este procedimento o mesmo adotado para as alíquotas separadas para análise de cátions dissolvidos e ânions. Em alguns estudos, a água de poços rasos e profundos é avaliada e monitorada. Para a coleta de água subterrânea é necessário a instalação de barriletes (estrutura que permite o acesso à água subterrânea no caso de poços artesianos). Nas microbacias, onde o uso de pesticidas é intenso no cultivo de olerícolas, são avaliadas algumas substâncias mais comumente presentes como as Avermectinas, Paraquat e Mancozeb (ANDRADE DONAGEMMA et al., 2010).

Há particularidades no monitoramento dos recursos hídricos em regiões montanhosas, predominantes no estado do Rio de Janeiro (PRADO, 2011). O oxigênio dissolvido não é um bom indicador de poluição, visto que a aeração da água é grande devido às corredeiras e elevada velocidade da água. Por outro lado, a condutividade elétrica é bom indicador da presença de poluentes na água, desde que os resultados sejam comparados com os obtidos no ponto de referência da microbacia. Tem-se encontrado boa relação entre a turbidez e o teor de sólidos em suspensão, dissolvidos e totais, recomendando-se o monitoramento da turbidez em casos de recursos e tempo escassos, pela praticidade da medida em campo.

As formas fosfatadas e nitrogenadas são avaliadas e monitoradas em locais sob influência de agricultura intensiva. Índices de qualidade da água têm sido desenvolvidos e aplicados (GODOY et al., 2009; MENEZES, 2009; MENEZES et al., 2013; PRADO; DI LULLO, 2007). Também ferramentas como geotecnologias, análise estatística multivariada e análise multicritério têm sido utilizadas para a análise integrada dos resultados obtidos nas diferentes microbacias, permitindo levar em conta não somente a questão temporal, mas também a espacial, visando subsidiar tomadas de decisão e políticas públicas voltadas à gestão dos recursos hídricos. Resultados desta integração temática e modelagem incluem ações participativas e de valoração ecossistêmica em bacias hidrográficas rurais (FERREIRA, 2012; PENEDO et al., 2011; RODRIGUEZ-OSUNA et al., 2012; VERA-AGUIRRE, 2013; WERNER, 2012).

6. Hidrologia e agrometeorologia

O clima fundamentado na concepção dos fatores físicos da região é o fator básico às delimitações e análises dos potenciais naturais e de relevância à organização regional das atividades econômicas e sociais e ao desenvolvimento das plantas.

Para definir o clima de uma região é necessário considerar a atuação de fatores como a radiação solar, a latitude, a continentalidade¹, a ação de massas de ar e correntes oceânicas. Esses fatores condicionam os elementos climáticos, que compreendem a temperatura e a umidade relativa do ar, a precipitação pluviométrica, a pressão atmosférica, e a velocidade e a direção dos ventos. As variadas combinações dos valores associados a esses elementos definem as tipologias climáticas.

Neste ponto vale ressaltar que clima é a sucessão habitual dos tipos de tempo num determinado local da superfície terrestre e que tempo é o conjunto de valores de fenômenos meteorológicos que, num dado momento e num certo lugar, caracterizam o estado atmosférico.

Para compreender o clima de um determinado local, é preciso estudar as diversas condições de tempo que costumam ocorrer durante vários anos seguidos. Tanto o “clima” como o “tempo” se referem aos mesmos fenômenos meteorológicos, incluindo a radiação solar, a insolação, a pressão atmosférica, os ventos, a temperatura e umidade relativa do ar e as precipitações (chuvas, geada, e granizo).

Conhecer a dinâmica meteorológica de uma região é uma condição essencial para compreender os efeitos do clima atuante em dado ecossistema, como por exemplo a resposta hidrológica das bacias de drenagem às variações sazonais e interanuais de elementos climáticos, como temperatura e precipitação pluvial. Destaca-se que a rede meteorológica brasileira, mesmo considerando sua recente expansão, não é suficiente para prover informações necessárias a estudos hidrometeorológicos locais. Assim sendo, já desde a década de 1990, foram monitoradas diversas microbacias no Bioma Mata Atlântica, no estado do Rio de Janeiro, utilizando-se diferentes tipos de equipamentos e estratégias. O monitoramento hidrossedimentológico e agrometeorológico sempre esteve vinculado a projetos de melhoria das práticas de manejo e conservação do solo em regiões suscetíveis à erosão. Atualmente, é reconhecida a relevância do monitoramento nos estudos de serviços ambientais na Mata Atlântica Fluminense.

Tecnicamente, avançou-se de medidas manuais, com equipamentos convencionais (pluviógrafos, termohigrômetros), para estações automáticas, sensores digitais (piezômetros, sensores de umidade do solo, turbidez, pH, etc.) e sensores sem fio.

Após muitos testes e esforços para diminuir a dependência da ida ao local para capturar e salvar dados gravados em registradores, chegou-se ao patamar da telemetria, i.e., medição automatizada com envio de dados à distância. Com o barateamento e popularização do uso da tecnologia GSM/GPRS, hoje é possível ter os dados disponíveis em tempo quase real na tela do computador. De posse destes dados em tempo hábil, torna-se mais fácil a verificação de problemas no sistema e sua correção para garantir dados com confiabilidade.

¹Proximidade ou afastamento de um lugar em relação ao oceano. Este tem sobre a temperatura um efeito amenizador, não permitindo, nos lugares próximos, temperaturas muito elevadas no verão e muito reduzidas no inverno, como sucede nos lugares situados no interior.

Ocorrências de sinistros que interrompem a tomada de medidas não são afastadas, como a entrada de animais na área das estações, danificando aparelhos, em especial pluviômetros; limpeza da vegetação do entorno sem o devido cuidado, causando rompimento dos cabos, em especial dos sensores de umidade e temperatura do solo; vertedouros danificados por escavação da base ou por galhos durante enxurrada; sensores de nível e turbidez de água arrastados pelo canal durante eventos extremos de precipitação pluvial.

A experiência mostra que ainda há gargalos neste tipo de monitoramento, tendo como exemplos a necessidade de visitas para verificação de entupimento de pluviômetro, especialmente quando instalado dentro de fragmentos florestais, para reparo de cabos de sensores rompidos, e troca de baterias, que podem ter a vida útil reduzida em ambientes de elevada umidade.

As informações geradas no monitoramento hidrometeorológico de microbacias da Mata Atlântica do Rio de Janeiro, incluem: dados meteorológicos; altura da lâmina de água, vazão e turbidez nos canais principais das microbacias; variação de umidade do solo e variação da profundidade do lençol freático. Tais dados e informações colaboram para melhorar a compreensão de diversas funções relacionadas aos serviços do ecossistema, das quais se destacam: a) *Regulação climática pela cobertura vegetal*; b) *Regulação de diversas funções do ciclo hidrológico* e c) *Proteção física do solo por vegetação, cobertura morta ou serapilheira, contra a ação das intempéries climáticas, como chuva, vento e elevação de temperatura*.

Em resumo, o monitoramento hidrológico e meteorológico é essencial na avaliação dos serviços ambientais de regulação de clima local (microclima), de produção de água na bacia e de proteção contra a erosão do solo. Em conjunto com informações de uso da terra, manejo agrícola e classificação e caracterização físico-hídrica do solo, os dados hidrometeorológicos possibilitam a calibração de modelos matemáticos para simulação hidrológica e de transporte de sedimentos em cenários variados de uso e manejo do solo.

7. Qualidade do solo

O estado do Rio de Janeiro possui extensas áreas de relevo movimentado e grande diversidade de classes de solos, onde predominam propriedades rurais de pequeno porte que formam mosaicos com múltiplos usos da terra, de forma que a avaliação da qualidade do solo em regiões como essa seja um grande desafio para a pesquisa. Mensurar a saúde

do solo implica em amostrá-lo adequadamente (dentro da escala e dos objetivos do trabalho), selecionar um conjunto mínimo de atributos indicadores que possam ser facilmente medidos, tenham baixo custo de análise e que sejam sensíveis a alterações de uso e manejo daquele solo (DONAGEMMA et al., 2010; DORAN; PARKIN, 1994; LOPES et al., 2013; TÓTOLA; CHAER, 2002). Implica ainda em entender o agricultor e seu sistema de produção para que as mudanças propostas em seu manejo, com vistas na melhoria da qualidade do solo, sejam viáveis e compatíveis com sua lógica, bem como sua necessidade e capacidade de produção. Entende-se ainda que para essas mudanças (de manejo) ocorrerem de fato, é imprescindível a internalização e apropriação do conceito e dos benefícios dos serviços ambientais por esses agricultores (MACFADYEN et al., 2012).

Nesse sentido, tem sido adotadas as unidades pedoambientais (UPs), isto é, áreas ou polígonos com atributos de solo (classe) e tipo de cobertura/uso da terra o mais semelhantes possíveis para nortear as amostragens em microbacias (PRADO et al., 2013a). Para a definição das UPs, inicialmente são utilizadas análises espaciais integradas entre os mapas de solo, o de uso e cobertura da terra e o modelo digital de elevação (MDE) da área de estudo. Para seleção de pontos de amostragem pode-se utilizar ferramentas estatísticas que sugerem a localização dos pontos de amostragem a partir da variação de atributos do solo na paisagem (ex., método do Hiper Cubo Condicionado) (MINASNY; McBRATNEY, 2006) ou análises espaciais em ambiente SIG. Porém, o confronto e a discussão dos resultados dessas ferramentas com a verificação em campo são fundamentais e necessários. Isso torna comum ajustes nos procedimentos de amostragem, para que a microbacia seja bem representada em termos da variabilidade espacial e de sistemas de produção.

A profundidade de 0-10 cm é preferencialmente adotada, devido à concentração do sistema radicular da maioria das culturas nessa camada onde, consequentemente, há maior atividade biológica do solo e perturbações causadas pelo manejo. Em avaliações em curto prazo, a amostragem de camadas mais superficiais (0-5 cm) pode elevar a sensibilidade de determinados indicadores. Porém, na amostragem de sistemas com culturas perenes, é recomendada também a amostragem de camadas inferiores (chegando até 40 cm) devido à profundidade do sistema radicular e à aplicação de insumos que podem atingir essas profundidades. A definição da profundidade a ser amostrar também pode ser influenciada pelo potencial de prestação de serviços ambientais do solo

(ou do sistema) e do objetivo da amostragem. Por exemplo, se o foco for o estudo da regulação hídrica, é necessária a avaliação de camadas mais profundas do solo; por outro lado, se o serviço em questão for a produção de alimentos, o foco pode ser a camada arável, e assim por diante. Então, para que a amostragem possa responder aos questionamentos do trabalho de forma apropriada, é preciso levar em conta os objetivos das análises, ou seja, os serviços que se pretende avaliar.

Para o estudo da avaliação da qualidade do solo em áreas sob diferentes usos da microbacia do Córrego Pito Aceso, em Bom Jardim, região Serrana do Rio de Janeiro, o desenho amostral (citado anteriormente) gerou 120 amostras compostas de solos, representando 60 pontos amostrais e abrangendo os terços superior, médio e inferior da encosta (consistindo em 3 repetições). Cada amostra composta foi confeccionada a partir da mistura de no mínimo oito amostras simples de solo de igual volume, retiradas da profundidade de 0-10 cm, com auxílio de um trado holandês.

Uma vez homogeneizadas em campo, cada amostra foi subdividida em duas partes, sendo uma parte acondicionada em caixa térmica, para análises microbiológicas (especialmente o carbono da biomassa microbiana do solo, a respiração basal e a atividade de enzimas do solo, como as fosfomonosterases ácida e alcalina, a β -glicosidase, a arilsulfatase e da hidrolise da fluoresceína diacetato. A partir dos valores do carbono da biomassa microbiana (CBM) e do conteúdo de matéria orgânica e da respiração basal são determinados ainda o quociente microbiano ($qMIC$) e metabólico (qCO_2), respectivamente). A outra parte da amostra é identificada e acondicionada em saco plástico, seca ao ar, ou estufa a 40 °C, peneirada em malha de 2 mm e nela são realizadas as determinações de pH, P e K disponíveis, Ca, Mg e Al trocáveis, acidez potencial (H+Al) e o C orgânico total.

O fracionamento físico e químico da matéria orgânica tem sido utilizado no contexto de avaliação da qualidade do solo em sistemas de produção da região serrana, mostrando, inclusive, variações na sua sensibilidade em função da classe de solo estudada (BENITES et al., 2010; FREITAS et al., 2013; PINHEIRO et al., 2004).

Atributos físicos, como a textura e a densidade do solo também são avaliados, sendo que para a textura, são utilizadas subamostras. Para a determinação da densidade, macro e micro porosidade e porosidade total, são utilizadas amostras não deformadas, coletadas com anel volumétrico (100 cm³) nos pontos associados às coletas realizadas com o trado.

O aprofundamento do conhecimento das partículas da fração areia tem sido também focado pela equipe (CLEMENTE; OLIVEIRA, 2013), por auxiliar na interpretação de questões relacionadas tanto à dinâmica de sedimentos, gênese e classificação de solos, como também na avaliação do comportamento físico (dos agregados em relação aos usos) e geotécnico do solo. A análise de imagens digitais obtidas por meio de câmeras acopladas a microscópios, lupas ou, eventualmente, scanners de mesa são processadas por meio de programas específicos a este fim, e quantificadas com base em parâmetros morfológicos descritos na literatura. Os softwares mais utilizados pela equipe de física que se concentra nesses estudos são o Quantiporo (FERNANDES FILHO; VIANA, 2001), que auxilia a análise morfométrica de agregados e o ImageJ 1.47t (FERREIRA; RASBAND, 2012), para o tratamento das imagens e análises quantitativas.

Em função da multifuncionalidade do solo, a avaliação da sua qualidade envolve a integração de atributos diversos. Durante muito tempo a análise de dados em ciência do solo envolveu a análise univariada, onde apenas uma variável é medida sistematicamente nas várias amostras. Com a sofisticação das técnicas instrumentais de análise e de processamento de dados por meio de computadores, o uso da análise multivariada tornou-se crescente, uma vez que leva em consideração a correlação de muitas medidas simultaneamente, permitindo a extração de uma quantidade muito maior de informações (POSSI; SENA, 2000; RACHID et al., 2012; SILVA et al., 2009; SOUZA et al., 1997; TÓTOLA; CHAER, 2002). Dentre os métodos de análise mais utilizados está a análise de componentes principais (ACPs), que possui a finalidade básica de reduzir os dados a partir de combinações lineares das variáveis originais. Poppi e Senna (2000) descrevem os procedimentos matemáticos e gráficos envolvidos nessa análise e na caracterização dos chamados componentes principais (CPs), que na realidade são variáveis novas e independentes (ortogonais e não correlacionadas) que explicam partes da variância total contida nos dados originais. Essas CPs explicam a maior parte da informação relevante, simplificando com isso a interpretação dos dados e eliminando a informação desnecessária. Da mesma forma o método *Nonmetric Multidimensional Scaling* (NMS) possui objetivos semelhantes a PCA e tem sido usado com frequência na avaliação da qualidade do solo (BALIEIRO et al., 2005; GOMES et al., 2012; RACHID et al., 2012).

Outra abordagem é o uso de modelos denominados índices de qualidade do solo (IQS), que têm sido propostos não

apenas para diferenciar alterações na qualidade do ambiente, mas relacionar índices numéricos elevados a solos com melhor qualidade e vice-versa (BURGUER; KELTING, 1999; CHAER, 2001, 2010; PANIAGUA et al., 1999). Esses índices podem ser uma estratégia interessante de se demonstrar o potencial de prestação de serviços ambientais pelo solo e que possuem potencial para serem usados em tomadas de decisão relacionadas à eficiência de ações implementadas por projetos de pagamentos por serviços ambientais. Porém, o uso generalizado de modelos, sem considerar as variações dos atributos em função do tipo de solo, e o método para atribuição de pesos às funções e aos indicadores do solo tornam o uso desses índices questionáveis, quando se pretende fazer comparações entre estudos realizados em regiões com características diferentes.

Ter um conjunto mínimo de indicadores de qualidade de solo e de limites desses indicadores para cada solo e ambiente é um grande desafio, mas que deve ser perseguido incansavelmente. A título de exemplo, um grupo de pesquisadores da Embrapa (LOPES et al., 2013) já conseguiu calibrar faixas de valores para enzimas do solo para áreas do Cerrado cultivadas com soja, representando um avanço na avaliação da qualidade do solo desses sistemas, anteriormente assistidos quase que unicamente pela análise de fertilidade de rotina. Implementar uma rotina de análise de solo onde atributos biológicos/bioquímicos do solo possam ser monitorados em consonância com outros, complementam e enriquecem ainda mais o julgamento do estado de qualidade de solo dessas áreas.

8. Estoque de carbono no solo

O sequestro de carbono pelos solos representa o principal mecanismo de mitigação de gases de efeito estufa (GEE) nos ecossistemas terrestres (PARRY et al., 2007). A mudança de uso e cobertura da terra e as práticas de manejo dos solos, das florestas e dos sistemas agropecuários afetam o balanço de GEE pelo aumento ou decréscimo dos seus estoques de carbono e fluxos associados. Essa quantidade de carbono orgânico estocado no solo pode ser estimada ou medida e utilizada para valoração do serviço ambiental carbono.

A equipe da Embrapa Solos tem participado de alguns projetos no estado do Rio de Janeiro, em parceria com a Secretaria de Agricultura do Governo estadual, que visam o apoio à adoção de práticas agrícolas sustentáveis e à conservação dos recursos naturais em propriedades familiares, tais como sistemas de pastejo rotacionado, proteção

de nascentes e córregos, recuperação de matas ciliares, implantação de sistemas agroflorestais e recuperação de áreas degradadas.

Mais especificamente, esta equipe tem realizado o monitoramento do estoque de carbono dos solos em áreas selecionadas, com o objetivo de avaliar o potencial de redução de emissão de carbono das intervenções realizadas pelos projetos e contribuir para a valoração do serviço ambiental carbono. Nesse contexto, tem sido estimado o estoque de carbono dos solos sob áreas de pastagens (uso do solo mais representativo do estado do Rio de Janeiro) e florestas, a fim de obter uma referência (linha de base) do estoque de carbono do solo em áreas onde serão realizadas as intervenções. Até o momento, os levantamentos de estoque de carbono foram realizados em três microbacias, localizadas no norte (São Francisco de Itabapoana), no noroeste (São José de Ubá) e na região serrana (Trajano de Moraes) do estado do Rio de Janeiro.

A metodologia adotada para avaliação e monitoramento do estoque de carbono do solo prevê a seleção de área de remanescente florestal em estádio sucessional médio ou avançado de regeneração e de pastagens situadas na mesma superfície morfopedológica e em áreas contíguas, com tamanhos mínimos de 1 ha. Para tal, foram demarcados três transectos de 50 m de extensão situados perpendicularmente à linha de declive e localizados nos terços superior, médio e inferior da vertente, ou equidistantes em áreas sem declive acentuado (menor que 5%). Foram abertas três minitrincheiras, de 100 cm de profundidade, em cada transecto, equidistantes 15 m, totalizando nove minitrincheiras em cada área. Em cada minitrincheira as amostras foram coletadas nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-30, 30-50 e 50-100 cm e, nelas, analisadas os atributos químicos de rotina, a granulometria e a densidade do solo (CLAESSEN, 1997). O estoque de carbono orgânico dos solos foi calculado pela equação proposta por Ellert e Bettany (1995). No terço médio de cada área de estudo foram abertas duas trincheiras de dimensões aproximadas de 2,0 m x 1,5 m x 2,0 m (comprimento x largura x profundidade), visando a caracterização e classificação dos solos.

Os resultados da avaliação do estoque de carbono sob floresta e pastagem no município de São José de Ubá, RJ mostraram que a área de pastagem apresentou maior estoque em relação à floresta, com valores de 83,2 e 70,8 Mg ha⁻¹, respectivamente. O estudo também revelou a importância de se estudar os atributos dos solos em toposequência, já que variam em função de sua posição na paisagem. Para o estoque

de C, observou-se a seguinte tendência na área de estudo: maiores valores no terço superior, reduzindo à medida que se caminha para o terço inferior da vertente.

Na literatura são encontrados resultados controversos quanto à capacidade dos solos acumularem carbono orgânico sob floresta, quando comparados aos solos sob pastagens, ora apontando valores superiores do estoque de carbono do solo em florestas em relação às pastagens (MENDONÇA-SANTOS et al., 2005), ora o contrário ou ainda diferenças não significativas (COSTA et al., 2009). Esses resultados contraditórios podem estar relacionadas a uma série de fatores, como variação no tipo de vegetação natural e seu estádio sucesional, as características e variações intrínsecas e extrínsecas dos solos entre os ambientes, o tipo de plantas forrageiras utilizada nos estudos, a época e o protocolo de amostragem (COSTA et al., 2009; SILVA; MIELNICZUK, 1997).

Apesar de a metodologia adotada apresentar resultados satisfatórios, indicando, por exemplo, a relevância de se estudar os atributos dos solos em toposequência, um procedimento alternativo que merece maiores estudos é a coleta de amostras apenas no terço médio das vertentes em áreas declivosas. Se por um lado o trabalho de Coelho et al. (2011) mostrou ser essa uma alternativa mais econômica e cientificamente acurada na avaliação do estoque de C, reduzindo a densidade de amostragem em relação ao protocolo de amostragem utilizado; por outro, a limitada abrangência do estudo inviabiliza sua recomendação como protocolo de amostragem para avaliação do estoque de carbono em áreas fisiográficamente distintas e sob diferentes usos e coberturas vegetais em relação àquelas estudadas.

Outra questão metodológica que permeia as discussões entre a equipe de monitoramento do estoque de carbono é a necessidade de coleta até 100 cm de profundidade. Um dos principais motivos desse questionamento é que as alterações do estoque de carbono do solo, devido à adoção de práticas que beneficiam o aumento da matéria orgânica, são mais variáveis na profundidade até 30 cm, ao menos na escala temporal comumente adotada no monitoramento (EGGLESTON et al., 2006).

Dentre os ajustes metodológicos necessários, ressalta-se o desenvolvimento ou adaptação de metodologias mais simplificadas e de baixo custo, a fim de utilizar a quantificação de carbono orgânico no solo sob diversos usos e práticas de manejo como forma de pagamento ao agricultor pelo serviço ambiental carbono, estimulando-os ao desenvolvimento de uma agricultura sustentável.

9. Agroturismo

O turismo e o lazer são algumas das novas funções do espaço rural. O agroturismo, um segmento do turismo rural associado à atividade agropecuária, vem se destacando no Brasil como uma forma alternativa de desenvolvimento rural, aumento da renda dos pequenos produtores rurais e, ao mesmo tempo, de conservação dos recursos naturais, culturais e paisagísticos de espaços agrários (PEDREIRA, 2006). Está baseado no uso multifuncional da terra e representa um bom equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a utilização dos recursos da terra. Bem conduzida, essa atividade pode servir como fonte geradora de serviços ambientais culturais, ou seja, aqueles referentes aos benefícios intangíveis que os ecossistemas propiciam aos seres humanos, tais como: religiosos, espirituais, culturais, sociais, patrimoniais, paisagísticos, recreacionais, educacionais e estéticos (ASSOCIAÇÃO DE AVALIAÇÃO ECOSSISTÉMICA DO MILÊNIO, 2005; GUEDES; SEEHUSEN, 2012).

Visando complementar a abordagem multidisciplinar necessária à identificação e/ou ao estudo dos serviços ambientais potenciais existentes na bacia do Guapi-Macacu, vem sendo realizado um projeto de pesquisa que visa diagnosticar a viabilidade de implantação de práticas agroturísticas nessa região envolvendo os pequenos produtores rurais familiares, com foco no município de Cachoeiras de Macacu. Esse projeto prioriza o desenvolvimento socioeconômico da região, aliado à questão da conservação ambiental e envolve o levantamento de dados secundários e informações coletadas junto aos atores locais representantes de órgãos públicos e privados e, também, por meio de visitas realizadas em propriedades rurais, empreendimentos agroindustriais e meios de hospedagem. O conjunto de informações levantadas foi sintetizado em um relatório diagnóstico, que contém, ainda, um mapa de pontos de interesse agroturístico identificados no município em estudo. Com base nesse diagnóstico, vem sendo elaborado um plano básico preliminar de orientação às possíveis iniciativas de agroturismo que venham a surgir nas comunidades rurais produtivas de base familiar do município e região, visando imprimir sustentabilidade à atividade.

Os principais fatores positivos identificados na região em relação à potencialidade ao agroturismo são a sua vocação agrícola e pecuária, a predominância de pequenas propriedades rurais que desenvolvem a agricultura familiar, a existência de assentamentos agrícolas, a diversificação da produção agropecuária, a presença de agroindústrias artesanais e a intenção da gestão pública atual em valorizar o turismo

em seu espaço rural. Como principais limitações, podem ser apontadas: a falta de mão de obra disponível e qualificada para atuar em atividades voltadas ao turismo, a falta de articulação efetiva entre os setores público e privado em relação ao turismo rural, a falta de adequação das propriedades rurais e de outros empreendimentos rurais para atuar na recepção de visitantes e a falta de orientação, planejamento e de definição de legislação específica para o desenvolvimento da atividade, além de deficiências em infraestrutura.

Em síntese, a região apresenta um conjunto de características que favorecem a prática de atividades agroturísticas envolvendo pequenos produtores rurais familiares e a comunidade local como um todo. Entretanto, há limitações que evidenciam a necessidade de um melhor planejamento e gestão das atividades ligadas ao setor turístico no meio rural, a fim de orientar o seu adequado desenvolvimento.

Existe um vasto campo para estudos em relação à questão da aplicação de instrumentos de compensação econômica, como é o caso do pagamento por serviços ambientais (PSA), envolvendo turismo rural em região de predomínio de agricultura familiar. O agricultor pode ser um agente importante na conservação de ecossistemas, paisagens e do patrimônio arquitetônico e cultural, e por isso devem ser criadas condições de permanência da população agrária nos núcleos rurais (OREA, 1994). Nesse sentido, fica evidente a importância da participação dos agricultores nas decisões a respeito da gestão dos recursos naturais e a necessidade de conscientização ambiental, para que as atividades relacionadas ao turismo realmente favoreçam a conservação da paisagem rural e a qualidade dos recursos naturais existentes.

10. Pesquisa participativa para o desenvolvimento rural sustentável

O pensamento cartesiano de Descartes (1596-1650) era caracterizado por fatores mensuráveis quantitativos; pelo reducionismo (método analítico) e pelo entendimento de que o universo e os organismos vivos funcionavam de acordo com as leis mecânicas (MOTA et al., 2005). Nesse contexto, o homem era considerado um fator perturbador e como sujeito não teve lugar nesse pensamento. Entretanto, o método analítico tornou-se instrumento principal da ciência moderna e foi extremamente útil no desenvolvimento de teorias científicas e na concretização de complexos projetos tecnológicos (CAPRA, 1993), a exemplo das tecnologias geradas na Era industrial (1760-1870).

A agricultura àquela época buscava o aumento de produtividade e a eficiência econômica, tendo sua máxima expressão na Revolução Verde. Nesse modelo, a abordagem de comunicação por transmissão (transferência de tecnologia) não considerava as diferenças socioeconômicas de cada agricultor e as tecnologias desenvolvidas pelas instituições de pesquisa não eram apropriadas pelos grupos. Por isso, grande parte das sociedades rurais foi excluída do processo de desenvolvimento (BENEZ et al., 2013; MOTA et al., 2005).

A abordagem sistêmica foi introduzida em pesquisa e extensão em função das críticas aos impactos da Revolução Verde. Além disso, as demandas de sustentabilidade na agricultura passaram a requerer novas abordagens, onde a importância da participação do agricultor no processo de pesquisa agropecuária se evidenciou. A partir de então vários modelos e métodos participativos foram formulados pelos principais centros de pesquisa estaduais, nacionais e internacionais, a exemplo do Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT) (BENEZ et al., 2013).

No Brasil, com a ampliação da fronteira agrícola acentuaram-se de forma significativa os impactos socioambientais e culturais, tornando o espaço rural em um sistema complexo. Desta forma, o conceito de participação foi incorporado nos processos de geração e difusão do conhecimento e de desenvolvimento rural. Segundo Barrios et al. (2011), o conhecimento do local tem recebido maior atenção por sua importante contribuição no desenho de estratégias para o manejo sustentável dos recursos naturais.

Nas últimas décadas, a preocupação com a conservação do ambiente, bem como o enfoque participativo têm estado presentes em iniciativas e projetos desenvolvidos por instituições de ensino, pesquisa e extensão, públicos e privados. Estas se relacionam principalmente à agricultura familiar, estimulados por agências financeiras, como por exemplo o Banco Mundial. Neste contexto estão inseridas as pesquisas participativas desenvolvidas na Embrapa Solos. Também políticas públicas municipais, estaduais e federais, implementadas por prefeituras, secretarias de agricultura e meio ambiente estaduais, pelo Ministério de Desenvolvimento Agrário (MDA), Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), dentre outros, tem reforçado este tipo de abordagem participativa.

Existe uma diversidade de teorias e métodos de pesquisa participativa que caracterizam as especificidades para a construção do conhecimento. Nesse contexto, alguns aspectos são considerados importantes: conhecimento

local e científico; ator principal nas decisões sobre pesquisa, tecnologia e desenho de processo; responsabilidade e poder; controle sobre recursos (financeiros, humanos, produtivos); nível e função de organização social; e principal ator de aprendizagem (PINHEIRO; BOEF, 2005).

De acordo com Benez et al. (2013), as características teóricas das pesquisas participativas incluem a abordagem construtivista e o uso de métodos qualitativos, bem como o enfoque sistêmico. Estas se baseiam no diálogo e na comunicação que complementam pesquisas quantitativas no sentido de melhor entender os fatores que estimulam certas escolhas em diferentes contextos e categorias sociais. Além disso, possibilitam com que os agricultores, com base em suas experiências e conhecimentos participem da elaboração das propostas de pesquisa, colocando em pauta suas necessidades e expectativas em relação à construção do conhecimento.

A Embrapa tem se destacado na participação de alguns projetos que envolvem métodos de pesquisa participativa, a exemplo de um projeto liderado pela equipe da Embrapa Solos em andamento, que tem como público-alvo a agricultura familiar no município de Cachoeiras de Macacu, na comunidade de Faraó, no contexto do bioma Mata Atlântica. O projeto considera os atores sociais como agentes de transformação do seu meio, e cujo objetivo constitui na caracterização dos sistemas produtivos locais, a partir do diagnóstico participativo para intervenção nesses sistemas, almejando a conservação do solo e da água, assegurando a manutenção dos principais serviços ambientais e o bem-estar humano. O projeto também tem aplicado a metodologia denominada Integração Participativa de Conhecimento sobre Indicadores de Qualidade do Solo (INPaC-S) (BARRIOS et al., 2011), que tem por objetivo a integração do conhecimento local em sistemas de monitoramento da qualidade do solo e processos de tomada de decisão, visando o manejo sustentável dos recursos naturais.

Estes métodos de pesquisas participativas tanto permitem estreitar as relações entre produtores, stakeholders, pesquisadores, extensionistas e tomadores de decisão, assim como podem atender às diferentes escalas de problemas socioeconômicos e ambientais; integrar e traduzir a linguagem técnico-científica; facilitar a realização de programas conservacionistas e de compensação econômica, como por exemplo os programas de PSA; subsidiar as políticas públicas para soluções e tecnologias para a agropecuária mais adequadas à realidade local, e dessa forma contribuir para o desenvolvimento rural sustentável.

Outro projeto que conta com a participação do grupo de Pesquisa Participativa é o “Transição Produtiva e Serviços Ambientais”, que é coordenado pela Embrapa Cerrados, e visa a transição de diversos sistemas tradicionais de produção em sistemas mais sustentáveis, dos biomas Amazônia, Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado.

11. Considerações finais

O bioma Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro passou por vários ciclos de degradação e seus remanescentes florestais encontram-se, na sua maior proporção, em relevo movimentado, onde a agricultura de pequena escala ocorre intermeada, muitas vezes em áreas de APP. Esta peculiaridade gera uma demanda por estudos que possam subsidiar a conservação dos serviços ambientais em prol de uma agricultura mais sustentável no bioma. As pesquisas relacionadas aos serviços ambientais no bioma Mata Atlântica nesse Estado avaliam e monitoram o impacto do uso e manejo da terra nos serviços ambientais no nível de bacia hidrográfica, fazendo uso de indicadores de qualidade de solo, estoque de carbono, água, perdas de solo, clima; assim como utilizando modelos matemáticos e ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto para mapear a dinâmica de uso e cobertura da terra, métricas de paisagem, visando compreender os agroecossistemas como um todo, levando em conta os serviços ambientais culturais e pesquisas participativas. No entanto, muitos são os desafios encontrados, sendo estes, de modo geral, relacionados à logística e custos necessários às coletas e análises dos indicadores de serviços ambientais, bem como sua integração, sendo estes apresentados neste capítulo com bastante detalhamento. Percebe-se uma demanda crescente por indicadores e métodos de baixo custo e de fácil análise e interpretação dos resultados pelos tomadores de decisão, para que possam subsidiar políticas públicas. Serviços ambientais culturais e pesquisas participativas são quesitos importantes mas ainda muito tímidos na maioria dos projetos. Isto se deve ao número reduzido de pesquisadores com formação e atuantes nesta área. Fatores que merecem destaque nessa abordagem são: considerar a realidade local, a visão e a experiência do homem do campo ao longo do desenvolvimento das pesquisas; buscar soluções mais práticas, interagindo o conhecimento empírico e científico para atender às demandas emergenciais das comunidades rurais no que tange a sustentabilidade e bem-estar no campo; apresentar os principais resultados e sua aplicação

ao final dos projetos para as comunidades e produtores rurais envolvidos; e buscar continuidade das ações. Uma rede de pesquisa no tema Serviços Ambientais encontra-se em andamento na Embrapa, sendo oficializada por meio do "Arranjo de Projetos em Serviços Ambientais na Paisagem Rural", o que facilitará a troca de experiências e melhoria do fluxo de informação acerca do tema com equipes atuantes nos demais trechos do bioma Mata Atlântica, assim como em outros biomas brasileiros.

Referências

- 2030 WATER RESOURCES GROUP. **Charting our water future:** economic frameworks to inform decision-making. 2009. Disponível em: <http://www.2030waterresources-group.com/water_full/Charting_Our_Water_Future_Final.pdf>. Acesso em: 6 maio 2014.
- ANDRADE DONAGEMMA, R.; DONAGEMMA, G. K.; PRADO, R. B.; CAMPOS, T. M. P. **Validação de método espectrofotométrico para avaliação e monitoramento de paraquat em solo e água no município de Bom Jardim-RJ.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. 39 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 174).
- ASSOCIAÇÃO DE AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Ecossistemas e bem–estar humano:** estrutura para uma avaliação. São Paulo: SENAC, 2005. 384 p.
- BALIEIRO, F. C.; CHAER, G. M.; REIS, L. L.; FRANCO, N. O.; FRANCO, A. A. Qualidade do solo em área degradada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 30., 2005, Recife. **Solos, sustentabilidade e qualidade ambiental.** Recife: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.
- BARRIOS, E.; COUTINHO, H. L. C.; MEDEIROS, C. A. B. **InPaC-S:** integração participativa de conhecimentos sobre indicadores de qualidade do solo: guia metodológico. Nairobi: ICRAF: CIAT, 2011. 178 p.
- BENEZ, M. C.; GÓMEZ, C. U.; PINHEIRO, S. L. G.; SIMON, A. A. Pesquisa-extensão e aprendizagem participativa (PEAP): a formação de equipes interinstitucionais e a implementação de dez experiências-piloto em Santa Catarina. In: SIMON, A. A.; PINHEIRO S. L. G.; GÓMEZ, C. U; BENEZ, M. C. **Marcos de referência teórico e histórico:** contexto do desenvolvimento de experiências de PEAP. Florianópolis: Epagri, 2013. p 11-14.
- BENITES, V. M.; MOUTTA, R. O.; COUTINHO, H. L. C.; BALIEIRO, F. C. Análise discriminante de solos sob diferentes usos em área de Mata Atlântica a partir de atributos da matéria orgânica. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 685-690, 2010.
- BLANCO, M. A. M. **Análisis de la erosión mediante modelado e indicadores visuales en la microcuenca Batatal, rio Guapi-Macacu, Rio de Janeiro, Brasil.** 2014. 87 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão de Recursos nos Trópicos e Subtrópicos) - Universidade Autonoma de San Luis de Potosi, Cologne University of Applied Sciences. San Luis de Potosi, México.
- BURGER, J. A.; KELTING, D. L. Using soil quality indicators to assess Forest stand management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 122, p. 155-166, 1999.
- BURKHARD, B.; GROOT, R. de; COSTANZA, R.; SEPPELDT, R.; JORGENSEN, S. E.; POTSCHEINF, M. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 1–6, 2012a.
- BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 17–29, 2012b.
- CAPRA, F. **O ponto de mutação:** a ciência, a sociedade e a cultura. São Paulo: Cultrix, 1993. 447 p.
- CHAER, G. M. **Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos.** Viçosa, MG: Ed. da UFV, 2001. 89 p.
- CHAER, G. M. Métodos de integração de indicadores para avaliação da qualidade do solo. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P.; ANDRADE, A. G. **Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 239-253.
- CLAESSEN, M. E. C. (Org.). **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS , 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).

CLEMENTE, E. P.; OLIVEIRA, F. S. Micromorfologia aplicada a morfometria de agregados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. *Anais...* Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013.

COELHO, M. R.; FONTANA, A.; MONTEIRO, J. M. G.; GOULART, A. C.; TANIZAKI-FONSECA, K.; COSTA, M. M. **Estoque de carbono orgânico do solo sob floresta e pastagem no município de São José de Ubá, Estado do Rio de Janeiro.** Rio de Janeiro: Embrapa solos, 2011. 32 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 196).

COSTA, G. A.; OSTWALD, P.; PINHO, C. M. D.; FEITOSA, R. Q.; ALMEIDA, C. M.; KUX, H. J. H.; FONSECA, L. M. G.; OLIVEIRA, D. A. B. INTERIMAGE: uma plataforma cognitiva open source para a interpretação automática de imagens digitais. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 60, n. 4, p. 331-337, 2008.

COSTA, O. V.; CANTARUTTI, R. B.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M.; NACIF, P. G. S. FARIA, J. C. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no sul da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 1137-1145, 2009.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STAWART, B. A. (Ed.). **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-21. (Special Publication, 35).

DONAGEMMA, G. K.; CHAER, G. M.; BALIEIRO, F. C.; PRADO, R. B.; ANDRADE, A. G.; FERNANDES, M. F.; COUTINHO, H. L. C.; CORREIA, E.; BARRIOS, E. Indicadores de qualidade de solo. In: INDICADORES de Sustentabilidade agrícola. Belo Horizonte: [S.n.], 2010. p. 143-201.

EATON, A. D.; CLESERI, L. S.; GREENBERG, A. E. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19th ed. Washington, DC: American Public Health Association, 1995. 1.134 p.

EGGLESTON, S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **2006 IPCC:** guidelines for national greenhouse gas inventories. Japan: IGES, Japan. 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm>>. Acesso em: 22 abr. 2013.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal Soil Science*, v. 75, p. 529-538, 1995.

FERNANDES FILHO, E. I.; VIANA, J. H. M. QUANTIPORO: um novo programa para tratamento e quantificação de imagens digitais para aplicações em ciência do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 28. Londrina, 2001. **Resumos.** Londrina, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2001. p.224.

FERREIRA, T.; RASBAND W. **Image user guide:** IJ 1.46r. Disponível em: <<http://imagej.nih.gov/ij/docs/guide/index.html>>. Acesso em: 29 jun. 2012.

FERREIRA C. E. G. **Sistema de suporte à decisão espacial aplicado à análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos na bacia Guapi-Macacu/RJ.** 2012. 157 f Dissertação (Mestrado em Engenharia de Computação) - Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology.** New York: Wiley, 1986. 619 p.

FREITAS, T. B.; BALIEIRO, F. C.; FONTANA, A.; PEIXOTO, R. T. G. Carbono das frações orgânicas como indicador de uso de cambissolos e latossolos no estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. **Ciência do solo:** para quê e para quem: anais. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica:** novos dados sobre a situação da Mata Atlântica. 2012. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/5697/sos-mata-atlantica-e-inpe-divulgam-dados-do-atlas-dos-remanescentes-florestais-da-mata-atlantica-no-periodo-de-2010-a-2011/>>. Acesso em: 10 jul. 2012.

GODOY, J. M.; PRADO, R. B.; SOLURI, D. S. Aplicação de índice de qualidade de água na microbacia do córrego Pito Aceso-RJ: vivência experimental em campo para alunos de graduação da PUC-Rio. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009. *Anais...* Campo Grande: ABRH, 2009. CD-ROM.

GOMES, J. B.; BARRETO, M. F.; BARRETO, A. C.; ARAÚJO FILHO, J. C.; CURI, N. Soil attributes under agroecosystems and forest vegetation in the coastal tablelands of northeastern Brazil. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 36, n. 6, p. 649-664, 2012.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica:** lições aprendidas e desafios. 2. ed. Brasília, DF: MMA, 2012. (Série Biodiversidade, 42).

HERRICK, J. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology*, v. 15, p. 75-83, 2000.

LAMBIN, E. F.; ROUNSEVELL, M. D. A.; GEIST, H. J. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdam, v. 82, p. 321-331, 2000.

LIAN LI, B. Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics. *Ecological Modelling*, v. 132, p. 33-50, 2000.

LOPES, A. A. C.; SOUSA, D. M.; CHAER, G. M.; REIS-JUNIOR, F. B.; GOEDERT, W. J.; MENDES, I. C. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 78, p. 78, 2013.

MACFADYEN, S.; CUNNINGHAM, S. A.; COSTAMAGNA, A. L.; SCHELLHORN, N. A. Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same? *Journal of Applied Ecology*, Oxford, v. 49, p. 690-694, 2012.

MARTINS, A. L. S.; SCHULER, A. E.; MONTEIRO, J. M. G.; FIDALGO, E. C. C.; ALMEIDA, E. P. C. Desenvolvimento rural: uma abordagem participativa em sistemas produtivos na comunidade de Faraó, Cachoeiras de Macacu, RJ. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE SISTEMA DE PRODUÇÃO, 10., 2014, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu: Sociedade Brasileira de Sistemas de Produção, 2014.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C.; ENE, E. **FRAGSTATS version 3:** spatial pattern analysis program for categorical maps. Amherst: University of Massachusetts, 2002.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS:** Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland, OR: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. (Technical Report, PNW-GTR-351).

MENDONÇA-SANTOS, M. L.; SANTOS, H. G.; COELHO, M. R.; PARES, G. J. **Caracterização de paisagens e solos representativos do estado do Rio de Janeiro para fins de estimativa de estoques de carbono no solo.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005. 32 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n. 66).

MENEZES, J. M. **Índice de qualidade de água subterrânea aplicado em área de aquíferos cristalinos com uso agrícola:** bacia do rio São Domingos – RJ. 2009. 189 f. Tese (Doutorado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MENEZES, J. M.; PRADO, R. B.; SILVA JUNIOR, G.; MANSUR, K. L.; OLIVEIRA, E. S. Qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: bacia hidrográfica do rio São Domingos – RJ. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 29, n. 4, p. 687-698, out./dez. 2009.

MENEZES, J. M.; SILVA JUNIOR, G. C. da; PRADO, R. B. Índice de qualidade de água (IQACCME) aplicado à avaliação de aquíferos do estado do Rio de Janeiro. *Águas Subterrâneas*, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 77-92. 2013.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being:** Synthesis. Washington, D.C.: Island Press, 2005.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B. A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. *Computers & Geosciences*, v. 32, p. 1378-1388, 2006.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. M.; REICHERT, J. M. L; CASSOL, E. A. Processos e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D; ANDRADE, A. G. (Org.). **Manejo e conservação do solos e da água no contexto das mudanças ambientais.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010. p. 105-121.

MOTA, D. M.; SCHMITZ, H.; VASCONCELOS, H. E. M. Agricultura familiar e abordagem sistêmica. In: SCHMITZ, H. A **abordagem sistêmica**: pressupostos teóricos metodológicos. Aracaju: Sociedade Brasileira de Sistemas de Produção, 2005. p. 19-52.

NICHOLSON, E.; MACE, G. M.; ARMSWORTH, P. R.; ATKINSON, G.; BUCKLE, S.; CLEMENTS, T.; EWERS, R. M.; FA, J. E.; GARDNER, T. A.; GIBBONS, J.; GRENYER, R.; METCALFE, R.; MOURATO, S.; MUÜLS, M.; OSBORN, D.; REUMAN, D. C.; WATSON, C.; MILNER-GULLAND, E. J. Priority research areas for ecosystem services in a changing world. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 46, n. 6, p. 1365-2664, 2009.

NOVACK, T. **Classificação da cobertura da terra e do uso do solo urbano utilizando o sistema INTERIMAGE e imagens do sensor QUICKBIRD**. 2009. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

OREA, D. G. **Ordenación del territorio**: una aproximación desde el medio físico. Madrid: Instituto Tecnológico Geominero de España, 1994. 238 p. (Serie Ingeniería Ambiental).

PANIAGUA, A.; KAMMERBAUER, J.; AVEDILLO, M.; ANDREWS, A. M. Relationship of the characteristics to vegetation successions on a sequence of degraded and rehabilitated soils of Honduras. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 72, p. 215-225, 1999.

PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F.; PALUTIKOK, J. P.; VAN DER LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. (Ed.). **Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Disponível em: <<http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2007gl/index.htm>>. Acesso em: 22 abr. 2013.

PEDREIRA, B. C. C. G.; FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; FADUL, M. J.; BASTOS, E. C.; SILVA, S. A.; ZAINER, N. G.; PELUZO, J. **Dinâmica de uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas do Guapi-Macacu e Caceribu – RJ**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 66 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 136).

PEDREIRA, B. C. C. G. **Seleção de espaços rurais para desenvolvimento do agroturismo sob a perspectiva da conservação ambiental**: uma proposta metodológica. 2006. 343 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PENEDO, S.; KÜNNE, A.; PRADO, R. B.; SCHULER, A. E.; ROEHRIG, J.; RIBBE, L. Implementation of a Hydro-climatic monitoring network in the Guapi-Macacu River Basin in Rio de Janeiro, Brazil. **WORLD WATER CONGRESS**, 14., 2011, Porto de Galinhas. **Anais...** [Porto de Galinhas]: International Water Resources Association, 2011. 14 p.

PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, M. G., ANJOS, L. H. C. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 77, p. 79-84, 2004.

PINHEIRO, S. L. G.; DE BOEF, W. S. Construção social de conhecimentos: uma experiência de formação, ação e aprendizado promovendo pesquisas participativas com comunidades em Santa Catarina. **Eisforia**, v. 3, n. 1, p. 33-47, 2005.

POSSI, R. J.; SENA, M. M. Métodos quimiométricos na análise integrada de dados. In: FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. (Ed.). **Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo**: manual técnico. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 19-36.

PRADO, R. B. **Aspectos relacionados ao monitoramento da qualidade da água em áreas rurais sob relevo montanhoso do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 8 p. (Embrapa Solos. Comunicado técnico, 60).

PRADO, R. B.; CAMPOS, T. B.; GUANAIS, L. F.; DONAGEMMA, G. K.; TURETTA, A. P. D. Utilização de imagens de alta resolução para o mapeamento do uso e cobertura do solo na microbacia do córrego Pito Aceso - Região de Mata Atlântica - RJ. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 32., 2009, Fortaleza. **O solo e a produção de bioenergia**: perspectivas e desafios. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Fortaleza: UFC, 2009. CD-ROM.

PRADO, R. B.; CHAER, G. M.; BALIEIRO, F. de C.; DONAGEMMA, G. K.; CORREIA, M. E. F.; PEIXOTO, R. T. dos G.; CHAGAS, C. da S.; TURETTA, A. P. D.; VIDALGO, E. C. C.; FONTANA, A.; SCHULER, A. E.; GONCALVES, A. O.; COUTINHO, H. L. da C.; GODOY, J. M.; DONAGEMMA, R. A. **Proposta metodológica para amostragem de solo e água em unidades de paisagens rurais.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013a. 16 p. (Embrapa Solos. Comunicado técnico, 69).

PRADO, R. B.; DI LULLO, L. B. **Estudo de Índices de qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos – RJ.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007. 54 p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 125).

PRADO, R. B.; GONÇALVES, A. O.; SCHULER, A. E.; POLI, R.; TAVARES, N. S. Water quality and land use-cover relationship in microbasins of Atlantic Forest biome - Rio de Janeiro – Brazil. In: WORLD WATER WEEK CONFERENCE, 2013. **Proceedings...** Estocolmo: Instituto Internacional de Água de Estocolmo, 2013b.

PRADO, R. B.; MENEZES, J. M.; MANSUR, K. L.; MARTINS, A. M.; FREITAS, P. L.; SILVA JUNIOR, G. C.; CARVALHO, L. G.; PIMENTA, T. S.; LIMA, L. A. Parâmetros de qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: bacia hidrográfica do rio São Domingos – São José de Ubá, RJ. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005. CD-ROM.

RACHID, C. T. C. C.; LEITE, D. C. A.; BALIEIRO, F. C.; COUTINHO, H. L. C.; VAN ELSAS, J. D.; PEIXOTO, R. S.; ROSADO, A. R. Physical-chemical and microbiological changes in Cerrado Soil under differing sugarcane harvest management systems. **BMC Microbiology**, v. 12, n. 170, 11 p., 2012.

REMPEL, R. S.; CARR, A.; ELKIE, P. **Patch analyst and patch analyst (grid) function reference.** Thunder Bay: Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Ontario Ministry of Natural Resources, Lakehead University, 1999.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141–1153, 2009.

RODRIGUEZ-OSUNA, V.; BÖRNER, J.; NEHREN, U., PRADO, R. B., GAESE, H.; HEINRICH, J. **Towards cost-effective watershed management in the Brazilian Atlantic Forest:** valuing forest ecosystem services related to water quality in the Guapi-Macacu watershed. Leipzig: TEEB CONFERENCE 2012, 2012.

SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Ação do sistema radicular de plantas na formação e estabilidade de agregados do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 21, p. 113-117, 1997.

SILVA, L. G.; MENDES, I. C.; REIS JUNIOR, F. B.; FERNANDES, M. F.; MELO, J. T.; KATO, E. Atributos físicos, químicos e biológicos de um Latossolo de cerrado em plantio de espécies florestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 44, n. 6, p. 613-620, jun. 2009.

SOUZA, A. L.; FERREIRA, R. L. C.; XAVIER, A. **Análise de agrupamento aplicada à área florestal.** Viçosa, MG: SIF, 1997. 109 p. (Documento SIF, 16).

TALLIS, H.; RICKETTS, T.; GUERRY, A.; WOOD, S.; SHARP, R. **InVEST 2.3.0 user's guide:** interated valuation of environmental services and tradeoffs. 2012. Disponível em: <<http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>>. Acesso em: 27 nov. 2012.

THOMPSON, D.; VIDALGO, E. C. C. **Vulnerabilidade dos solos à erosão:** estimativa da perda de solos na bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, [2015?]. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento). Em revisão.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. **Tópicos Avançados em Ciência do Solo**, v. 2, p. 195-276, 2002.

TURETTA, A. P. D.; PRADO, R. B.; VALLADARES, G. S. Evaluating the potential of landscape metrics in supporting landscape planning in Atlantic Forest – Rio de Janeiro, Brazil. **International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems**, v. 4, n. 1, 2013. Special issue: Remote Sensing Data for Agricultural and Environmental Geographic Information Systems.

TURNER, M. G.; COLLINS, S.; LUGO, A. Long-term ecological research on disturbance and ecological response. **Bioscience**, Washington, DC, v. 53, p. 46–56, 2003.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice**. New York: Springer. 2001.

TURNER, M. G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 4, n. 1, p. 21–30, 1990.

VERA-AGUIRRE, S. M.; PRADO, R. B.; MILÁN, P. M.; RIBBE, L. Avaliação da governança da água em bacias hidrográficas do Rio de Janeiro como suporte ao gerenciamento dos recursos hídricos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20., 2013. **Anais...** Bento Gonçalves: ABRH, 2013. CD-ROM.

WEILL, M. A. M.; PIRES NETO, A. G. P. Erosão e assoreamento. In: SANTOS, R. F. dos. (Org.). **Vulnerabilidade ambiental: desastres naturais ou fenômenos induzidos?** Brasília, DF: MMA, 2007. cap. 4.

WERNER, F. **Assessment of the stream physical environment and study of its relation with water quality in the Guapi-Macacu watershed, Rio de Janeiro, Brazil**. 2012. 81 f. Dissertação (Mestrado) -Universidade de San Luis de Potosí, México.

Formas de húmus: potencial e perspectivas de uso na avaliação da integridade funcional de fragmentos florestais da região serrana do Rio de Janeiro

Fernando Vieira Cesário, Evaristo de Castro Junior (*in memoriam*), Fabiano de Carvalho Balieiro, Irene Garay

Resumo: O histórico de ocupação da Floresta Atlântica originou uma paisagem fragmentada, onde cada fragmento se encontra circundado por diferentes habitats. O desafio da preservação de fragmentos florestais exige, dentre outras ações, a avaliação do status da biodiversidade dos mesmos. Neste contexto, as formas de húmus são indicadores de fácil aplicação que sintetizam funções associadas ao provimento de alguns serviços ambientais. Nós apresentamos um estudo de caso da aplicação das formas de húmus para avaliar a qualidade de fragmentos imersos em matrizes com pressões humanas distintas. Foram escolhidos quatro fragmentos, numa área de preservação ambiental (APA) da Mata Atlântica, similares em relação às características de solo e vegetação, porém com diferentes graus de pressão antrópica. Em cada fragmento foram mensuradas as formas de húmus e criado um índice para mensurar a pressão antrópica. O índice criado se correlacionou com as formas de húmus e evidenciou uma associação entre o grau de perturbação e a estrutura e qualidade química das formas de húmus, evidenciando que as mesmas apresentam potencial para serem usadas como indicadores da integridade funcional de fragmentos florestais.

Palavras chave: serviços ecossistêmicos, fragmentação florestal, indicadores ecossistêmicos.

Humus forms: potential and perspectives of their use in assessing the functional integrity of forest fragments in the mountain regions of Rio de Janeiro

Abstract: The history of the Atlantic Forest occupation created a fragmented landscape, where each fragment is surrounded by different habitats. The challenge of preserving forest fragments requires, among other actions, assessing the status of its biodiversity. In this context, humus forms are easy-to-apply indicators that synthesize functions associated with the provision of some ecosystem services. We present a case study of the application of humus forms to assess the quality of fragments subjected to different human pressures. Four fragments were chosen in an environmental preservation area of the Atlantic Forest, with similar soil and vegetation characteristics, but with different degree of anthropogenic pressure. In each fragment, the humus forms were measured and from these data we created an index to measure the anthropogenic pressure. The index correlated with humus forms and revealed an association between the degree of disturbance and the structure and chemical quality of humus forms, showing that humus form present a huge potential to be used as functional indicators of forest fragment integrity.

Keywords: ecosystem services, forest fragmentation, ecosystem indicators.

1. Introdução

A Floresta Atlântica é considerada um dos “hotspot” existentes na biosfera, devido à grande concentração de espécies endêmicas e à excepcional perda de habitats (MYERS et al., 2000).

A história de fragmentação da Floresta Atlântica esteve ligada essencialmente à ocupação humana, com sua gênese ancorada nos grandes ciclos econômicos, como o do café e da cana-de-açúcar. Considerando um levantamento recente, apenas 11-16% da vegetação original da Mata Atlântica ainda permanece presente em nosso território, porém, distribuídos de maneira heterogênea (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003). A paisagem biogeográfica mais bem preservada é aquela localizada na Serra do Mar, com 36% desses remanescentes (RIBEIRO et al., 2009). Embora essa região aloque a maior área florestal da Mata Atlântica (1.109.546 ha), aproximadamente 79% desses remanescentes tem menos de 50 ha.

À medida que as paisagens florestais se tornam fragmentadas, as populações das espécies são reduzidas e os padrões de migração e dispersão são alterados. Esses habitats se tornam, então, cada vez mais expostos a condições externas adversas, que anteriormente inexistiam. Em última análise, esse processo acaba por deteriorar a diversidade biológica e funções ecossistêmicas importantes ao longo do tempo (LAURANCE et al., 1998). Desta maneira, políticas públicas para a conservação das áreas não devem ser negligenciadas, pois os fragmentos florestais desempenham papel importante em termos de conectividade florestal e na oferta de serviços ambientais que garantem a qualidade de vida de populações próximas a eles.

Iniciada na conferência mundial ECO-92, a avaliação do *status* da biodiversidade tem tomado as pautas das discussões sobre sustentabilidade e valor dos serviços ambientais. Nesta perspectiva, segundo (GARAY; DIAS, 2001), a avaliação da diversidade biológica, nos diferentes níveis hierárquicos que esta pode assumir, está sempre atrelada a um contexto político e socioeconômico. Entretanto, questões relativas ao valor econômico do levantamento exaustivo da biodiversidade, sua relação de custo e retorno e as limitações técnico-científicas de tal levantamento, implicam em delimitar: o quê, onde e como avaliar. Nesse contexto, é conveniente considerar os indicadores ecológicos que levem em conta a integridade do ecossistema, os serviços de suporte (ver Capítulo 1) e seus componentes biológicos. Esta abordagem é bem diferente da que avalia exaustivamente todas as espécies de um ecossistema (em geral, tarefa impossível) ou considerar que a

presença de uma espécie, escolhida por vezes arbitrariamente, representa o *status* do ecossistema. Os indicadores ecológicos possibilitam integrar as relações espaço-temporais em distintas escalas. Ainda, esses indicadores também consideram que existe uma total interação entre os componentes bióticos e abióticos que conformam uma totalidade, base conceitual da própria noção de ecossistema.

Dentre os indicadores ecológicos podem-se destacar aqueles que sintetizam os processos fundamentais de um ecossistema (ODUM, 1988), notadamente a produção de material decíduo e a decomposição da serapilheira. Estes são chamados de indicadores funcionais globais (GARAY; DIAS, 2001) ou indicadores funcionais ecossistêmicos, na medida em que refletem tanto a diversidade funcional das espécies como o funcionamento dos processos de decomposição-produtividade, fornecendo arcabouço para os serviços ambientais de suporte, como a ciclagem de nutrientes (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

As camadas de matéria orgânica depositadas no piso florestal, comumente chamadas de serapilheira, desempenham um papel fundamental no funcionamento de um ecossistema. Estas camadas são um indicador chave para o entendimento de diversos processos ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes. É na serapilheira que a interação solo-planta se torna evidente. Processos de decomposição heterotrófica, ciclagem de nutrientes, captação e retenção de nutrientes acontecem, predominantemente, na denominada serapilheira de solos florestais, especialmente em florestas tropicais. Avaliar a serapilheira sob a perspectiva das formas de húmus possibilita inferir e avaliar mais profundamente os processos fundamentais do ecossistema e também a sua qualidade (PONGE, 2013). No total, a pesquisa sobre formas de húmus como um indicador funcional global se situa na interface das disciplinas de ecologia, geografia e pedologia, com clara orientação para gestão da biodiversidade e conservação de ecossistemas e paisagens.

2. Formas de húmus (FH)

O conceito de formas de húmus engloba qualquer tipo de solo, os horizontes do topo do solo e o material sobreposto a ele, formado por necromassa, sobretudo de origem vegetal. A sua classificação e gênese, de forte caráter multidisciplinar, envolve pedologia, biologia, geologia, geomorfologia e climatologia. Várias camadas sobrepostas de matéria orgânica,

que coincidem com uma sequência dos mecanismos de decomposição, podem estar presentes recobrindo o horizonte orgânico-mineral do solo (Ai, Ae), cujas características são, por sua vez, fortemente influenciadas pela matéria orgânica superficial (BRETHES et al., 1995).

Assim, as formas de húmus compreendem camadas da serapilheira que abrangem desde folhas mortas íntegras, com poucos sinais visíveis de degradação (camada L), restos orgânicos de índole diversa, mas essencialmente fragmentos foliares (camada F), até material orgânico menor que 2 mm, tais como coprólitos fecais e material humificado, altamente degradado (camada H), progressivamente misturado ou não ao solo mineral (horizonte A). É bom lembrar que diferentes nomenclaturas são dadas a estas camadas e que, sobretudo, quando a velocidade de decomposição da matéria orgânica é rápida, nem todas as camadas estão presentes.

Do ponto de vista da macro morfologia, as formas de húmus são conceituadas como o conjunto de restos orgânicos que incluem toda a matéria orgânica do solo, podendo ser considerados separadamente resíduos de plantas, material fecal da mesofauna edáfica, restos de animais, entre outros, bem como o material orgânico misturado aos primeiros centímetros do perfil do solo (ZANELLA et al., 2009). Nesses estudos, a morfologia e a estrutura dos restos orgânicos permitem interpretar a gênese da formação do húmus e seus agentes biológicos principais.

Em Latossolos, Cambissolos e Argissolos tropicais, segundo Kindel e Garay (2002), os primeiros centímetros do perfil do solo (0-3 cm) podem apresentar uma coloração escura, com significativa quantidade de raízes, formando uma transição entre as camadas inteiramente orgânicas do topo do solo e o primeiro horizonte pedológico organo-mineral. Esta transição parece ser típica de solos tropicais florestais, onde a mistura da necromassa pela fauna do solo é intensa e os mecanismos de decomposição e ciclagem de nutrientes são superficiais.

3. Potencial das formas de húmus na avaliação da qualidade de fragmentos florestais

Para avaliar o uso das formas de húmus como um indicador funcional ecossistêmico da qualidade de fragmentos florestais, delineou-se um estudo em área de proteção ambiental da Floresta Atlântica (APA de Petrópolis), em que diferentes fragmentos estão imersos em diferentes matrizes (florestal, agrícola e urbana).

Em uma região de 68,22 km² foram selecionados quatro fragmentos florestais, denominados: Fazenda Itaipava (FI); Parque Ipiranga (PI); Bonfim (BO); Mata Porcos (MP). Todos os fragmentos possuem padrões similares em termos de classe de solo, declividade, estrutura florestal e florística, porém se diferenciam no que tange ao tipo de matriz do entorno e ao impacto e uso humano (Tabela 1).

Tabela 1. Características dos fragmentos florestais.

| Fragmentos | Descrição dos fragmentos | | | | | | |
|-----------------------|--------------------------|-------------------|-------------------|--------|---------------------|----------|---|
| | Área (ha) | Matriz | Solo ¹ | AM (m) | Estágio de sucessão | DAP (cm) | Especies dominantes |
| Fazenda Itaipava (FI) | 32 | Urbana Média | Cambissolo | 9.18 | Médio | 13.4 | (<i>Bauhinia forficata</i> / <i>Guapira opposita</i>) |
| Parque Ipiranga (PI) | 10 | Alta Urbana | Cambissolo | 9.2 | Médio | 13.8 | (<i>Euterpe edulis</i> / <i>Guapira opposita</i>) |
| Bonfim (BO) | 28 | Rural | Cambissolo | 8.6 | Médio | 11.9 | (<i>Piptadenia gonoacantha</i> / <i>Allophylus puberulus</i>) |
| Mata Porcos (MP) | 61 | Rural/Baixa Rural | Cambissolo | 8.4 | Médio | 10.4 | (<i>Cupania oblongifolia</i> / <i>Casearia obliqua</i>) |

AM - altura média da árvore; DAP - diâmetro à altura do peito.

Para caracterizar a interferência humana em cada fragmento, um primeiro índice (*FragIndex*) foi proposto. Este índice sumariza a contribuição de variáveis reconhecíveis da pressão humana nos fragmentos, que podem afetar a qualidade e os ciclos biogeoquímicos que os mantêm. Foram escolhidas cinco variáveis da pressão humana: corte e queima, presença de trilhas, clareiras, corte seletivo, raízes expostas e pequenas construções dentro da floresta. Desta maneira, foi atribuído um peso arbitrário para cada variável de acordo com o grau de entendimento da importância da variável como fator de distúrbio no fragmento. Depois disso, uma pontuação (1-3: alta a baixa) foi dada a cada variável analisada, dependendo da sua ocorrência no fragmento. Além disso, foi incluída uma referência teórica que recebeu a pontuação 3 (baixa) para todas as variáveis, de acordo com Paniagua et al. (1999). Com este procedimento, e por meio da estimativa visual do grau de ocorrência de cada variável estudada, foi possível classificar os fragmentos quanto ao grau de uso/antropização, na seguinte ordem crescente de impacto: Referência Teórica (REF) > Bonfim (BO) > Mata Porcos (MP) > Parque Ipiranga (PI) > Fazenda Itaipava (FI).

Em cada fragmento foi estabelecido um transecto de 130 m, distante 20 m da borda de cada fragmento e sempre posicionado na encosta acima e na parte convexa, com o intuito de evitar a concentração de nutrientes e umidade. Ao longo do transecto foram amostrados 13 pontos (distanciados um do outro por 10 m) onde foram coletados, com o auxílio de um gabarito quadrado de 0,0625 m² todo o horizonte inteiramente orgânico do solo e também o horizonte orgânico-mineral, que corresponde aos primeiros 5 cm do solo. Ambos os tipos de horizonte constituem, como apresentado anteriormente, a denominada formas de húmus.

Em laboratório, o horizonte inteiramente orgânico foi separado nas camadas (L, F, H, raízes e galhos) segundo Kindel e Garay (2001) e Zanella et al. (2009). O horizonte orgânico-mineral foi seco ao ar, peneirado a 2 mm e analisado quimicamente quanto aos teores de C, N, P, K, Ca e determinado o pH e a CTC de acordo com Claessen (1997).

4. Análise e integração dos resultados

Os resultados das análises das formas de húmus foram submetidos à análise de componentes principais (PCA), que agrupou as amostras em três eixos que, juntos, explicam 63% da variância total dos dados. Ademais, cada eixo estava relacionado com determinada função do ecossistema.

O 1º eixo foi caracterizado pelas variáveis, pH, Ca, K, CTC, MO e N do horizonte orgânico-mineral, que descrevem a

disponibilidade e retenção de nutrientes no solo e a capacidade de troca (NURAEC). O 2º eixo foi caracterizado pelas variáveis L, F, H e raízes que correspondem à reserva orgânica e ao input de nutrientes para o solo (ORNI) e, por último, o 3º eixo correspondeu às variáveis C/N, galhos e P, relativas ao processo de imobilização (IM).

Primeiro, a cada uma das variáveis, foi atribuído um peso de acordo a correlação da variável com o respectivo eixo da PCA segundo Paniagua et al. (1999). Em seguida foi atribuído uma pontuação (1-3: alta à baixa) a cada variável, de acordo com níveis de nutrientes e camadas orgânicas, aceitos para florestas tropicais. Obtendo o produto dos valores atribuídos (peso e pontuação) foi possível construir outro índice, que foi nomeado de índice de qualidade das formas de húmus (*FHIndex*).

O *FHIndex* corresponde então ao somatório do produto (peso e pontuação) de cada variável dentro de cada eixo, e é representado, desta maneira, pelos três eixos da PCA, porém agora, cada eixo (NURAEC; ORNI, IM) é representado por apenas um valor advindo do procedimento descrito acima. A aplicabilidade das formas de húmus em qualificar os fragmentos quanto ao seu grau de impacto, pode ser avaliada ao se correlacionar esses dois índices (*FragIndex* vs *FHIndex*).

As variáveis das formas de húmus e o *FHIndex* apresentaram altas correlações com o *FragIndex*. O *FHIndex* ORNI foi o mais sensível às pressões de uso sobre os fragmentos. Isso mostra que a camada de material orgânico superficial sofre alterações significativas quando há algum tipo de estresse no sistema florestal, principalmente para os processos de lavagem e fermentação/fragmentação referentes à decomposição, mostrado pela correlação das camadas L e F das formas de húmus com o *FragIndex* (Tabela 2). Dessa forma, observa-se que a parte inteiramente orgânica das formas de húmus foi o indicador mais sensível do que a parte orgânica-mineral, representada aqui pelo NURAEC.

O *FHIndex* NURAEC não foi significativo, mas apresentou uma boa correlação com o *FragIndex*. Contudo, para avaliações de curto prazo o horizonte orgânico-mineral (NURAEC) não se mostrou um bom indicador. Isso se deve ao fato dos atributos químicos serem mais sensíveis a mudanças em longo prazo. Como mostra a Tabela 2, além do próprio NURAEC, os atributos químicos que o compõem quando correlacionados individualmente com o *FragIndex* também não se apresentaram significativos, com exceção do pH, mostrando que esses atributos possuem uma dinâmica mais lenta frente a estresse nos fragmentos.

Tabela 2. Correlação de Pearson entre variáveis orgânicas e orgânico-minerais das formas de húmus e índices (*FragIndex* e *FHIndex*).

| <i>FHIndex</i> | <i>FragIndex</i> |
|--|------------------|
| NURAEC | 0,79 |
| ORNI | 0,95* |
| IM | 0,70 |
| Variáveis orgânicas e orgânico-minerais | |
| L | -0,81* |
| F | -0,91* |
| H | -0,48 |
| Galhos | -0,60 |
| Raiz fina | 0,10 |
| pH | 0,81* |
| Ca ⁺² | 0,61 |
| K ⁺ | 0,59 |
| CTC | 0,63 |
| P | 0,71 |
| N | 0,55 |
| C/N | -0,44 |
| MO | 0,72 |

* p ≤ 0,05

Esses resultados demonstram a sensibilidade das características e estoques das formas de húmus em relação ao grau de uso/stress dos fragmentos. Ponge e Chevalier (2006) já mostraram que, em ambientes temperados, as formas de humus variam com o estado sucessional e com a idade da floresta, mas essa é a primeira vez que se utilizam dados quantitativos da serapilheira na inferência da qualidade de fragmentos.

Foram encontradas diferenças significativas nos estoques das camadas orgânicas das formas de húmus, e na fertilidade do horizonte orgânico-mineral entre os fragmentos mais e menos impactados (Figura 1). Observa-se a diferenciação dos estoques das camadas das formas de húmus em função do uso dos fragmentos, sendo os fragmentos FI e PI os mais influenciados.

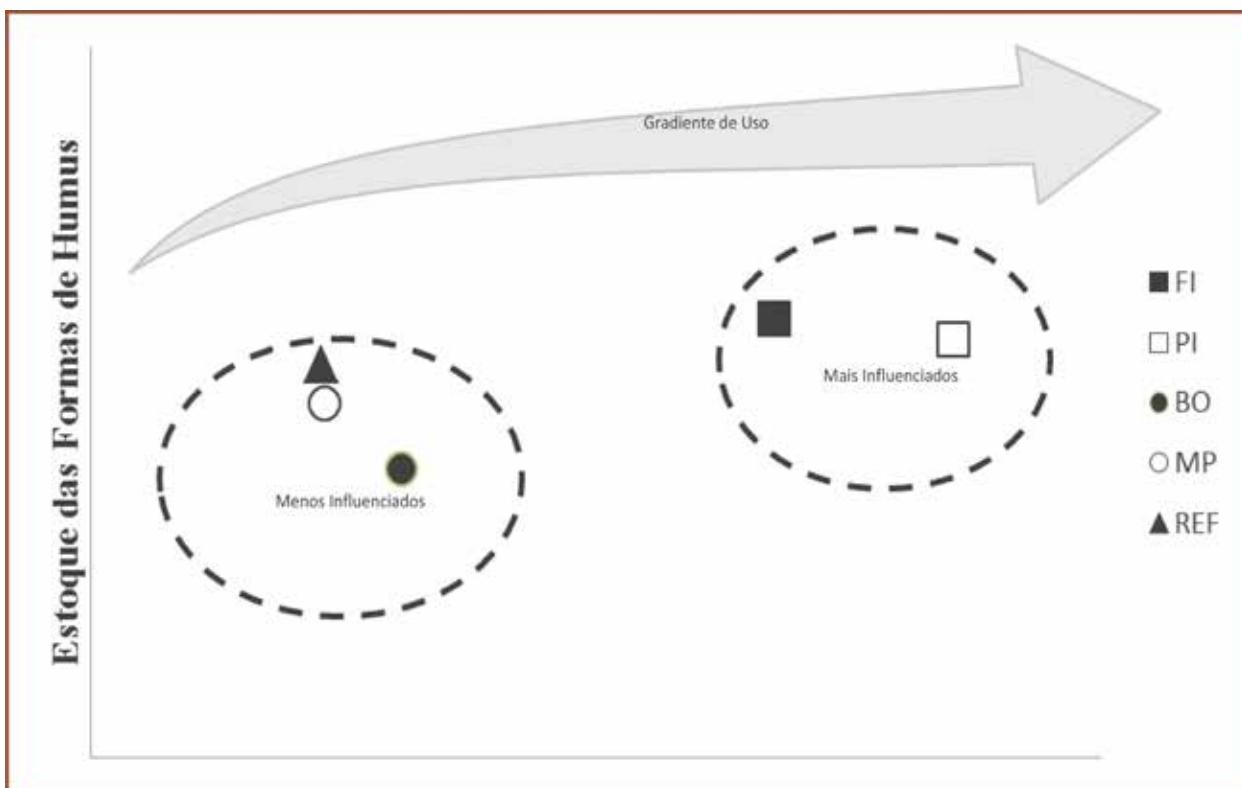


Figura 1. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMS) dos estoques das formas de húmus.

Os fragmentos que apresentaram maior presença e quantidade de trilhas, clareiras e corte seletivo (FI e PI) exibiram camadas (L, F, H) menos decompostas e mais espessas, comparado aos fragmentos com menos interferência (BO e MP), sugerindo uma redução da decomposição. A lentidão no processo de decomposição, evidenciado pelo acúmulo nas camadas das formas de húmus, pode afetar os ciclos geobioquímicos da floresta e promover efeitos negativos em processos ecossistêmicos importantes, desfavorecendo a degradação da matéria orgânica e reduzindo a estabilização do C no solo, com a consecutiva não liberação de nutrientes. Em solos temperados, as formas de húmus se mostraram eficientes também na separação de solos florestais com diferentes propriedades químico-físicas (PONGE et al., 2002). Há uma separação clara entre os fragmentos mais e os menos influenciados pelas variáveis de pressão humana (Figura 1).

Embora os resultados demonstrem relação direta do estoque da serapilheira com a perda da qualidade dos fragmentos, acredita-se que ambos os processos são retroalimentados pelas condições microambientais desfavoráveis (aumento da temperatura e dessecamento da serapilheira, por exemplo), bem como alteração na estrutura de decompôsitos (micro, meso e macrofauna) desses fragmentos, favorecendo o acúmulo e não a decomposição desses resíduos.

5. Considerações finais

O estudo das formas de húmus de fragmentos da Mata Atlântica permitiu avaliar a qualidade de fragmentos florestais, já que foi possível observar alterações na estrutura da serapilheira de fragmentos com diferentes graus de interferência. Contudo, a aplicação da metodologia europeia das formas de húmus em ambientes tropicais ainda é um desafio, devido à velocidade do processo de decomposição nos trópicos e, portanto, à necessidade de adaptação do método. A adequação da metodologia, assim como a ampliação do seu uso em diferentes ecossistemas tropicais, no entanto, deve ser incentivada porque há uma necessidade de se avaliar de forma mais rápida a qualidade de sistemas florestais para se manter ou resguardar os serviços ambientais para as gerações futuras.

Referências

BRETHES, A.; BRUN, J. J.; JABIOL, B.; PONGE, J.; TOUTAIN, F. Classification of forest humus forms: a French proposal. *Annals of Forest Science*, v. 52, n. 6, p. 535-546, 1995.

CLAESSEN, M. E. C. (Org.). *Manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1997. 212 p. (EMBRAPA-CNPS. Documentos, 1).

GARAY, I. E. G.; DIAS, B. F. S. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais:** avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. Petrópolis: Vozes, 2001.

KINDEL, A.; GARAY, I. Caracterização de ecossistemas da Mata Atlântica de Tabuleiros por meio das formas de húmus. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 25, n. 2, p. 551-563, 2001.

KINDEL, A.; GARAY, I. Humus form in ecosystems of the Atlantic Forest, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 108, n. 1-2, p. 101-118, 2002.

LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 110, n. 1-3, p. 173-180, 1998.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being:** biodiversity synthesis. Washington, DC: Island Press, 2005.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. da ; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, 2000.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

PANIAGUA, A.; KAMMERBAUER, J.; AVEDILLO , M.; ANDREWS , A. M. Relationship of soil characteristics to vegetation successions on a sequence of degraded and rehabilitated soils in Honduras. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 72, n. 3, p. 215-225, 1999.

PONGE, J.-F. Plant-soil feedbacks mediated by humus forms: A review. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 57, p. 1048-1060, 2013.

PONGE, J.-F.; CHEVALIER, R. Humus index as an indicator of forest stand and soil properties. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, n. 1, p. 165-175, 2006.

PONGE, J.-F.; CHEVALIER, R.; LOUSSOT, P. Humus index: an integrated tool for the assessment of Forest Floor and Topsoil Properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 66, p. 1996-2001, 2002.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. D. **Fragmentação de ecossistemas:** causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília, DF: MMA/SBF, 2003.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest how much is left, and how is the remaining forest distributed implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ZANELLA, A.; JABIOL, B.; PONGE, J. F.; SARTORI, G.; DE WAAL, R.; VAN DELFT, B.; GRAEFFE, U.; COOLS, N.; KATZENSTEINER, K.; HAGER, H.; Toward a european humus forms reference base. **Studi Trentini di Scienze Naturali**, Trento, v. 85, p. 145-151, 2009.

A decomposição de detritos em riachos como serviço ecossistêmico de regulação e suporte prestado pela natureza

Luiz Ubiratan Hepp, José Francisco Gonçalves Júnior

Resumo: As zonas ripárias são um ecótono entre ecossistemas terrestres e aquáticos e são responsáveis pela integridade das bacias hidrográficas, pois realizam inúmeros serviços ambientais. Porém, as zonas ripárias estão sendo degradadas pelas atividades antrópicas. Atividades como a canalização dos riachos, drenagem de banhados, despejo de dejetos químicos e remoção da vegetação ocasionam perda da integridade ecológica dos sistemas naturais. Estes impactos diminuem a qualidade das águas e a biodiversidade aquática, além de afetar o aporte de energia ao sistema aquático. Estudos realizados no Brasil vêm sugerindo que o estudo do processo de decomposição pode ser uma ferramenta funcional para avaliar os efeitos antrópicos sobre a integridade ecológica das zonas ripárias. Nós apresentamos casos de estudos sobre o processo de decomposição em riachos, na perspectiva de se utilizar as informações geradas por este processo ecológico na avaliação da integridade ambiental de riachos. Observou-se que os componentes físicos, químicos e biológicos envolvidos no processamento do detrito orgânico nos riachos são bons indicadores do estado de integridade ambiental de zonas ripárias e seus serviços ecológicos.

Palavras-chave: matéria orgânica, bacia hidrográfica, impacto ambiental, organismos aquáticos, composição química.

Stream detritus decomposition as a regulating and supporting ecosystem service provided by nature

Abstract: The riparian zone is an ecotone between terrestrial and aquatic ecosystems, responsible for the integrity of watershed ecosystems, as it provides many ecosystem services. However, riparian areas are being degraded by human activities. These activities include channeling of streams, wetland drainage, disposal of chemical wastes and the removal of vegetation, that destroy the ecological integrity of natural systems. These impacts decrease water quality and aquatic biodiversity affecting the energy input to the aquatic system. Studies in Brazil suggest that the decomposition process can be a functional tool in the evaluation of anthropogenic effects on the ecological integrity of riparian zones. We present several studies of the decomposition process in streams aiming to use the information generated by this ecological process in the assessment of the environmental integrity of streams. We noted that physical, chemical and biological components involved in organic detritus processing in streams are good indicators of the degree of environmental integrity on riparian areas and of their respective ecological services.

Keywords: organic matter, watershed, environmental impact, aquatic organisms, chemical composition.

1. Introdução

Zonas ripárias são áreas inseridas em bacias hidrográficas que representam a transição entre ecossistemas terrestres e aquáticos (NAIMAN et al., 2008). Estas áreas são caracterizadas por solos ricos em matéria orgânica, nutrientes e, em geral, estacionalmente inundáveis. Além disso, são influenciadas por um gradiente (do leito para o

ambiente terrestre) de umidade e o pulso de inundação fluvial, definindo terrenos mais encharcados até áreas mais secas (BATALHA, 2011; DAVIES et al., 2008; NAIMAN et al., 2008). As florestas ripárias se caracterizam pela interface com diversos tipos de vegetação, incluindo florestas tropicais úmidas, mesofíticas e cerrado, que resultam em

flora heterogênea, com forte expressão do componente arbóreo (BARRELA et al., 2009; FELFILI, 1997; OLIVEIRA; FELFILI, 2008). Além disso, as zonas ripárias são responsáveis pela integridade das bacias hidrográficas, mantendo as funções hidrológicas e o volume de água dos riachos, além da manutenção da qualidade da água (zona tampão) (GONÇALVES JUNIOR et al., 2014; NAIMAN, 2008). Em adição, as matas ripárias fornecem inúmeros serviços ambientais associados à regulação dos processos ecológicos, como manutenção da qualidade do ar, regulação térmica e climática, controle de erosão, purificação de água, tratamento de resíduos, regulação de doenças humanas, regulação biológica, polinização e mitigação de danos naturais. As matas ripárias possuem um papel fundamental no suporte do fluxo energético dos sistemas aquáticos, em especial para riachos de pequena ordem que possuem cobertura vegetal no leito, o que impede a produtividade primária do sistema. Nestes ambientes a entrada de material alóctone é a fonte de energia do sistema (VANOTTE et al., 1980). Porém, a matéria orgânica grossa (folhas e detritos vegetais) precisa ser processada para ser totalmente assimilada pelo sistema. Assim, microrganismos e invertebrados aquáticos realizam o processamento da matéria alóctone, através da degradação de compostos estruturais das folhas e transformação de matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina, garantindo a disponibilidade de nutrientes para o meio abiótico e biótico.

A integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos continentais (lóticos e lênticos) vem sofrendo com maior intensidade os impactos causados pelas atividades humanas nas últimas décadas e suas comunidades estão sujeitas a alterações ambientais diversas, sendo, em muitos ambientes, substancialmente reduzidas ou mesmo eliminadas. Os principais impactos que os ecossistemas lóticos vêm sofrendo são a retirada da vegetação marginal e a substituição da vegetação natural por espécies exóticas (por ex. *Eucalyptus*), lançamentos de efluentes domésticos e industriais sem tratamento, barragens e o assoreamento do seu leito (ALLAN; CASTILLO, 2007; GESSNER; CHAUDET, 2002).

A conservação dos ecossistemas aquáticos continentais, visando sua utilização racional, é uma preocupação generalizada dos diversos setores da sociedade brasileira e um dos aspectos centrais da limnologia moderna. Conservar estes ambientes significa manter suas condições da forma mais natural possível. Assim, os chamados

“serviços ambientais”, tais como o fornecimento de água para abastecimento doméstico e industrial, geração de energia elétrica, produção de alimentos para o homem e animais, lazer e conservação da vida silvestre, seriam garantidos para as futuras gerações. Desta forma, as pesquisas que têm como meta a conservação, recuperação e o manejo de ecossistemas aquáticos têm apontado para a necessidade de investigar os processos ecológicos, que são mantenedores da biodiversidade em ambientes terrestres e aquáticos, permitindo assim, um aprimoramento no estabelecimento de estratégias e políticas a serem utilizadas (O'CONNELL; YALLOP, 2002; SOUZA et al., 2002; WOOD et al., 2001).

As bacias hidrográficas são muito utilizadas como unidades de gerenciamento dos recursos hídricos, devido à percepção de que os ecossistemas aquáticos são abertos, trocam energia e matéria entre si e com os ecossistemas terrestres e sofrem alterações de diferentes tipos, em virtude do uso e ocupação da terra. Uma das formas de avaliar e monitorar de maneira efetiva a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos é o uso de organismos bioindicadores. Esta prática tem sido utilizada para avaliar estratégias de manejo e conservação de áreas naturais, bem como elaboração de planos de recuperação de ambientes degradados (BUSS et al., 2008).

A estrutura das comunidades aquáticas tem sido objeto de muitos estudos. Numa perspectiva mais ampla, estudos com organismos bioindicadores em diferentes escalas da paisagem têm sido cada vez mais frequentes na literatura científica. Nestes estudos, os autores tem percebido que as comunidades aquáticas respondem de maneira significativa a alterações ocorridas na paisagem em diferentes escalas (zonas ripárias de diferentes extensões ou usos da terra em áreas de drenagem) (ARNAIZ et al., 2011; SENSOLO et al., 2012). A remoção da vegetação, a intensificação da agricultura mecanizada e a quantidade de solo exposto nos períodos entressafras são os usos da terra que mais afetam as comunidades aquáticas (DE TONI et al., 2014; SENSOLO et al., 2012). Estes resultados corroboram para a forte conexão existente em ambientes aquáticos e sua região ribeirinha. Além disso, a resposta dos organismos bioindicadores pode ser aprimorada na avaliação da integridade ambiental de ambientes aquáticos, quando compreendida de maneira mais detalhada, o que é possível com abordagens que envolvam o estudo de processos ecológicos que garantem o funcionamento do sistema aquático.

A integridade ecológica em riachos pode ser descrita como a integridade estrutural e funcional do ecossistema. Em outras palavras, a integridade ecológica de um sistema é definida como o bom estado do ambiente nos diferentes aspectos físicos, químicos e biológicos. Ainda, pode-se extrapolar esta abordagem, considerando o bom funcionamento dos serviços ambientais ofertados pela natureza. Assim, a avaliação das condições ambientais de um riacho deve considerar variáveis biológicas estruturais e processos que ocorrem em nível de ecossistema (GESSNER; CHAUDET, 2002). A relação entre diversidade e processos ecossistêmicos em ambientes aquáticos, como por exemplo a produção primária e a decomposição de material alóctone, é complexa e varia amplamente com escalas espaciais e temporais, com a estrutura da teia alimentar, com a composição das espécies e a natureza do processo a ser considerado (BASTIAN et al., 2008; BENGSTON et al., 2008). Assim, alguns estudos têm sugerido utilizar os coeficientes de decomposição foliar para avaliar as consequências de alterações antrópicas para a integridade ambiental (HAGEN et al., 2006). Esta ferramenta pode fornecer uma medida sensível e integrada de processos em nível de ecossistema e comunidade, como da entrada alóctone, atividade biológica e condições físico-químicas (NELSON, 2000).

Neste capítulo será discutido o processo de decomposição em riachos, numa perspectiva de utilizar as informações geradas por este processo ecológico na avaliação da integridade ambiental de riachos e como indicador de serviços ambientais. Neste contexto de monitoramento e avaliação da qualidade ambiental, serão discutidas questões provenientes da importância da dinâmica da matéria orgânica para a integridade ambiental dos riachos, os efeitos da remoção da vegetação ripária e da qualidade do detrito vegetal sobre a fauna e organismos associados e os efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a fauna, além de destacar a importância da implementação de redes de pesquisa para fortalecer os grupos e ampliar o conhecimento sobre o processo de decomposição em riachos brasileiros. Entendemos que o processo de decomposição em riachos, por envolver inúmeros “atores” ambientais, em diferentes escalas espaciais, temporais e biológicas, constitui-se em um importante serviço ecossistêmico oferecido pela zona ripária, o qual fornece um indicativo consistente sobre o estado de integridade do ambiente.

2. Dinâmica de matéria orgânica

Diante da importância da matéria orgânica de origem alóctone para a ecologia de rios (ESTEVES; GONÇALVES JUNIOR, 2011), é imprescindível conhecer a sua dinâmica e decomposição e, consequentemente, o fluxo de energia e a liberação dos nutrientes no ambiente aquático. Apesar de sua importância, ainda existem poucas pesquisas com objetivo de determinar a largura mínima da vegetação ripária necessária para a manutenção da qualidade da água dos riachos. No entanto, alguns autores indicam que a largura recomendada para garantir sua função filtradora seria de 30 m (LIMA; ZAKIA, 2000), contradizendo as propostas do novo Código Florestal Brasileiro. Há uma dependência entre riachos e vegetação ripária, associada ao fluxo de energia através da dinâmica e aporte alóctone de matéria orgânica vegetal e fornecimento de nutrientes aos ecossistemas ripários.

A dinâmica de matéria orgânica nos ecossistemas tropicais apresenta maior variação devido, principalmente, à maior diversidade de espécies decíduas e semi-decíduas. Além disso, alguns estudos revelaram que a dinâmica de detritos em florestas tropicais pode ser sazonal em locais com estação seca definida (FRANÇA et al., 2009; GONÇALVES JUNIOR; CALLISTO, 2013; GONÇALVES JUNIOR et al., 2014) ou relativamente constante ao longo do ano onde não há uma sazonalidade marcante (GONÇALVES JUNIOR et al., 2006; NIN et al., 2009). Por outro lado, existem estudos que sugerem que a entrada de detritos varia de forma completamente assíncrona nos trópicos úmidos e em áreas de savana (WANTZEN, 2008). A distribuição espacial e temporal da qualidade e da quantidade de detritos depende da formação florestal presente na zona ripária (REID et al., 2008; WEBSTER; MEYER, 1997). A entrada da matéria orgânica alóctone nos corpos d’água (Tabela 1) e seu processamento pode variar acentuadamente devido à fenologia da vegetação ripária, aos mecanismos de retenção da zona de transição aquático-terrestre e ao clima local. Assim, estudos locais são difíceis de serem comparados devido à raridade de estudos nos diversos biomas brasileiros, falta de padronização dos métodos de obtenção dos dados (como o período ou esforço de coleta), impossibilitando comparações robustas entre diferentes regiões e o teste de hipóteses, gerando a necessidade da realização de estudos mais abrangentes, através da implementação de uma rede de pesquisa. Um dos desafios da ecologia é entender os sistemas naturais

conectados por processos que atuam em múltiplas escalas. Diante disso, o entendimento dos processos ecológicos e os fatores controladores permite a compreensão do funcionamento dos ecossistemas não só localmente, mas

também em amplas escalas espaciais (BOYERO et al., 2011). No entanto, estes objetivos serão alcançados apenas através de estudos integrados realizados ao longo de grandes áreas geográficas.

Tabela 1. Produtividade anual de matéria orgânica alóctone que entra diretamente nos riachos em 7 estudos brasileiros.

| Ambiente | Aporte Vertical | Fonte |
|--|---|------------------------------------|
| Mata Atlântica, área fechada | 708 g m ⁻² ano ⁻¹ | Afonso et al. (2000) |
| Mata Atlântica, área aberta | 84 g m ⁻² ano ⁻¹ | Afonso et al. (2000) |
| Campo Rupestre 1.400 m, área fechada | 288 g m ⁻² ano ⁻¹ | Gonçalves Junior et al. (2006) |
| Transição Cerrado-Mata Atlântica 700 m, área fechada | 336 g m ⁻² ano ⁻¹ | França et al. (2009) |
| Transição Cerrado-Mata Atlântica 1.200 m, área fechada | 280 g m ⁻² ano ⁻¹ | Gonçalves Junior e Callisto (2013) |
| Mata Atlântica Secundária, área fechada | 697 g m ⁻² ano ⁻¹ | Gonçalves Junior et al. (2014) |
| Veredas-Transição Cerrado-Caatinga | 336 g m ⁻² ano ⁻¹ | Rezende et al. (submetido) |

3. Relação entre detrito e invertebrados

O processo de decomposição é resultado de fatores bióticos e abióticos que interagem entre si, como os processos microbiológicos, atividade de invertebrados e fluxo da água (GESSNER; CHAUDET, 2002). Por esta razão, a decomposição da matéria orgânica tem sido utilizada para comparar ecossistemas lóticos e avaliar as respostas ecológicas de distúrbios antrópicos (ENCALADA et al., 2010; GESSNER; CHAUDET, 2002; HURYN et al., 2002). Estas situações ocorrem, pois a decomposição da matéria orgânica nos riachos está relacionada ao teor de nutrientes na água, temperatura da água, disponibilidade e qualidade do detrito, densidade de fragmentadores típicos, entre outros fatores.

A alta diversidade de espécies vegetais existentes na zona ripária dos riachos no Brasil, em especial Mata Atlântica e Cerrado, fazem com que a quantidade e qualidade dos detritos que entram nos riachos variem consideravelmente. Como a diversidade de detritos que entra nos ambientes é alta, esta variação provoca, consequentemente, uma diversidade química destes recursos. Esta variação ocorre, principalmente, nos teores de lignina e celulose, nitrogênio, fósforo, relação carbono:nitrogênio e compostos secundários. Espécies vegetais com diferentes composições químicas provocam efeitos diferentes sobre a colonização de microrganismos e invertebrados e, consequentemente, na transformação da matéria orgânica. Estudos realizados em riachos de Mata

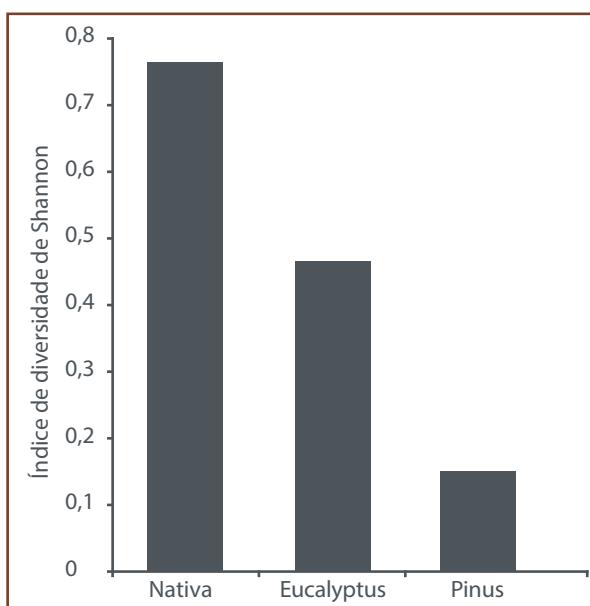
Atlântica demonstram uma clara preferência dos invertebrados fragmentadores por detritos de espécies vegetais mais nutritivas (por ex. baixa relação C:N e baixa concentração de polifenóis). Isso reflete a qualidade e variedade de recursos alimentares existentes em zonas ripárias nativas. Outro aspecto relevante é a origem da planta (nativa ou exótica). Quando se associa detritos de qualidades e origens diferenciadas em zonas ripárias nativas, os organismos procuram os detritos de melhor qualidade, independente da origem, porém, a densidade média de organismos é inferior em detritos exóticos (KONIG et al., 2014).

A substituição de espécies nativas por espécies exóticas, comercialmente mais atrativas, tem sido uma prática comum em regiões no sul do Brasil. Neste sentido, tem-se direcionado esforços para avaliar os efeitos da introdução de espécies exóticas sobre os ecossistemas aquáticos. As plantações de *Eucalyptus* spp. são frequentes em zonas ripárias no Rio Grande do Sul, por exemplo. Espécies desse gênero apresentam composição química rica em compostos secundários, além de compostos estruturais (lignina e celulose) (HEPP et al., 2009). Estes compostos retardam a colonização por fungos e invertebrados, resultando em taxas de decomposição menores. No entanto, quando o detrito exótico é exposto em riachos com zona ripária nativa, a composição da fauna associada é diferenciada e não há a colonização por fragmentadores (HEPP et al., 2008). Isso

fica claro quando se observa a diversidade de invertebrados que colonizam detritos em riachos localizados em áreas de drenagem dominadas por espécies nativas e exóticas. Em riachos com plantações de *Eucalyptus* sp. a diversidade de invertebrados reduz cerca de 40% em comparação com riachos que apresentam zona ripária nativa. Esta situação fica ainda mais crítica quando observamos a diversidade de invertebrados em riachos com plantio de *Pinus* sp., onde a diversidade diminui cerca de 90% (Figura 1). Isto ocorre,

pois a frequência de fragmentadores em riachos com plantio de exóticas é muito baixa, não havendo organismos responsáveis pela transformação da matéria orgânica (Figura 1). Estes resultados demonstram de maneira bem clara a importância da estrutura e composição da zona ripária para a manutenção dos padrões e processos ecológicos em ambientes aquáticos, pois a introdução de espécies exóticas nas zonas ripárias geram altos prejuízos a biodiversidade aquática.

A



B

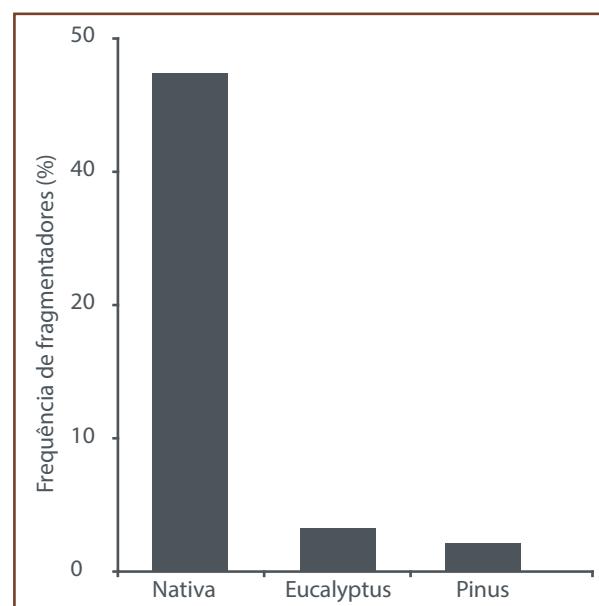


Figura 1. Índice de diversidade de Shannon em comunidades de invertebrados aquáticos e frequência de fragmentadores em detritos depositados em riachos nativos (Mata Atlântica) e com plantio de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. no norte do Rio Grande do Sul.
*Fonte: Hepp (Dados não publicados).

4. Considerações finais

O estudo de processos ecológicos no Brasil é recente e, por esta razão, ainda é muito incipiente. Não existem estudos publicados que demonstrem efetivamente o uso do processo de decomposição como ferramenta de avaliação da integridade ambiental. No entanto, há subsídios básicos sobre a dinâmica de matéria orgânica, a colonização de invertebrados nos detritos e influência de espécies exóticas que comprovam que alterações antrópicas geram efeitos negativos sobre o funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Estes apontamentos destacam, novamente, a importância dos serviços ambientais realizados pela mata ripária. A compreensão do ambiente de maneira integrada, em seus aspectos físicos, químicos e biológicos, dará condições de atuar mais efetivamente em estratégias de conservação e recuperação das matas ripárias, garantindo a manutenção dos serviços ambientais prestados por este ecótono.

Há muito a se conhecer e aprofundar sobre questões básicas relacionadas aos processos ecológicos em riachos dos diferentes biomas brasileiros. Muitas questões são frequentes em discussões de grupos de pesquisa brasileiros que compartilham esta linha de investigação. Dentre inúmeras perguntas, algumas são concentradas na própria dimensão geográfica do nosso país e diversidade de biomas: Os processos de decomposição são semelhantes nas diferentes regiões brasileiras? São ordenados pelos mesmos fatores (abióticos e/ou bióticos)? Existe diferença no processo de decomposição em riachos tropicais e riachos mais sulinos, ditos como subtropicais? E se considerarmos os igarapés amazônicos? Quais são os reais efeitos da introdução de espécies exóticas em riachos, levando em consideração a total substituição de espécies nativas por exóticas? Algumas destas perguntas podem ser respondidas, a priori, mas não com o rigor científico

necessário, a partir do *know-how* gerado pelos grupos de pesquisa de instituições brasileiras que trabalham com ciência básica. Espera-se que, pelas características da vegetação dos diferentes biomas brasileiros (Cerrado e Mata Atlântica, por exemplo), os processos de decomposição sejam diferenciados, devido à diferença da qualidade química das espécies vegetais. Ainda, em ambientes aquáticos influenciados por atividades antrópicas, haverá uma redução significativa de fragmentadores e fungos decompositores e isso resultará em taxas de decomposição menores. Por sua vez, a substituição de espécies nativas nas zonas ripárias por monoculturas irá reduzir a diversidade funcional do sistema, afetando toda a complexidade do ambiente.

Assim, as perguntas propostas podem e devem ser respondidas nos próximos anos, para que se possa realmente propor a utilização dos processos ecológicos na avaliação da qualidade da água de riachos. No entanto, o que se sabe até o momento é que o potencial do uso de estudos de decomposição em riachos é imenso e o processamento do detrito por microrganismos e invertebrados aquáticos varia de acordo com a qualidade do ambiente. Assim, estudos em rede e cooperação entre pesquisadores de diferentes instituições de ensino e pesquisa é fundamental para o avanço nestas questões.

Agradecimentos

Este capítulo foi escrito durante o período de bolsa de Pós-doutorado fornecida pelo Projeto No. 173/2010 PROCAD-NF 2009/CAPES a JFGJr. LUH recebeu apoio financeiro da FAPERGS (1354/12-0) e CNPq (471572/2012-8).

Referências

AFONSO, A. A. de O.; HENRY, R.; RODELLA, R. C. S. M. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba , v. 43, n. 3, p. 335-343, 2000.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream ecology**: structure and function of running waters. Dordrecht: Springer, 2007.

ARNAIZ, O. L.; WILSON, A. L.; WATTS, R. J.; STEVENS, M. M. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. **Ecological Research**, v. 26, p. 123-131, 2011.

BASTIAN, M.; PEARSON, R. G.; BOYERO, L. Effects of diversity loss on ecosystem function across trophic levels and ecosystems: a test in a detritus-based tropical food web. **Austral Ecology**, Carlton, v. 33, p. 301-306, 2008.

BATALHA, M. A. O cerrado não é um bioma. **Biota Neotropical**, v. 11, n. 1, 2011.

BENGSTON, J. R.; EVANS-WHITE, M. A.; GIDO, K. B. Effects of grazing minnows and crayfish on stream ecosystem structure and function. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, p. 772-782, 2008.

BARRELA, W.; PETRERE JUNIOR, M.; SMITH, S. W.; MONTAG, L. F. A. As relações entre matas ripárias, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. D. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2009. p. 187-208.

BOYERO, L.; GESSNER, M. O.; BARMUTA, L. A.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M. A. S.; DUDGEON, D.; BOULTON, A. J.; CALLISTO, M.; CHAUDET, E.; HELSON, J. E.; BRUDER, A.; ALBARIÑO, R. J.; YULE, C. M.; ARUNACHALAM, M.; DAVIES, J. N.; FIGUEROA, R.; FLECKER, A. S.; RAMÍREZ, A.; DEATH, R. G.; IWATA, T.; MATHOOKO, J. M.; MATHURIAU, C.; GONÇALVES JUNIOR, J. F.; MORETTI, M. S.; JINGUT, T.; LAMOTHE, S.; ERIMBA, C. M.; RATNARAJAH, L.; SCHINDLER, M. H.; CASTELA, J.; BURIA, L. M.; CORNEJO, E.; VILLANUEVA, V. D.; WEST, D. C. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. **Ecology Letters**, Oxford, v. 14, p. 289-294, 2011.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 339-345, 2008.

DAVIES, P. M.; BUNN, S. E.; HAMILTON, S. K. Primary production in tropical stream and rivers. In: DUDGEON, D. (Ed.) **Tropical stream ecology**. London: Elsevier, 2008. p. 24-37.

DE TONI, K. R.; NAVA, D.; RESTELLO, R. M.; DECIAN, V.; ROVANI, I. L.; HEPP, L. U. Integridade da paisagem e sua influência sobre a composição da comunidade de Chironomidae (Diptera) em riachos de pequena ordem. **Ecología Austral**, v. 24, p. 335-342, Dec. 2014.

ENCALADA, A. C.; CALLES, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C. M.; GRAÇA, M. A. S. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1719-1733, 2010.

ESTEVES, F. A.; GONÇALVES JUNIOR, J. F. Etapas do metabolismo aquático. In: ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 119-124.

FELFILI, J. M. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 155-162 1997.

FRANÇA, J. S.; GREGÓRIO, R. S.; D'ARC DE PAULA, J.; GONÇALVES JUNIOR, J. F.; FERREIRA, F. A.; CALLISTO, M. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 60, n. 10, p. 990-998, 2009.

GESSNER, M. O.; CHAUDET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, p. 498-510, 2002.

GONÇALVES JUNIOR, J. F.; CALLISTO, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 109, p. 8-13, 2013.

GONÇALVES JUNIOR, J. F.; FRANÇA, J. S.; MEDEIROS, A. O.; ROSA, C. A.; CALLISTO, M. Leaf Breakdown of Tropical Stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 19, n. 2, p. 164-177, 2006.

GONÇALVES JUNIOR, J. F.; GREGÓRIO, R. S.; REZENDE, R. S.; VALENTIN, G. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologica: Ecology and Management of Inland Waters**, v. 44, p. 40-48, 2014.

HAGEN, E. M.; WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural land use gradient? **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 330-343, 2006.

HEPP, L. U.; BIASI, C.; MILESI, S. V.; VEIGA, F.; RESTELLO, R. M. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a Subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 20, p. 345-351, 2008.

HEPP, L. U.; DELANORA, R.; TREVISAN, A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botânica Brasiliensis**, Brasília, DF, v. 23, p. 407-413, 2009.

HURYN, A. D.; HURYN, V. M. B.; ARBUCKLE, C. J.; TSOMIDES, L. Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 401-415, 2002.

KÖNIG, R.; HEPP, L. U.; SANTOS, S. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologica**, v. 45, p. 61-68, 2014.

LIMA, W. D. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. D. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 3. ed. São Paulo: EdUSP, 2000. p. 33-44.

NAIMAN, R. J.; LATTERELL, J. J.; PETTIT, N. E.; OLDEN, J. D. Flow variability and the biophysical vitality of the river systems. **Comptes Rendus Geoscience**, v. 340, n. 9-10, p. 629-643, 2008.

NELSON, S. M. Leaf pack breakdown and macroinvertebrate colonization: bioassessment tools for a high-altitude regulated system? **Environmental Pollution**, v. 110, p. 321-329, 2000.

NIN, C. S.; RUPPENTAL, E. L.; RODRIGUES, G. G. Produção de folhiço e fauna associada de macroinvertebrados aquáticos em curso d'água de cabeceira em Floresta Ombrófila do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 31, p. 263-271, 2009.

O'CONNELL, M.; YALLOP, M. Research needs in relation to the conservation of biodiversity in the UK. **Biological Conservation**, Essex, v. 103, p. 115-123, 2002.

OLIVEIRA, A. P.; FELFILI, J. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 597-610, 2008.

REID, D. J.; LAKE, P. S.; QUINN, G. P.; REICH, P. Association of reduced riparian vegetation cover in agricultural landscapes with coarse detritus dynamics in lowland streams. **Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 59, p. 998-1014, 2008.

SENSOLO, D.; HEPP, L. U.; DECIAN, V.; RESTELLO, R. M. Influence of landscape on the assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **Annales de Limnologie**, v. 48, p. 391-400, 2012.

SOUZA, F. L.; CUNHA, A. F.; OLIVEIRA, M. A.; PEREIRA, G. A. G.; PINHEIRO, H. P.; REIS, S. F. dos. Partitioning of molecular variation at local spatial scales in the vulnerable neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani* (Testudines, Chelidae): implication for the conservation of aquatic organisms in natural hierarchical systems. **Biological Conservation**, Essex, v. 104, n. 1, p. 119-126, 2002.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, v. 37, p. 130-137, 1980.

WANTZEN, K. M.; YULE, C. M.; MATHOOKO, J. M.; PRINGLE, C. M. Organic matter processing in tropical stream. In: DUDGEON, D. (Ed.). **Tropical stream ecology**. London: Elsevier, 2008. p. 44-60.

WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L. Organic matter budgets for streams: a synthesis: stream organic matter budgets. **Jounal of the North American Benthological Society**, v. 16, p. 141-161, 1997.

WOOD, P. J.; GREENWOOD, S. A.; GUNN, J. The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. **Biological Conservation**, Essex, v. 102, p. 17-29, 2001.

A produtividade primária como um indicador de qualidade ambiental em sistemas florestais

Cassia Rita Bertan, Elivane Salete Capelesso, Jean Carlos Budke, Tanise Luisa Sausen

Resumo: Uma abordagem integradora entre a diversidade biológica, estabilidade funcional e a capacidade de estoque de carbono torna-se essencial para inferir sobre a potencialidade dos sistemas florestais nos efeitos das mudanças ambientais globais. A produção de serapilheira é um processo importante, pois atua na estrutura da comunidade e influencia no ciclo global do carbono, auxiliando na compreensão dos aspectos dinâmicos das populações vegetais. Nós avaliamos a produção total e de frações da serapilheira em dois plantios monoespecíficos (*Eucalyptus grandis* e de *Pinus elliottii*) em relação a um remanescente de floresta nativa, a fim de verificar o padrão sazonal de produção de serapilheira, bem como inferir sobre a possível contribuição da diversidade biológica como indicador de integridade ambiental. A produção total anual de serapilheira foi semelhante, comparando a monocultura de eucalipto e a floresta nativa, com menor produção total de serapilheira na monocultura de *Pinus*. Os três sistemas apresentaram marcada variação sazonal na produção das diferentes frações. A área de *Pinus* apresentou, além de menor produção de seraplheira, maior variação sazonal na produção das frações, com menor equabilidade e maior coeficiente de variação. Por outro lado, a área de eucalipto apresentou produção anual semelhante ao observado no remanescente de floresta nativa, porém com diferenças marcadas na composição da serapilheira. A variação na composição da serapilheira, evidenciada pela maior equabilidade na área de floresta nativa, indica que a diversidade biológica pode ser um importante fator de integridade ambiental, associado ao maior e mais constante acúmulo de carbono no sistema biomassa, serapillheira e solo.

Palavras-chave: diversidade biológica, equabilidade, estoques de carbono, sazonalidade ambiental, produção de serapilheira.

Primary productivity as an indicator of environment quality in forest systems

Abstract: An integrated approach including biological diversity, functional stability and carbon storage assessment is essential to evaluate forest responses to global environmental change. Litter production is an important process because it affects community structure, global carbon cycles and helps understand plant population dynamics. We evaluated overall litter production and production of litter fractions in two monoculture plantations (*Eucalyptus grandis* and *Pinus elliottii*) compared to a native forest remnant in order to verify seasonal patterns of litter production as well as to infer on the contribution of biological diversity as a indicator of environment quality. Overall annual litter production did not differ between *Eucalyptus* plantations and native forest remnants and was lower in the *Pinus* plantations. All systems showed sharp seasonal variation in litter production of the different fractions. The *Pinus* plantation showed lower litter production, higher seasonal variation in production of the fractions, as well as lower evenness and higher coefficient of variation. On the other hand, the *Eucalyptus* plantation showed the same litter production as the native area but, it with distinct litter composition. The variability in litter composition and higher evenness in the native forest show that biological diversity may be an important factor of environmental integrity, associated with higher and more constant carbon accumulation in the biomass-litter-soil system.

Keywords: biological diversity, evenness, carbon stocks, environmental seasonality, litter production.

1. Introdução

O declínio atual na biodiversidade e nos serviços ambientais tem conduzido pesquisadores e tomadores de decisão a agir de forma integrada na busca por soluções aplicáveis aos diferentes cenários em que os ambientes naturais se encontram (BALVANERA et al., 2014). Publicações recentes têm demonstrado como a perda da biodiversidade tem gerado aspectos negativos sobre o funcionamento dos ecossistemas, sobretudo na produtividade primária, que é mais dependente da diversidade de grupos funcionais de organismos do que outras fontes de variação, como aquecimento global, adição excessiva de nutrientes ou elevadas concentrações de dióxido de carbono (CARDINALE et al., 2012).

A produtividade primária é considerada um dos principais serviços ambientais de suporte e, em ecossistemas florestais, tem sido avaliada pela produção de serapilheira, que se configura como principal forma de retorno da matéria orgânica e nutrientes da vegetação para o solo (VITOUSEK, 1982, e Capítulo 11). A serapilheira depositada sobre o solo da floresta se divide em folhas, cascas, galhos e material reprodutivo. A quantidade e proporção destes estratos variam entre as distintas tipologias e sistemas florestais ao longo do ano (FORTES et al., 2008). Fatores abióticos, como o condicionamento climático, regime de luminosidade e características do solo, bem como aspectos bióticos, como o estágio sucessional da vegetação, deciduidade e estrutura florestal, afetam diretamente a produção de serapilheira (LOWMAN, 1988). Apesar dos diversos estudos para compreender os processos ecológicos em plantações florestais e em florestas nativas (BINKLEY; RESH, 1999; PAUL et al., 2002; SAUSEN et al., 2014), a dinâmica do acúmulo de carbono em ecossistemas florestais permanece incerta. Este conhecimento insuficiente conduz ao atual debate sobre o papel dos plantios florestais de curta rotação (monoculturas ou plantios mistos), ou ainda, se as florestas nativas secundárias são mais eficazes quanto à manutenção do estoque de carbono (HULVEY et al., 2013; LAL et al., 2002). Todavia, um importante aspecto a ser considerado em relação à potencialidade de estoque de carbono em sistemas florestais é que a maioria dos estudos realizados não incorpora elementos de integridade ambiental, como por exemplo a diversidade biológica.

Estudos com uma abordagem integradora entre diversidade biológica, estabilidade funcional e a capacidade de estoque de carbono tornam-se essenciais para inferir sobre a potencialidade de diferentes sistemas florestais na mitigação dos efeitos associados com as mudanças climáticas (JANTZ et al., 2014). Uma importante alternativa para maximizar a

funcionalidade deste processo, considerado um importante serviço ecossistêmico de suporte (ver Capítulo 11), é incluir maior diversidade de espécies que podem contribuir na formação de diferentes compartimentos de estoque de carbono (PICHANCOURT et al., 2014).

A serapilheira pode se tornar um importante indicador de integridade ambiental, pois a sazonalidade de produção de serapilheira interfere diretamente nas taxas de ganho e perda, quantidade e tempo de estocagem do carbono no solo (DÍAZ et al., 2009). Florestas temperadas possuem uma dinâmica de decomposição de serapilheira mais lenta, em virtude da menor temperatura média, diferindo de áreas tropicais, sujeitas a períodos sazonais de precipitação atmosférica e maior temperatura média anual. Desta forma, uma estabilidade na produção e na decomposição de serapilheira pode contribuir com maior diversificação da macro e micro-fauna do solo, aumentando a diversidade e complexidade estrutural (LAGANIÈRE et al., 2013).

Neste trabalho, foi quantificada a produção das diferentes frações da serapilheira em três sistemas florestais e, por meio da aplicação de um índice de integridade derivado de parâmetros de uniformidade de distribuição de abundâncias (J' = equabilidade), procurou-se verificar se áreas com maior riqueza de espécies (maior diversidade) respondem com produção mais constante de serapilheira ao longo do tempo (menor sazonalidade na produção total e nos compartimentos analisados), bem como se esta maior uniformidade pode ocasionar maior produção total de serapilheira ao longo do ano.

2. Descrição metodológica do trabalho

2.1. Áreas de estudo

O estudo foi conduzido em três coberturas florestais distintas, sendo dois povoamentos florestais monoespecíficos, de *Pinus elliottii* Engelm. ("pinus" – 12 anos de idade) e de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden ("eucalipto" – 10 anos de idade), ambos localizados no município de Erechim, RS, nas coordenadas centrais 27°36'03.98"S e 52°11'14.10"O, e um remanescente de transição entre Floresta Ombrófila Mista e Estacional, localizado no município de Barão de Cotegipe, RS, compõe o central nas coordenadas 27°31'48.7"S e 52°27'50"O (denominado adiante "nativa"). Todas as áreas selecionadas para a condução dos experimentos são margeadas por rios de pequeno porte. O clima regional é classificado como cfa, de acordo com a classificação de Köppen, com cerca de 1.912

mm.ano⁻¹ de precipitação atmosférica e temperatura média anual de 17,6 °C, sendo a mínima registrada para o mês de junho (12,7 °C) e a máxima para o mês de janeiro (25,5 °C) (BERNARDI; BUDKE, 2014). Os solos da região mesclam-se entre Latossolo Vermelho aluminoférreo e Neossolo Regolítico eutrófico (STRECK et al., 2008).

2.2. Produção de serapilheira

Em cada um dos sistemas florestais foram demarcadas duas parcelas de 10 m x 100 m, localizadas em cada margem do rio. Foram distribuídos 10 coletores em cada um dos sistemas florestais, abaixo das árvores e dispostos a 10 m da margem do rio, com distância média de 20 m entre coletores. Os coletores foram confeccionados com malha de nylon de 1 mm, com área de 1 m² e 15 cm de profundidade (Figura 1). O material interceptado pelos coletores foi recolhido mensalmente entre janeiro e dezembro de 2013. O material recolhido foi seco em estufa a 50 °C por 24 h. Posteriormente, as amostras foram separadas em cinco frações: folhas, galhos, cascas, material reprodutivo e miscelânea. Após a triagem, cada fração foi novamente seca em estufa a 60 °C até massa constante, sendo pesada posteriormente.

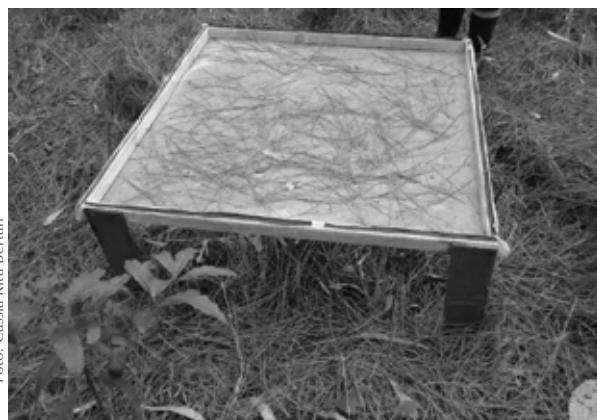


Foto: Cassia Rita Bertan

Figura 1. Modelo de coletor utilizado para avaliação anual da produção de serapilheira em três sistemas florestais no sul do Brasil.

2.3. Análise de dados

Os valores métricos lineares foram analisados por meio de Anova one-way e posteriormente com teste Tukey, para comparação da produção total e das frações de serapilheira em compartimentos (folhas, galhos, cascas, material reprodutivo e miscelânea) entre os sistemas florestais e dentro de cada estação do ano, com 5% de probabilidade. A produção de serapilheira total e sazonal nos compartimentos foram comparadas entre as áreas de estudo por meio de

análise de variância (one-way). Por meio de análise de componentes principais – PCA, foi comparada a similaridade de produção total de serapilheira entre os três sistemas avaliados. Foi utilizada a distância euclidiana como medida de distância, a partir de valores totais transformados pela expressão $\ln(x+1)$, para compensar os desvios observados (dados normalizados).

Para a avaliação do aporte de serapilheira ao longo do tempo, considerando nossa hipótese de que a maior diversidade de espécies poderia ocasionar uma produção de serapilheira mais constante ao longo do ano, foi derivado um cálculo de uniformidade de distribuição dos valores absolutos para cada um dos compartimentos, por meio do índice de equabilidade de Pielou (J'), conforme a Equação 1. Em seguida, obteve-se o coeficiente de variação (CV) das equabilidades (J') (Equação 2) geradas para cada compartimento ($N=5$), em função do número de estações do ano ($N=4$), buscando avaliar o menor coeficiente de variação entre os sistemas florestais considerados (pinus, eucalipto e nativa).

$$J' = \frac{\sum_i^n pi \cdot \log ln pi}{N^{(5)}}$$

(equação 1)

$$CV = \sum_i^n \frac{J'}{N_{(4)}}$$

(equação 2)

Onde:

J' = índice de equabilidade de Pielou

pi = proporção da quantidade de serapilheira por compartimento numa determinada estação do ano (%)

CV = coeficiente de variação (%)

N = número de observações.

3. Análise e integração dos resultados

3.1. Produção total de serapilheira

A produção total de serapilheira foi similar no sistema florestal implantado de eucalipto e no fragmento de floresta nativa (Tabela 1), sendo que a maior contribuição na produção anual de serapilheira dos três sistemas foi da fração de folhas, a qual não variou significativamente entre áreas. Por outro lado, a produção de material reprodutivo foi sensivelmente maior na área nativa e de eucalipto. A menor produção total de serapilheira foi observada no sistema florestal implantado com pinus, que apresentou baixa contribuição de galhos, cascas, material reprodutivo e miscelânea em sua serapilheira. Em se tratando desta última fração, a qual abriga uma série de itens como

detritos, fezes e material não identificado, houve produção consideravelmente maior na área nativa.

Quanto ao padrão de produção total anual de serapilheira, as três áreas foram muito distintas entre si (Figura

2), em especial, pela maior produção de galhos, material reprodutivo e miscelânea na área de nativa (primeiro eixo de ordenação) e, pela maior produção de cascas na área de eucalipto (segundo eixo de ordenação).

Tabela 1. Produção anual total de serapilheira (ton.ha^{-1}) e nas diferentes frações, em três sistemas florestais no sul do Brasil.

| Frações | Pinus | Eucalipto | Nativa |
|-------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| Total | $5,02 \pm 1,22$ b | $9,80 \pm 6,43$ a | $8,91 \pm 2,25$ a |
| Folhas | $4,45 \pm 1,18$ a | $7,26 \pm 5,77$ a | $5,76 \pm 1,55$ a |
| Galhos | $2,34 \pm 1,95$ a | $1,23 \pm 0,51$ b | $2,17 \pm 1,21$ b |
| Casca | $1,53 \pm 0,27$ a | $0,89 \pm 0,59$ b | $1,54 \pm 1,89$ a |
| Reprodutivo | $0,17 \pm 0,26$ b | $0,40 \pm 0,02$ a | $0,65 \pm 0,48$ a |
| Miscelânea | $0,015 \pm 0,09$ b | $0,02 \pm 0,01$ b | $0,18 \pm 0,09$ a |

Valores são médias seguidas pelo desvio padrão. Letras distintas indicam diferença significativa entre as áreas de estudo pelo teste Tukey ($p \leq 0,05$).

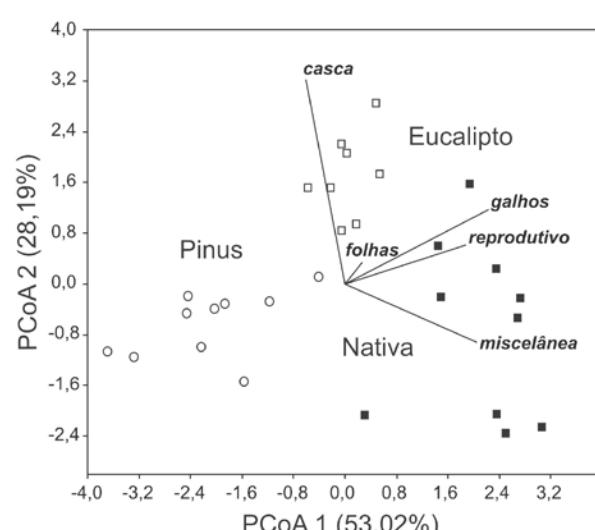


Figura 2. Análise de componentes principais da produção total anual de serapilheira em três sistemas florestais no sul do Brasil.

3.2. Produção sazonal de serapilheira entre as áreas de estudo

Quanto à produção total de serapilheira (soma dos compartimentos), foi observado durante o verão e primavera que a área nativa e de eucalipto apresentaram produção similar, enquanto que a menor produção foi observada na área de pinus (Figura 3A). No inverno, a maior produção de serapilheira foi observada na área nativa e os plantios monoespecíficos não apresentaram diferença. Somente no outono não foi observada diferença entre as áreas.

A fração cascas, em todas as estações, foi mais representativa numericamente na área de eucalipto (estatística ou numericamente), sendo o pico de produção observado no verão e primavera ($p \leq 0,05$) (Figura 3B).

Na fração folhas, as áreas de pinus e de eucalipto apresentaram produção similar durante o período do verão (Figura 3C). No outono não foram observadas diferenças entre as áreas. No inverno foi observada a menor produção quantitativa de folhas, com a área de nativa apresentando produção superior, quando comparada às áreas de eucalipto e pinus. Durante a primavera ocorreu a maior queda foliar, sobretudo na área nativa, porém sem diferenças significativas em relação à área de eucalipto. A fração galhos foi similar na área nativa e na área de eucalipto no verão, inverno e primavera, porém, no verão a área de eucalipto apresentou maior produção de galhos em relação às outras áreas de estudo (Figura 3D). Na fração de material reprodutivo, observamos diferença no verão entre a área de pinus com as demais e na primavera entre a área nativa e a área de pinus. O eucalipto apresentou diferença com as demais áreas no outono. Foi observado um pico de produção desta fração na primavera e verão para a área nativa (Figura 2E). A fração miscelânea apresentou diferença entre a área nativa e as demais, em todas as estações (Figura 2F).

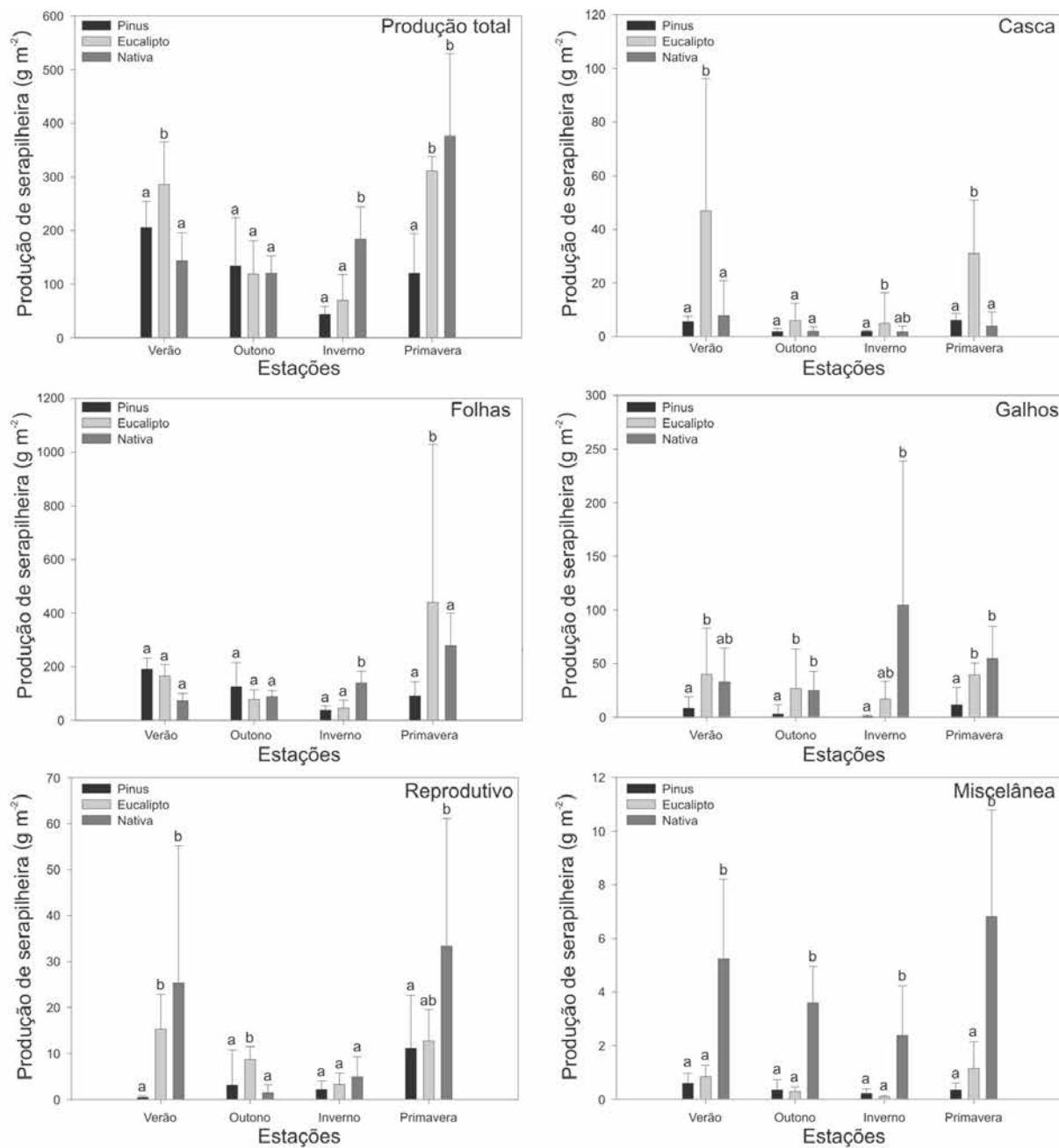


Figura 3. Produção sazonal total e das frações da serapilheira entre três sistemas florestais no sul do Brasil. A) produção total, B) cascas, C) folhas, D) galhos, E) material reprodutivo e F) miscelânea. Valores são médias seguidas pelo desvio padrão da média. Letras distintas indicam diferença significativa entre as áreas em cada estação ($p \leq 0,05$).

Quanto à variação na produção de serapilheira ao longo do ano, a área nativa apresentou menor variação quando comparada com as distintas frações (Figura 4). Neste sentido, pode-se perceber que para as frações de galhos, folhas e miscelânea, esta área apresentou a maior média de equabilidade, demonstrando produção mais constante ao longo do tempo. Para a produção de cascas, a área de pinus apresentou maior média de equabilidade, enquanto que para a fração de material reprodutivo, o eucalipto apresentou maior média de equabilidade. Considerando

uma análise global das frações, a área nativa apresentou o menor coeficiente de variação, indicando produção mais constante, independente da fração observada (Figura 5).

Porém, observou-se que as áreas com florestas exóticas apresentam produção das frações de serapilheira com maior variação sazonal, indicada pelo maior coeficiente de variação das equabilidades (Figura 5), comparados à área de floresta nativa.

Este trabalho teve como premissa que a área do fragmento de floresta nativa, por apresentar a maior riqueza de espécies

(maior diversidade) apresentaria produção mais constante de serapilheira ao longo do tempo e que esta uniformidade resultaria em maior produção total anual de serapilheira. A maior uniformidade na produção das frações de serapilheira observada na área de floresta nativa pode ser um importante fator associado à integridade ambiental, mas não resultou

em maior produção anual de serapilheira. Os resultados observados na área de eucalipto sugerem que os picos de produção em determinadas épocas do ano podem ser, neste sistema florestal, os principais fatores responsáveis pela maior produção anual de serapilheira. Nesse sentido, a área de pinus se destacou pela menor produção ao longo do ano.

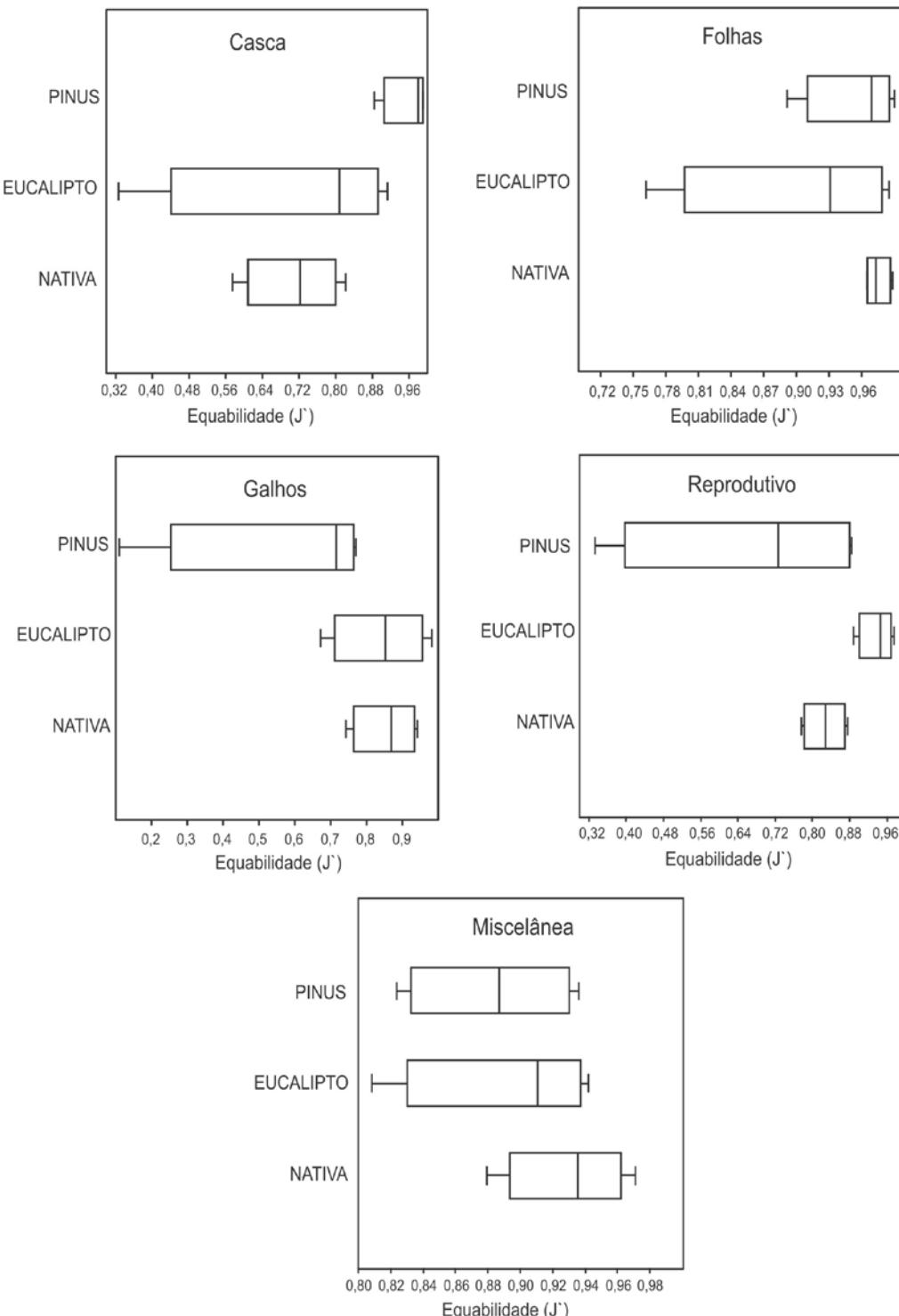


Figura 4. Variação da produção sazonal de serapilheira em diferentes frações (casca, galhos, folhas, reprodutivo e miscelânea) ao longo do ano. Valores médios (linha média no interior da caixa) caracterizam a média de equabilidade para as quatro estações do ano, com respectivos valores (mínimo e máximo - extremidades), em três sistemas florestais no sul do Brasil.

Jantz et al. (2014) observaram que estudos que abordem a relação entre a diversidade biológica e a capacidade de estoque de carbono são fundamentais para inferir sobre a potencialidade dos sistemas florestais nos efeitos associados às mudanças climáticas. A partir das diferenças observadas na produção de serapilheira entre as áreas com plantios florestais monoespecíficos e a área de floresta nativa, sugere-se que o uso da produtividade primária anual, isoladamente, pode não ser eficiente como indicador de potencial de estocagem de carbono em sistemas florestais.

A diversidade biológica, por outro lado, pode ser um importante fator de integridade ambiental, conforme observado por Pichancourt et al. (2014), por manter um padrão constante de deposição de serapilheira e, consequentemente, disponibilizar maior variação de substratos para a micro e macro fauna do solo, gerando maior decomposição da matéria orgânica e acúmulo de carbono no solo. Assim, sistemas florestais nativos ou mistos ou com maior diversidade de espécies podem ser indicados como os mais eficientes no sequestro de carbono acima e abaixo do solo, devido a maior estabilidade entre os processos fisiológicos e a variação nas condições ambientais ao longo do ano, indicadas neste estudo pelo menor coeficiente de variação das equabilidades.

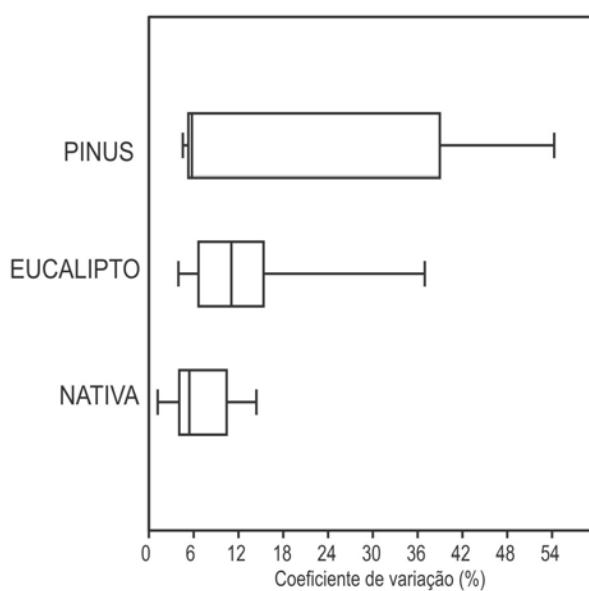


Figura 5. Coeficiente de variação da equabilidade da produção anual de serapilheira observada em três sistemas florestais no sul do Brasil. Valores médios (linha média no interior da caixa) caracterizam a média do coeficiente de variação de equabilidade para as quatro estações do ano, com respectivos valores (mínimo e máximo - extremidades), em três sistemas florestais no sul do Brasil.

4. Considerações finais

A alta produção anual de serapilheira observada na área com eucalipto e a menor produção observada na área de pinus foram associadas à menor equabilidade e maior coeficiente de variação em ambas as áreas, indicando que a deposição de serapilheira apresenta maior variação ao longo do ano em relação à área de floresta nativa. Por outro lado, apesar de uma produção anual de serapilheira semelhante à área com eucalipto, a floresta nativa apresentou maior índice de equabilidade, indicando que a diversidade biológica apresentou uma relação direta com a uniformidade na produção de serapilheira ao longo do ano.

Agradecimentos

Os autores agradecem à URI Erechim pelo apoio logístico e financeiro; à Marcolin Indústria Têxtil pelo apoio financeiro (Projeto 2222) e disponibilização das áreas em estudo; ao Pólo de Modernização Tecnológica do Norte (Edital SCIT 02/2011 - Processo 692.2500/11-7) pelo auxílio financeiro; à FAPERGS pela concessão de bolsa de Mestrado à E.S.Capelesso e auxílio financeiro (Edital PqG 2012 - Processo SPI 2501 12-6) e ao CNPq (Edital Universal 2012 - Processo 475063/2012-0), pelo auxílio financeiro.

Referências

BALVANERA, P.; SIDDIQUE, I.; DEE, L.; PAQUETTE, A.; ISBELL, F.; GONZALEZ, A.; BYRNES, J.; O'CONNOR, M.; HUNGATE, B.; GRIFFIN, J. N. Linking biodiversity and ecosystem services: current uncertainties and the necessary next steps. *BioScience*, Washington, DC, v. 64, n. 1, p. 49-57, 2014.

BERNARDI, S.; BUDKE, J. C. Estrutura da sinúsia epífítica e efeito de borda em uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecídua e Floresta Ombrófila Mista. *Floresta*, Curitiba, v. 40, n. 1, p. 81-92, 2010.

BINKLEY, D.; RESH, S. C. Rapid changes in soils following *Eucalyptus* afforestation in Hawaii. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 63, n. 1, p. 222-225, 1999.

CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G. M.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A.; KINZIG, A. P.; DAILY, G. C.; LOREAU, M.; GRACE, J. B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D.; NAEEM, S. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, London, v. 486, p. 59-67, 2012.

DÍAZ, S.; HECTOR, A.; WARDLE, A. Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, p. 55-60, 2009.

FORTES, D. O.; LÚCIO, A. D.; STORCK, L. Plano amostral para coleta de serapilheira na Floresta Ombrófila Mista do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 38, n. 9, p. 2512-2518, 2008.

HULVEY, K. B.; HOBBS, R. J.; STANDISH, R. J.; LINDENMAYER, D. B.; LACH, L.; PERRING, M. P. Benefits of tree mixes in carbon plantings. **Nature Climate Change**, New York, v. 3, n. 10, p. 869-874, 2013.

JANTZ, P.; GOETZ, S.; LAPORTE, N. Carbon stock corridors to mitigate climate change and promote biodiversity in the tropics. **Nature Climate Change**, New York, v. 4, p. 138-142, 2014.

LAGANIÈRE, J.; PARÉ, D.; BERGERON, Y.; CHEN, H. Y. H.; BRASSARD, B. W.; CAVARD, X. Stability of soil carbon stocks varies with forest composition in the Canadian boreal biome. **Ecosystems**, New York, v. 16, n. 5, p. 852-865, 2013.

LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 220, p. 242-258, 2002.

LOWMAN, M. D. Litterfall and leaf decay in three Australian rainforest formations. **Journal of Ecology**, Cambridge, v. 76, n. 2, p. 451-465, 1988.

PAUL, K. L.; POLGLASE, P. J.; NYAKUENGAMA, J. G.; KAANA, P. K. Change in soil carbon following afforestation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 168, n. 1-3, p. 241-257, 2002.

PICHANCOURT, J. B.; FIRN, J.; CHADÉS, I. Growing biodiverse carbon-rich forests. **Global Change Biology**, Oxford, v. 20, n. 2, p. 382-393, 2014.

SAUSEN, T. L.; SHAEFER, G. F. P.; TOMAZI, M.; SANTOS, L. S.; BAYER, C.; ROSA, L. M. G. Clay content drives carbon stocks in soils under a plantation of *Eucalyptus saligna* Labill. in southern Brazil. **Acta Botanica Brasiliensis**, Brasília, DF, v. 28, n. 2, p. 266-273, 2014.

STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. do; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E. PINTO, L. F. S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2. ed. Porto Alegre: EMATER/RS, 2008.

VITOUSEK, P. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. **The American Naturalist**, v. 119, n. 4, p. 553-572, 1982.

Variáveis climáticas relacionadas aos serviços ambientais: estudo de caso da araucária

Marcos Silveira Wrege, Elenice Fritzsons, Márcia Toffani Simão Soares, Valderêis Aparecida de Sousa

Resumo: A Mata Atlântica abriga boa parte da biodiversidade e do patrimônio natural existente no Brasil, sendo considerada um importante centro de diversidade biológica mundial, com elevado número de espécies endêmicas. A manutenção desta biodiversidade possibilita assegurar o funcionamento de diversos serviços ambientais, como a purificação do ar e da água, o provimento de água e de alimentos, a regulação do clima e da ocorrência de pragas e doenças, a proteção dos recursos genéticos, a proteção contra desastres naturais, a estocagem de carbono, a ciclagem de nutrientes do solo, entre outros, permitindo a sustentabilidade dos ecossistemas e garantindo a existência de vida na Terra. Alterações ambientais, como desmatamento e mudanças climáticas globais, afetam negativamente os ecossistemas, resultando em acelerada perda de genótipos na natureza, aumento da fragmentação da vegetação e da degradação de habitats, erosão dos solos, assoreamento de corpos d'água, levando, em longo prazo, ao declínio de ecossistemas e à redução do suprimento de seus bens e serviços. Estes riscos são potencializados nos ecossistemas com predominância de formações florestais, com maior riqueza na diversidade de espécies e alto grau de endemismo, como é o caso da Mata Atlântica. Nós mostramos o uso associado da modelagem de distribuição potencial de espécies (MDP) e de sistemas de informações geográficas (SIG) como ferramenta para avaliar o comportamento da biodiversidade frente aos problemas de fragmentação da vegetação causados pelas atividades antrópicas, bem como para predizer a ocorrência de espécies nos cenários climáticos futuros, previstos pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas.

Palavras-chave: degradação ambiental, serviços ecossistêmicos, diversidade biológica, modelagem da distribuição potencial de espécies, alterações do clima, fragmentação da vegetação.

Climatic factors related to ecosystem services: the case of Araucaria

Abstract: The Atlantic Forest harbors a large part of Brazil's biological diversity and natural wealth, and is considered an important center of biological diversity, with a large number of endemic species. The maintenance of this biodiversity ensures the delivery of many ecosystem services, such as air and water purification, climate regulation, control of pests and diseases, protection of genetic resources, carbon storage and nutrient cycling in the soil, among others, allowing the ecosystem sustainability and guaranteeing the existence of life on earth. Environmental changes such as deforestation and global climate change negatively affect ecosystems, resulting in rapid genotype losses, increased fragmentation and habitat degradation, soil erosion, siltation of water bodies, leading, in the long-run to ecosystem decline and reduced delivery of goods and services. These risks are compounded in ecosystem with forest dominance (richer in species diversity and endemism) such as the Atlantic Forest. Nós show the use of MDP (modeling potential distribution of species), and GIS (geographic information systems) as tools to assesses the potential impacts of habitat fragmentation caused by human activities on biodiversity and species occurrences, based on the scenarios predicted by the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).

Keywords: environmental degradation, ecosystems services, biodiversity, modeling potential species distribution , climate change, habitat fragmentation.

1. Introdução

A Mata Atlântica é o bioma que apresenta uma das maiores diversidades biológicas existentes em nosso planeta, com um rico patrimônio natural, possuindo ainda a maioria das unidades fitogeográficas existentes em nosso país. Estima-se que dois terços da população brasileira, cerca de 120 milhões de habitantes, vivam nas áreas de domínio da Mata Atlântica, com alta dependência do provimento dos bens e serviços ecossistêmicos advindos deste bioma (SEEHUSEN et al., 2011). Sua preservação permite assegurar o funcionamento dos serviços ambientais, tais como a purificação do ar e da água, a provisão de água e de alimentos, a regulação do clima e da ocorrência de pragas e doenças, a garantia de manutenção dos recursos genéticos, a proteção contra desastres naturais, a estocagem de carbono, a ciclagem de nutrientes do solo, entre outros, garantindo a sustentabilidade dos ecossistemas e contribuindo para a manutenção das condições de vida em nosso planeta.

O bioma é caracterizado pela presença de um grande número de espécies endêmicas. Os serviços ambientais encontram-se ameaçados pelos desmatamentos ocorridos neste bioma, que reduzem a quantidade de espécies e extinguem ambientes únicos, jamais vistos em outros lugares, e que são responsáveis por assegurar a sobrevivência das espécies endêmicas que existem apenas nestes ambientes (DIAZ et al., 2007).

Atualmente, menos de 6% da cobertura vegetal original está preservada em áreas bastante fragmentadas e mais de 92% dos fragmentos têm menos de 100 ha. Por tais motivos, este bioma está situado entre os cinco primeiros hotspots do planeta e a preservação de sua biodiversidade é considerada prioritária (ALEIXO et al., 2010; MYERS, 2000), sendo essencial para assegurar serviços ambientais.

Além destes problemas, a prestação de serviços ambientais é ameaçada pelas mudanças climáticas globais, causadas pelo aumento das emissões de gases de efeito estufa. Nos últimos 50 anos foi observado, na região sul do Brasil, aumento da temperatura do ar, sobretudo da temperatura mínima, de 1,5 a 1,7 °C (RICCE et al., 2009). A previsão é de que, em algumas regiões do país, a temperatura média possa subir até 6 °C até o final do século (MARENCO, 2009).

Em um primeiro momento, o aumento das concentrações de gases de efeito estufa e da temperatura pode resultar no aumento de produtividade de algumas espécies florestais. Posteriormente, quando as concentrações destes gases e as temperaturas forem muito elevadas, o efeito poderá ser contrário, devido à fitotoxicidade do gás carbônico e ao

atingimento do limite de temperatura para o desenvolvimento das espécies, as quais poderão ter um índice de mortalidade elevado (BRASIL, 2007).

Além disso, poderão ocorrer modificações nos padrões de distribuição da pluviosidade, com aumento das secas e das inundações, dependendo do local, da época e do ano. Nos últimos 50 anos, esses eventos têm ocorrido com maior frequência fora da época normal e com intensidade diferente da habitual (NOBRE, 2001). Como consequência dessa tendência, os riscos de ocorrência de incêndios florestais podem se tornar maiores, influenciando a extinção de espécies florestais e redução da diversidade biológica (MARENCO, 2009).

Considerando-se todos estes fatores, a tendência natural é a de que as espécies se desloquem em direção a altitudes e latitudes maiores, buscando as condições ambientais semelhantes às que tem no presente. Contudo, algumas espécies não teriam como fazer isso, como as de regiões de altitude ou insulares, por exemplo, porque não teriam como se expandir para regiões de altitudes maiores, ou porque o mar impediria a expansão para outras regiões. Além disso, o espaço ocupado por uma espécie poderia ser invadido por outra, havendo competição (DIAZ et al., 2007). Além disso, algumas espécies dependem do tipo de solo para sobreviver e, portanto, poderia ter maior dificuldade em se adaptar a um ambiente novo.

Todos estes fatores afetam a ocorrência das espécies e são capazes de alterar o espaço ocupado por elas, interferindo, portanto, na prestação de serviços ambientais oferecidos por estes ambientes.

Existem atualmente ferramentas capazes de facilitar a identificação dos locais de ocorrência das espécies e a projeção de cenários futuros, identificando quais seriam os possíveis caminhos de expansão de uma espécie. Uma destas ferramentas é a modelagem da distribuição de espécies. Essa ferramenta pode ser usada em conjunto com os sistemas de informações geográficas (SOUZA; RICHARDS, 2012; WREGE et al., 2009).

A modelagem da distribuição de espécies é o mapeamento da probabilidade de ocorrência de uma espécie, estabelecida pela relação (algoritmo) entre pontos de ocorrência da espécie e variáveis ambientais (temperatura, balanço hídrico, umidade relativa, tipos de solos, relevo, etc.). Desse modo, é possível identificar as condições ambientais mínimas necessárias para a sobrevivência de cada espécie (LUOTO et al., 2005; PETERSON, 2001; RAXWORTHY et al., 2003). Os sistemas de informações geográficas podem ser usados para o

mapeamento, onde as informações geradas nos softwares de modelagem podem ser editadas.

Assim, neste capítulo é apresentado o mapeamento atual da distribuição de ocorrência da araucária no Estado do Paraná, verificando os efeitos das alterações de zonas de ocorrência no futuro e as zonas que devem ser destinadas à preservação, visando garantir o funcionamento futuro dos serviços ambientais ligados a esta espécie.

2. Uso da ferramenta de modelagem da distribuição de espécies: estudo de caso da araucária

Existem atualmente vários softwares desenvolvidos para fazer a modelagem da distribuição das espécies (MDP). O 'Open Modeller' está entre os mais usados e agrupa vários algoritmos ('Bioclim', 'Niche Mosaic', 'Envelope Score', etc.). Os algoritmos são as fórmulas que determinam o espaço geográfico ocupado por cada espécie e fazem a relação entre os pontos de ocorrência de cada uma com as variáveis ambientais. Cada tipo de algoritmo é indicado para uma situação diferente.

A MDP pode ser usada para projetar as mudanças de locais e de dimensões dos espaços geográficos a serem ocupados pelas espécies no futuro, causados pelas mudanças climáticas globais, e tem diversas finalidades, entre as quais: analisar o efeito das mudanças climáticas globais sobre a biodiversidade; orientar a escolha de áreas prioritárias para conservação; fazer a predição de áreas ideais para plantio; guiar levantamentos para detectar espécies novas ou raras e novos padrões de distribuição; determinar áreas com maior risco de invasão por espécies exóticas e estudar possíveis rotas de disseminação de pragas e de doenças (DE MARCO JUNIOR; SIQUEIRA, 2009).

Como exemplo, podemos citar a araucária (*Araucaria angustifolia* Bert O. Kuntze), que é uma das espécies florestais brasileiras mais representativas das regiões frias do Brasil e promissoras, em termos silviculturais, aliando capacidade produtiva de madeira com produção de alimento. É uma representante da Floresta Ombrófila Mista (FOM), domínio do Bioma Mata Atlântica (VELOSO, 1991). A FOM perdeu 97% da área original, o que compromete drasticamente sua variabilidade genética e a coloca em risco de extinção (THOMAS, 2014).

Essa espécie ocorre nas regiões subtropicais do Brasil e da Argentina, acima de 500 m em relação ao nível do mar, sendo uma espécie de altitude e, por essa razão, tem estreitas restrições climáticas e é muito vulnerável, com alto risco de extinção. Usando MDP, pode-se verificar a distribuição atual

da espécie no Estado do Paraná e as projeções de cenários futuros, elaboradas de acordo com o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (PARRY et al., 2007) (Figura 1) e, com base nisso, definir as estratégias de conservação desta espécie e o seu papel na prestação de serviços ambientais.

Foram usados, no exemplo, os pontos de ocorrência de araucária no Estado do Paraná, referenciados com coordenadas geográficas, os quais foram relacionados com mapas de variáveis climáticas, usando o algoritmo *Bioclim*, um dos modelos mais usados na MDP. As variáveis climáticas usadas foram as que têm maior relação com a distribuição de ocorrência da espécie, entre as quais as temperaturas mínimas e máximas do ar e a pluviosidade acumulada por estação (primavera, verão, outono, inverno), considerando, portanto, o efeito de sazonalidade do clima. É importante considerar as estações do ano, porque existe uma forte variabilidade do clima dentro do ano na região sul do Brasil e a média de um ano não representa a condição real do clima.

Na Figura 1, são apresentadas as zonas atuais de ocorrência de araucária (zonas com hachuras) e as zonas de ocorrência restrita (zonas sem hachuras) e as projeções de cenários futuros. Nas zonas restritas, a ocorrência da espécie é rara, geralmente em microclimas próximos a vertentes de rios, entre 500-600 m de altitude. As zonas hachuradas devem ser priorizadas para conservação e é onde deve ser estimulada a criação de zonas de preservação, principalmente as áreas de maior altitude de Palmas, General Carneiro e Guarapuava, considerando-se a evolução dos cenários futuros de 2031-2040, 2051-2060, 2071-2080 e 2091-2100. A criação de áreas de conservação nesses locais é essencial para garantir a funcionalidade dos serviços ambientais desta espécie no futuro.

Analizando-se os resultados da modelagem (Figura 1), pode-se verificar que as zonas onde as condições são favoráveis para o desenvolvimento da espécie tendem a diminuir a cada década e é possível verificar uma tendência de expansão da espécie para zonas de maior altitude e latitude nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Nos Estados do Paraná e de São Paulo, a tendência desta espécie é desaparecer (WREGE et al., 2009).

A partir de 2070, está prevista uma redução de área favorável dos atuais 9.950.000 ha no Paraná para 62.000 ha, restando apenas 0,62% da área original, e o risco de extinção da araucária é maior, com maior fragmentação da vegetação e degradação dos habitats onde a espécie vive, repercutindo sobre a funcionalidade dos serviços ambientais advindos desta espécie e, consequentemente, da Floresta Ombrófila Mista (FOM).

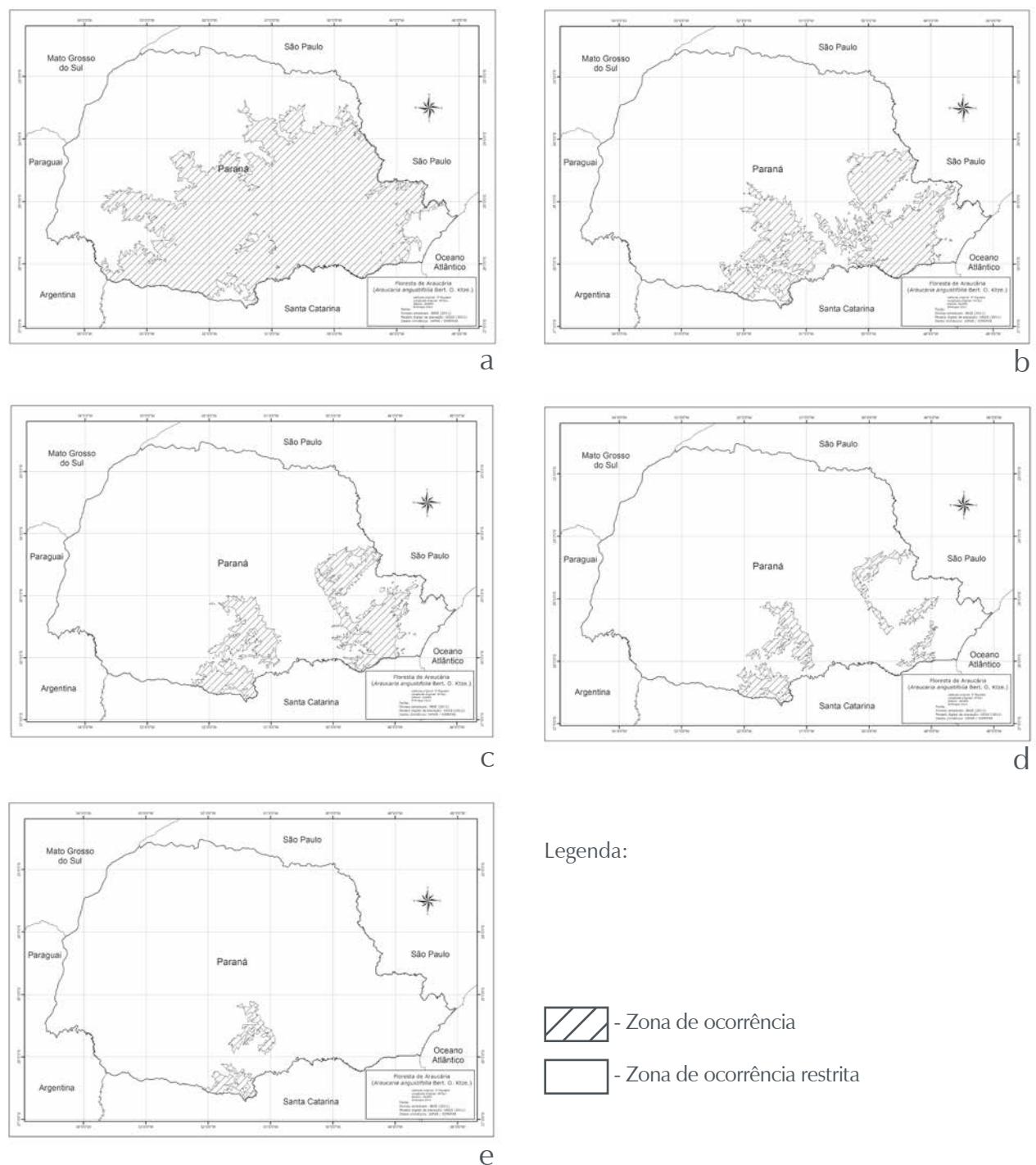


Figura 1. Distribuição da araucária no Estado do Paraná, utilizando modelagem de distribuição potencial da espécie (modelo Bioclim) (a) e projeção de cenários futuros, de acordo com modelos do Parry et al. (2007) - b: 2031-2040; c: 2051-2060; d: 2071-2080 e e: 2091-2100.

3. Considerações finais

A fragmentação da vegetação e a degradação de habitats causadas por atividades antrópicas e mudanças climáticas contribuem para a extinção de espécies e perda de seus genótipos. Consequentemente, favorecem a redução da diversidade biológica, podendo comprometer, em longo prazo, a sobrevivência de ecossistemas e o suprimento de seus bens e serviços.

A MDP facilita a identificação de zonas com prioridade na preservação de espécies, garantindo a manutenção da diversidade biológica, com o intuito de dar garantias de provimento de serviços ambientais, entre os quais garantir o fornecimento de água em quantidade e qualidade para a sociedade, dar proteção contra desastres naturais e pestes agrícolas, oferecer proteção aos recursos genéticos, colaborar com a regulação do clima e com a estocagem de carbono e

ciclagem de nutrientes do solo. Aliada ao SIG, essa ferramenta permite identificar com precisão as condições ambientais que formam os nichos das espécies, podendo ser usada para definir as condições ambientais mínimas necessárias para a sobrevivência das espécies e das populações na atualidade e no futuro, com base nas alterações climáticas. A MDP também permite modelar o modo como a vegetação se relaciona com o seu meio. A evolução da modelagem permitirá a inclusão no futuro das interações interespecíficas e dos fatores históricos, representando, além do espaço geográfico potencial, o espaço real.

A decisão sobre o modelo a ser usado depende do erro de previsão de ocorrência da espécie, sendo, para isso, necessário rigor na escolha dos pontos de ocorrência, que devem ser analisados antes do seu uso na modelagem. Essa decisão é subjetiva e pessoal e depende da experiência do usuário no uso de ferramentas de modelagem e do conhecimento sobre a espécie.

Referências

- ALEIXO, A.; ALBERNAZ, A. L.; GRELLE, C. E. V.; VALE, M. M.; RANGEL, T. F. Mudanças climáticas e a biodiversidade dos biomas brasileiros: passado, presente e futuro. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 8, n. 2, p. 194-196, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Inter-relações entre biodiversidade e mudanças climáticas**: recomendações para a integração das considerações sobre biodiversidade na implementação da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima e seu Protocolo de Kyoto. Brasília, DF: 2007. 221 p. (Biodiversidade, 28).
- DE MARCO JUNIOR, P.; SIQUEIRA, M. F. de. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 5, n. 1-2, p. 65-76, 2009.
- DIAZ, B. D.; DÍAZ, S.; McGLOONE, M. Biodiversidade e Conexões com a Mudança de Clima. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Inter-relações entre biodiversidade e mudanças climáticas**: recomendações para a integração das considerações sobre biodiversidade na implementação da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima e seu Protocolo de Kyoto. Brasília, DF: 2007. v. 1. p. 35-51 (Biodiversidade, 28).
- LUOTO, M. J.; HEIKKINEN, R. K.; SAARINEN, K. Uncertainty of bioclimate envelope models based on the geographical distribution of species. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 14, p. 575-584, 2005.
- MARENKO, J. A. Global warming and climate change in Amazonia. In: KELLER, M. (Ed.) **Amazonia and global change**. Washington, DC: American Geophysical Union, 2009. v. 186. p. 262-273.
- MYERS, N. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, 2000.
- NOBRE, C. Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país. **Parcerias Estratégicas**, n. 12, p. 239-258, 2001. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/mudancasclimaticas/proclima.../file/publicacoes/impactos_vulnerabilidade/portugues/impactos_ecossistemas_cnobre.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2014.
- PARRY, M. L.; CANZIANI, O. F.; PALUTIKOK, J. P.; VAN DER LINDEN, P. J.; HANSON, C. E. (Ed.). **Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability**. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2007. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC.
- PETERSON, A. T. Predicting species geographic distributions models based on ecological niche modeling. **The Condor**, Los Angelis, v. 103, p. 599-605, 2001.
- RAXWORTHY, C. J.; MARTINEZ-MEYER, E.; HORNING, N. NUSSBAUM, R. A.; SCHNEIDER, G. E.; ORTEGA-HUERTA, M.; PETERSON, A. T. Predicting distribution of known and unknown reptile species in Madagascar. **Nature**, London, v. 426, p. 837-841, 2003.
- RICCE, W. da S.; CARAMORI, P. H.; MORAIS, H.; SILVA, D. A. B.; ATAÍDE, L. T. Análise de tendências na temperatura e precipitação em Londrina, Estado do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA AGROMETEOROLOGIA, 16., 2009, Belo Horizonte. **Mudanças climáticas, recursos hídricos e energia para uma agricultura sustentável**. Belo Horizonte: SBA: UFV: CNPMS, 2009.

SEEHUSEN, S. E.; CUNHA, A. A.; OLIVEIRA JÚNIOR, A. F. Iniciativas de PSA para a proteção da biodiversidade na Mata Atlântica. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios.** Brasília, DF, 2011. v. 1. p. 183-211. 272 p. (Biodiversidade, 42).

SOUZA, V. A. de; RICHARDS, C. M. Genetic diversity and biogeographic determinants of population structure in Araucaria angustifolia Bert. O Ktze. In: INTERNATIONAL CONFERENCE MOLECULAR ECOLOGY, 2012, Vienna.

Programme and abstracts. Vienna: VIPCA, 2012. p. 49.

THOMAS, P. Araucaria angustifolia. In: THE IUCN Red List of Threatened Species(tm): version 2014.3. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/details/32975/0>>. Acesso em: 12 de junho de 2014.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p.

WREGE, M. S.; HIGA, R. C. V.; BRITÉZ, R. M.; GARRASTAZU, M. C.; SOUSA, V. A.; CARAMORI, P. H.; RADIN, B.; BRAGA, H. J. Climate change and conservation of *Araucaria angustifolia* in Brazil. **Unasylva**, v. 60, p. 30-33, 2009.

Serviços ambientais prestados por morcegos frugívoros na recuperação de áreas degradadas

Sandra Bos Mikich, Gledson Vigiano Bianconi, Lays Cherobim Parolin, Adriana de Almeida

Resumo: Morcegos frugívoros possuem reconhecido papel na dispersão de sementes zoocóricas na Região Neotropical. Esses animais se alimentam de uma grande variedade de frutos, eliminando sementes em pleno voo ou sob poleiros de alimentação. Não obstante, a maioria das espécies consome frutos de plantas pioneiras no interior e entorno de florestas, levando consigo propágulos para sítios distantes, contribuindo assim para a regeneração natural após distúrbios e perturbações de diferentes escalas. Na Mata Atlântica, os três gêneros de morcegos mais abundantes (*Artibeus*, *Carollia* e *Sturnira*) comumente cruzam mosaicos heterogêneos, inclusive áreas abertas, podendo ali defecar sementes em pleno voo. Dados sobre a sua dieta nesse bioma indicam o consumo de 37 famílias, 81 gêneros e mais de 140 espécies de plantas, representando diversas formas de vida e categorias sucessionais, mas com predominância de árvores e arbustos pioneiros. Técnicas de recuperação de áreas degradadas, em desenvolvimento, procuram se utilizar da função ecossistêmica desempenhada pelos morcegos dispersores, atraindo-os para sítios a serem restaurados com a finalidade de incrementar ali a chuva e o banco de sementes. No entanto, ainda faltam parâmetros para valorar adequadamente esse serviço, nós apontamos aqueles que podem ser prontamente utilizados. Considerando a limitação de dados disponíveis, assumiu-se uma taxa de defecação equivalente a 12 amostras por indivíduo por dia, resultando em um potencial de dispersão entre 600 e 25.930 sementes $\text{ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, com base na frequência de uso de quatro parcelas de Floresta Atlântica por cinco espécies de morcegos frugívoros. Uma vez que estudos anteriores indicaram uma taxa média de germinação de sementes defecadas por morcegos igual a 66%, os valores anteriores foram corrigidos e comparados aos valores econômicos da restauração florestal com base no plantio de mudas (*replacement cost approach*). Dessa forma, aproximações dos valores econômicos do serviço ambiental prestado por morcegos frugívoros da Floresta Atlântica são apresentadas, não para serem tomadas como valores absolutos ou de referência, mas para estimular a discussão, a obtenção de dados de base necessários e o aperfeiçoamento dos cálculos.

Palavras-chave: biodiversidade, dispersão de sementes, regeneração natural, restauração florestal, serviços ecológicos de provisão, valoração econômica.

Ecosystem services provided by frugivorous bats in the recovery of degraded forests

Abstract: Fruit-eating bats are considered one of the most important groups of seed dispersers in the Neotropics. These phyllostomid bats consume a huge number of fruit species, defecating viable seeds in flight or under feeding perches. However, most species feed on fruits of pioneer plant species within forest patches and in forest margins, and take the seeds to distant places, contributing significantly to plant successional processes that follow disturbances of varying degrees. In the Atlantic Forest, the three most abundant bat genera (*Artibeus*, *Carollia* e *Sturnira*) frequently fly over heterogeneous landscape mosaics, including open areas, where they can discard seeds. A comprehensive review on the diet of Atlantic Forest frugivorous bats revealed the consumption of 37 plant families, 81 genera and more than 140 species. These species were represented by different life forms and successional categories, but with predominance of pioneer trees and shrubs. Forest restoration techniques that take advantage of the ecological service of seed dispersal provided by bats are

being developed based on their attraction to open degraded areas in order to improve local seed rain and seed banks. Nevertheless, as parameters to assess the economic valuation of this service properly are lacking, we present points out some that can be readily used. Given the limitation of available data we assumed a defecation rate of 12 fecal samples/individual/day which resulted in a potential dispersal between 600 and 25,930 seeds/ha/day. These numbers are based on the frequency of use of four Atlantic Forest plots by five species of frugivorous bats. Since previous studies found that, on average, 66% of all seeds dispersed by bats do germinate, previous figures were corrected accordingly and compared to the costs of planting seedlings with the purpose of restoring Atlantic Forest patches using the replacement cost approach. By doing so, we were able to present here the first economic valuation of the seed dispersal service provided by fruit-eating bats. However, the economic values should not be considered absolute or reference values, but as a stimulus for future discussion on this theme as well as for data collection and analysis.

Keywords: biodiversity, seed dispersal, natural regeneration, forest restoration, provisioning ecological services, economic valuation.

1. Introdução

Morcegos frugívoros da família Phyllostomidae possuem relevante papel na dispersão de sementes tropicais, tendo sua importância reconhecida desde a década de 1930 (RIDLEY, 1930). A razão para tanto inclui o fato de: (i) defecarem em voo ou em poleiros de alimentação, podendo eliminar sementes a longas distâncias da planta mãe; (ii) terem o trato digestório curto e, consequentemente, uma rápida digestão; (iii) as sementes, em geral, por não sofrerem alterações quando do processo de digestão, ou, em alguns casos, até aumentarem o seu potencial germinativo; e, por fim, (iv) apresentarem um elevado consumo de plantas pioneiras (CHARLES-DOMINIQUE, 1986; FLEMING, 1988; MORRISON, 1978; PALMEIRIM et al., 1989).

Neste contexto, os gêneros *Artibeus* Leach, 1821, *Carollia* Gray, 1838 e *Sturnira* Gray, 1842 destacam-se no Neotrópico e, em particular, na Mata Atlântica, não só por figurarem entre os morcegos mais abundantes e diversos, mas também pelo grande número de estudos envolvendo a composição da sua dieta e forrageio (BONACCORSO, 1979; CHARLES-DOMINIQUE, 1986; FLEMING, 1988; IUDICA; BONACCORSO, 1997; KALKO et al., 1996; MIKICH, 2002; WENDELN et al., 2000). Essa base de informações tem direcionado e justificado discussões sobre frugivoria, dispersão de sementes (FLEMING; HEITHAUS, 1981; PALMERIM et al., 1989; THIES; KALKO, 2004; van der PIJL, 1957) e, mais recentemente, sobre o papel dos filostomídeos frugívoros na recuperação de áreas degradadas (ARTEAGA et al., 2006; BIANCONI et al., 2006, 2010; GALINDO-GONZÁLEZ et al., 2000; KELM et al., 2008; MIKICH et al., 2003).

Apesar da reconhecida importância ecológica desses morcegos, faltam parâmetros para uma melhor compreensão das funções ecossistêmicas exercidas pelo grupo e,

consequentemente, para identificação e valorização dos serviços ambientais potencialmente gerados por ele (KUNZ et al., 2011). Este é o objetivo do presente capítulo, que também apresenta uma primeira aproximação da valorização econômica da dispersão de sementes efetuada por morcegos, baseada em dados coletados na Floresta Atlântica.

2. Descrição metodológica do trabalho

Revisão bibliográfica. A primeira parte do estudo consistiu na compilação de dados de consumo de frutos por representantes dos gêneros *Artibeus*, *Carollia* e *Sturnira* em todo o bioma Floresta Atlântica, de modo a demonstrar o seu potencial de dispersão, principalmente quanto à diversidade de sua dieta frugívora. Para tanto, foi utilizada a literatura disponível na base Web of Science (2012) empregando-se na busca as seguintes palavras-chave e suas combinações: “*Artibeus*”, “*Carollia*”, “*Sturnira*”, “Chiroptera”, “bat”, “diet”, “fruit”, “frugivory” e “plant”. As informações levantadas foram organizadas em planilhas eletrônicas, sendo cada entrada de espécie, gênero ou família de planta para cada espécie ou gênero de morcego denominada “registro”. Tais registros podiam estar baseados em observações diretas, análise de conteúdo estomacal e/ou em análises de amostras fecais, o que é mais comum para esse grupo animal.

Estudo de caso: Fênix, PR. Para a determinação dos potenciais serviços ambientais prestados, foram analisados os dados coletados por Bianconi e Mikich (in litt.) no período de 2000 a 2008 em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual localizados no município de Fênix (23° 55' S – 51° 57' W), estado do Paraná, Sul do Brasil. O clima da região é considerado do tipo Cfa ou Subtropical Úmido Mesotérmico pelo índice de Koppen, apresentando concentração das

chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida (MAACK, 1981; INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E FLORESTAS, 1987).

Para as análises foram utilizadas as seguintes informações: o total de amostras fecais coletadas por gênero de morcego (*Artibeus*, *Carollia* e *Sturnira*), a quantidade de amostras contendo sementes visualmente intactas, a identificação em nível específico das sementes, e suas características ecológicas (i.e., forma de vida, de acordo com LIEBSCH et al., 2009; MICKICH; SILVA, 2001, e categoria sucessional sensu (SWAIN; WHITMORE, 1988)). Foram também consideradas: a quantidade média de sementes por amostra fecal e as taxas de defecação. Para a estimativa do valor da taxa de defecação, considerou-se o tempo médio de passagem das sementes pelo tubo digestório de morcegos frugívoros, que é de aproximadamente 30 min (FLEMING, 1988), o que resultaria em uma taxa de defecação de 24 amostras por noite ou a cada 24 horas, já que durante o dia a atividade é muito reduzida e não há alimentação. No entanto, esse valor não leva em consideração o tempo gasto para a obtenção do alimento (ainda que a digestão ocorra paralelamente à busca e apreensão do fruto) e, principalmente, as flutuações no ritmo de atividade das espécies de morcego ao longo da noite, que podem ser regidas por competição ou por aspectos específicos da biologia das espécies (AGUIAR; MARINHO-FILHO, 2004; HEITHAUS et al., 1975; PEDRO; TADDEI, 2002). Dessa forma, esse valor foi reduzido para 12 defecações por noite ou a cada 24 horas. Para fins de cálculos da contribuição potencial dos morcegos frugívoros no processo de sucessão florestal, utilizou-se como referência a média de sementes que germinam após a dispersão. Embora esse valor varie por espécie animal, de planta e seja altamente contexto-dependente, para viabilizar os cálculos propostos foi utilizado 66% como valor padrão. Esta estimativa equivale à média das porcentagens de germinação de sementes de sete espécies (*Piper amalago*, *P. jacquemontianum*, *P. pseudo-fuligineum*, *Solanum hazenii*, *Cecropia peltata*, *Maclura tinctoria* e *Muntingia calabura*) após passagem pelo trato digestório de *Carollia perspicillata*, segundo dados obtidos por Fleming (1988). Ressalta-se que esses gêneros (com exceção de *Muntingia*) foram os mesmos utilizados na análise deste capítulo, uma vez que estão entre os mais comuns da dieta dos morcegos frugívoros na Floresta Atlântica (Tabela 1).

Para compor uma estimativa das quantidades mínima e máxima de sementes defecadas por hectare de floresta,

foram utilizadas as informações de assembleia de morcegos disponíveis em Bianconi et al. (2004). No estudo, os autores avaliaram a frequência de captura de morcegos frugívoros em quatro parcelas de 1 ha (100 m x 100 m) estabelecidas em três fragmentos florestais, por meio de capturas mensais com redes-de-neblina, entre julho de 2002 e junho de 2003. As redes foram sempre abertas ao entardecer, revisadas em intervalos de 20-30 min e fechadas após seis horas de exposição, totalizando assim um esforço de captura de 172.800 m².h, ou seja, 43.200 m².h por sítio amostral. Considerando a seletividade do método de captura empregado (redes atingindo aproximadamente 2 m do nível do solo), as quais não favorecem a captura de indivíduos que se deslocam acima do sub-bosque, ou mesmo podem ser detectadas e evitadas por alguns animais, os valores de captura observados no período e assumidos nesse estudo como 'frequência de uso' por espécie de morcego em atividade (forrageio e/ou deslocamento), são subestimados e não devem ser levadas a efeito como sinônimo de densidade.

Finalmente, para valorar a dispersão de sementes prestada por esses filostomídeos, adotou-se o *replacement cost approach*, sugerido por Kunz et al. (2011) em uma recente revisão sobre serviços ambientais prestados por morcegos. Assim, os custos de restauração florestal de áreas degradadas foram baseados no Pacto para a Restauração Ecológica da Mata Atlântica e os valores foram convertidos para dólar americano (USD), de acordo com o seu fechamento no ano de publicação do referido estudo, segundo valores do Banco Central do Brasil (<http://www4.bcb.gov.br>).

3. Análise e integração dos resultados

3.1. Dispersão de sementes na Floresta Atlântica.

Foram totalizados 934 registros relativos à dieta frugívora de *Artibeus*, *Carollia* e *Sturnira* em todo o bioma, sendo 488 registros para as espécies de *Artibeus*, 218 para *Carollia* e 228 para *Sturnira*. Ao todo, os três morcegos consumiram 37 famílias de plantas, 81 gêneros e cerca de 143 espécies válidas, números que comprovam a diversidade da dieta frugívora desses gêneros no bioma e, consequentemente, uma chuva de sementes igualmente diversa. Entre os gêneros de plantas mais consumidos (Tabela 1), destacam-se: *Ficus*, *Cecropia*, *Piper* e *Solanum*, cada qual com expressiva parcela de espécies pioneiras na Floresta Atlântica e na área de estudo (MICKICH; SILVA, 2001).

Tabela 1. Gêneros e famílias de plantas mais consumidos pelos morcegos *Artibeus*, *Carollia* e *Sturnira* no bioma Floresta Atlântica.

| Gêneros | Famílias mais consumidas (Nº registros)* | Gêneros mais consumidos (Nº registros)* |
|----------|--|---|
| Artibeus | Moraceae (131) | Ficus (116) |
| | Urticaceae (74) | Cecropia (74) |
| | Piperaceae (50) | Piper (44) |
| Carollia | Piperaceae (89) | Piper (88) |
| | Solanaceace (56) | Solanum (49) |
| Sturnira | Clusiaceae (20) | Vismia (20) |
| | Solanaceae (86) | Solanum (76) |
| | Piperaceae (56) | Piper (56) |
| | Moraceae (24) | Ficus (20) |

*Número de registros encontrados na literatura em parênteses.

Estudo de caso: Fênix, PR. Em relação aos dados coletados no município de Fênix, foram examinadas 2.986 amostras fecais de cinco espécies de morcegos frugívoros: *Artibeus lituratus* (n= 1.703 amostras), *Carollia perspicillata* (n= 747), *A. fimbriatus* (n= 237), *Sturnira lilium* (n= 157) e *A. planirostris* (n= 142). Em conjunto essas espécies dispersaram sementes de 32 espécies, contidas em 1.385 amostras (46,4% do total de amostras coletadas). Assim, o número de sementes por amostra variou de zero a 1.210, enquanto o número de espécies de sementes por amostra variou de zero a quatro. As espécies vegetais dispersas apresentaram três tipos de formas de vida,

sendo 31% árvores, 37% arbustos e 3% lianas (19% não foram determinadas). Quanto à categoria sucessional, 75% eram pioneiras, 19% não pioneiras e 6% não foram determinadas.

Considerando a quantidade estimada de defecações por noite (12) e a ‘frequência de uso’ de cada espécie de morcego por parcela amostral (Tabela 2), a quantidade mínima estimada de sementes dispersas por hectare por dia poderia variar entre 600 para *S. lilium* e 25.930 para *C. perspicillata*. Entretanto, considerando o percentual médio de germinação de 66%, os valores acima corresponderiam a 396 e 17.114 sementes ha⁻¹ dia⁻¹, respectivamente (Tabela 3).

Tabela 2. Frequência de uso por espécie de morcegos em atividade (forrageio e/ou deslocamento) para quatro parcelas amostrais de 1 ha, localizadas nos remanescentes de Floresta Estacional Semideciduado do município de Fênix, PR, Sul do Brasil.

| Espécie | Área 1 | Área 2 | Área 3 | Área 4 | Média e desvio padrão |
|--|--------|--------|--------|--------|-----------------------|
| <i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758) | 43 | 35 | 21 | 49 | 37,00 ± 12,11 |
| <i>Artibeus fimbriatus</i> Gray, 1838 | 19 | 19 | 18 | 9 | 16,25 ± 4,85 |
| <i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823) | 12 | 14 | 15 | 5 | 11,50 ± 4,50 |
| <i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818) | 91 | 112 | 129 | 81 | 103,25 ± 21,48 |
| <i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810) | 19 | 6 | 19 | 6 | 12,50 ± 7,50 |

Tabela 3. Quantidade total estimada e de acordo com características ecológicas de sementes dispersas por morcegos frugívoros de cinco espécies, por hectare por dia^a em uma área de ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual, em função da: estimativa da quantidade de defecações por noite, quantidade média de sementes dispersas por defecação, frequência de uso, e percentual médio de germinação de sementes.

| Espécie | Quantidade média de sementes/defecação | Frequência de uso ha ⁻¹ ^b | Total de sementes com potencial de germinação ha ⁻¹ dia ⁻¹ ^a | Forma de vida | | | Categoria sucessional | |
|-------------------------------|--|---|---|---------------|-------|-----|-----------------------|-------|
| | | | | AV | AB | LI | PI | NP |
| <i>Carollia perspicillata</i> | 44 | 24,89 | 8.674 | 3.078 | 3.637 | 280 | 6.435 | 1.119 |
| | | 49,11 | 17.114 | 6.073 | 7.177 | 552 | 12.697 | 2.208 |
| <i>Artibeus fimbriatus</i> | 10 | 11,40 | 903 | 478 | 372 | 0 | 584 | 212 |
| | | 21,10 | 1.671 | 885 | 688 | 0 | 1.081 | 393 |
| <i>Artibeus planirostris</i> | 14 | 7,00 | 776 | 418 | 358 | 0 | 597 | 179 |
| | | 16,00 | 1.774 | 955 | 819 | 0 | 1.365 | 409 |
| <i>Artibeus lituratus</i> | 15 | 81,77 | 9.714 | 5.088 | 3.238 | 463 | 6.014 | 1.850 |
| | | 124,73 | 14.818 | 7.762 | 4.939 | 706 | 9.173 | 2.822 |
| <i>Sturnira lilium</i> | 10 | 5,00 | 396 | 125 | 188 | 21 | 313 | 63 |
| | | 20,00 | 1.584 | 500 | 750 | 83 | 1.251 | 250 |

Forma de vida: AV= árvore, AB= arbusto, LI= liana. Categoria Sucessional: PI= pioneira, NP= não-pioneira.

^a corresponde a um período de 24 h; ^b valores correspondem à média - DP e média + DP, conforme Tabela 2.

Diversos autores discutiram a importância de filostomídeos frugívoros na dispersão de sementes de plantas pioneiras neotropicais (BIANCONI, 2009; FLEMING, 1988; HENRY; JOUARD, 2007; KUNZ et al., 2011; MUSCARELLA; FLEMING, 2007). Plantas dessa categoria sucessional, por germinarem na presença de luz e possuírem crescimento rápido (SWAIN; WHITMORE, 1988), são elementos-chave para o processo de nucleação, uma vez que proporcionam a formação de pequenos agregados de outras espécies ao seu redor, acelerando o processo de regeneração natural (YARRANTON; MORRISON, 1974). Os valores aqui apresentados, referentes à diversidade de plantas consumidas (Tabela 1), quantidade de sementes potencialmente dispersas por noite e predominância de espécies pioneiras dentre essas sementes (Tabela 3), indicam que *Artibeus*, *Carollia* e *Sturnira* desempenham importante função ecossistêmica na Floresta Atlântica, especificamente.

A restauração desse bioma é tema de interesse global, uma vez que os prejuízos oriundos de sua degradação são abrangentes, incluindo desde o aumento da concentração de gás carbônico na atmosfera e danos a solos férteis para a agricultura, até a redução da disponibilidade e qualidade da água, e a perda da diversidade biológica (FONSECA et al., 2001; MIRANDA; GAMBARINI, 2003; YOUNG; LUSTOSA, 2003). Essa problemática tem direcionado a busca por estratégias para restauração da paisagem e a manutenção mínima dos processos ecológicos (KELM et al., 2008; REIS et al., 1999, 2003; TRES et al., 2007). Com base no entendimento dos mecanismos químicos envolvidos nas interações morcegos frugívoros-plantas, novas perspectivas no campo da ecologia aplicada podem ser consideradas. Pesquisas em fase de aprimoramento (BIANCONI et al., 2007, 2010; MIKICH et al., 2003) mostram que óleos essenciais podem ser utilizados para atrair morcegos a locais de interesse (p.ex., pastagens

abandonadas), mesmo que distantes de fragmentos florestais, aumentando a chuva de sementes nos mesmos e contribuindo para a recuperação ambiental.

Métodos tradicionais de recuperação de áreas degradadas, como o plantio de espécies florestais nativas, em geral recuperam parte das funções do ambiente (dificilmente a sua forma), sobretudo em regiões neotropicais, aonde há alta diversidade de espécies (VIANA; PINHEIRO, 1998) e uma parcela ínfima de plantas com características silviculturais conhecidas e/ou comercializadas (MIKICH; BIANCONI, 2005). Embora a literatura cite vários grupos animais (p.ex. aves, primatas, ungulados) como dispersores de sementes (JORDANO, 2000), os morcegos frugívoros se destacam pela forma com que interagem com a paisagem, inclusive com a paisagem degradada (BIANCONI et al., 2006; ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2002; MEDINA et al., 2007). Informações disponíveis para o gênero *Artibeus* e *Carollia* na Floresta Atlântica, demonstram que a matriz agropecuária parece não inibir seus deslocamentos (BIANCONI et al., 2006; BIANCONI, 2009). Isto se torna relevante para o processo de dispersão de sementes e para a eficácia da ferramenta voltada à recuperação de áreas degradadas baseada nos óleos essenciais, acima mencionada. Dessa forma, entende-se que a valoração econômica desse serviço prestado por morcegos filostomídeos é oportunamente necessária, ainda que possa ser limitada, nesse momento, pelos dados disponíveis. Esse fato é evidenciado pela recente revisão sobre serviços ambientais prestados por morcegos realizada por Kunz et al. (2011), na qual os autores, apesar de enfatizarem a importância da dispersão de sementes por morcegos, não encontraram estudos que tenham tentado valora-lo economicamente.

3.2. Valoração econômica dos serviços ambientais prestados por morcegos frugívoros.

Assumindo-se que o serviço de dispersão de sementes florestais pelas diferentes espécies de morcegos frugívoros equivaleria às atividades de compra de mudas, abertura de covas, plantio e replantio de mudas, que compõem um projeto de restauração florestal da Mata Atlântica, seguindo as disposições da legislação do estado de São Paulo, a mais detalhada do País (NAVE, 2007; SÃO PAULO, 2003), deveriam ser usadas no mínimo 80 espécies, sendo pelo menos 40% pioneiras e o mesmo valor de não pioneiras. A dispersão promovida pelas diferentes espécies de morcegos, apesar de não atingir esses valores, promove uma chuva de sementes bastante diversa ($n= 32$ espécies) e com características

favoráveis à sucessão natural em áreas degradadas, uma vez que é composta principalmente por espécies pioneiras. Quanto às formas de vida, embora a legislação exija o plantio de árvores, os próprios idealizadores reconhecem que o ideal seria que o plantio fosse mais diverso, respeitando a composição da comunidade original (BELLOTTO et al., 2007). Nesse sentido, a dispersão promovida pelos morcegos contempla outras formas de vida, correspondendo de alguma forma à sua disponibilidade nas diferentes formações da Floresta Atlântica.

Assim, com base nos custos apresentados por Nave (2007) e nos valores apresentados na Tabela 3, o serviço ecossistêmico de dispersão de sementes prestado por morcegos filostomídeos na Floresta Atlântica variaria de 509,84 USD $ha^{-1} dia^{-1}$ (valor correspondente a *Sturnira lilium* no estudo de caso apresentado) a 22.033,77 USD $ha^{-1} dia^{-1}$ (para *Carollia perspicillata*). Obviamente esses valores são superestimados (ainda que a frequência de uso por ha utilizada para o cálculo deva representar um valor subestimado da densidade de morcegos frugívoros no bioma, como explicado anteriormente), uma vez que levam em consideração apenas a dispersão das sementes e sua viabilidade (taxa de germinação), mas não o estabelecimento de fato ou a sobrevivência em longo prazo das plântulas, inclusive considerando a competição intra e interespecífica, a predação, a qualidade do sítio de dispersão e as variáveis abióticas ou mesmo socioeconômicas. No entanto, todos ou praticamente todos esses fatores são contexto-dependentes, de tal forma que qualquer valor econômico gerado, ainda que baseado em dados mais detalhados e específicos, representará não mais do que uma aproximação.

4. Considerações finais

Os dados confirmam a importância dos morcegos filostomídeos para a dispersão de sementes na Floresta Atlântica com base na diversidade de espécies dispersas e na predominância de plantas pioneiras dentre as mesmas. Entende-se ser justificável e desejável o desenvolvimento de ferramentas que potencializem esse serviço ambiental, como o uso de óleos essenciais para a atração de morcegos dispersores para áreas degradadas, bem como a valoração econômica do mesmo. O desenvolvimento dos cálculos necessários para obter esse valor ainda esbarra na carência de informações biológicas básicas, além de ser limitado por fatores contexto-dependentes. Portanto, espera-se que aproximações, como aquelas aqui apresentadas para esse valor, sirvam de estímulo à discussão, à obtenção de dados de base necessários e ao aperfeiçoamento dos cálculos, não devendo ser tomadas como valores absolutos ou de referência.

Agradecimentos

Esse trabalho se tornou possível graças a diversos projetos de pesquisa conduzidos na Floresta Atlântica, com apoio, principalmente, do FEMA/IAP/SEMA (2002-2003, convênio 024/02), Mater Natura: Instituto de Estudos Ambientais e Embrapa – MP2 (Desenvolvimento de técnicas naturais e de baixo custo para a recuperação da cobertura florestal em pequenas propriedades rurais). Agradecemos ao IAP pela autorização de pesquisa e uso das dependências do Parque Vila Rica do Espírito Santo, bem como aos proprietários das áreas vizinhas que autorizaram e facilitaram a pesquisa nos fragmentos florestais presentes em seus imóveis. Diversos estudantes e profissionais auxiliaram nos trabalhos de campo, escritório e laboratório envolvidos nessa pesquisa, em particular, Fabiana Rocha-Mendes e Daniel Carvalho Carneiro. LCP recebeu bolsa de mestrado da CAPES e SBM recebeu bolsa de Produtividade do CNPq (Processo 308419/2008-1).

Referências

- AGUIAR, L. M.; MARINHO-FILHO, J. Activity patterns of nine phyllostomid bat species in a fragment of the Atlantic Forest in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 21, p. 385-390, 2004.
- ARTEAGA, L. L.; AGUIRRE, L. F.; MOYA, I. Seed rain produced by bats and birds in forest islands from a neotropical savanna. **Biotropica**, Washington, DC, v. 39, p. 718-724, 2006.
- BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R. R.; NAVÉ, A. G. Inserção de outras formas de vida nas áreas em restauração. In: PACTO para a restauração ecológica da Mata Atlântica. Piracicaba: USP/ESALQ/LERF, 2007. p. 43-48.
- BIANCONI, G. V. **Morcegos frugívoros no uso do habitat fragmentado e seu potencial para recuperação de áreas degradadas**: subsídios para uma nova ferramenta voltada à conservação. 2009. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. A. Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 21, p. 943-954, 2004.
- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; PEDRO, W. A. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, p. 1199-1206, 2006.
- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; TEIXEIRA, S. D.; MAIA, B. H. L. N. S. Attraction of fruit-eating bats with essential oils of fruits: a potential tool for forest restoration. **Biotropica**, Washington, DC, v. 39, p. 136-140, 2007.
- BIANCONI, G. V.; SUCKOW, U. M. S.; CRUZ-NETO, A. P.; MIKICH, S. B. Use of fruit essential oils to assist forest regeneration by bats. **Restoration Ecology**, Malden, v. 20, p. 211-217, 2010.
- BONACCORSO, F. J. Foraging and reproductive ecology in a Panamanian bat community. **Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences**, Gainesville, v. 24, p. 359-408, 1979.
- CHARLES-DOMINIQUE, P. Inter-relations between frugivorous vertebrates and pioneer plants: *Cecropia*, birds and bats in French Guyana. In: ESTRADA, A.; FLEMING, T. H. (Ed.). **Frugivores and seed dispersal**. Dordrecht: W. Junk Publishers, 1986. p. 119-135.
- ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Bats in continuous forest, forest fragments and in a agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biological Conservation**, Essex, v. 103, p. 237-245, 2002.
- FLEMING, T. H. **The short-tailed fruit bat**: a study in plant-animal interactions. Chicago: University Chicago Press, 1988.
- FLEMING, T. H.; HEITHAUS, E. R. Frugivorous bats, seed shadows and the structure of tropical forests. **Biotropica**, Washington, DC, v. 13, p. 45-53, 1981.
- FONSECA, C. E. L.; RIBEIRO, J. P.; CAVALCANTE DE SOUZA, R. P. R.; BALBINO, V. K. Recuperação da vegetação de matas de galeria: estudos de caso no Distrito Federal e entorno. In: RIBEIRO, J. P.; FONSECA, C. E. L.; SOUSA-SILVA, J. C. (Ed.). **Cerrado**: caracterização e recuperação de matas de galeria. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p. 815-870.

GALINDO-GONZALES, J.; GUEVARA, S.; SOSA, V. J. Bat- and bird-generated seed rains at isolate tree in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology**, Malden, v. 14, p. 1693-1703, 2000.

HEITHAUS, E. R.; FLEMING, T. H.; OPLER, P. A. Foraging patterns and resource utilization in seven species of bats in a seasonal tropical forest. **Ecology**, Tempe, v. 56, p. 841-854, 1975.

HENRY, M.; JOUARD, S. Effect of bat exclusion on patterns of seed rain in tropical rainforest in French Guiana **Biotropica**, Washington, DC, v. 39, p. 510-518, 2007.

INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E FLORESTAS. **Plano de manejo do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fênix, PR**. Curitiba, 1987.

IUDICA, C. A.; BONACCORSO, F. J. Feeding of the bat, *Sturnira lilium*, on fruits of *Solanum riparium* influences dispersal of this pioneer tree in forests of northwestern Argentina. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 32, p. 4-6, 1997.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). **The ecology of regeneration in plant communities**. 2nd ed. Wallingford: CAB Publishing, 2000. p. 125-165.

KALKO, E. K. V.; HANDLEY JR., C. O.; HANDLEY, D. Organization, diversity and long-term dynamics of a neotropical bat community. In: CODY, M. L.; SMALLWOOD, J. A. (Ed.). **Long-term studies of vertebrate communities**. New York: Academic Press, 1996.

KELM, D. H.; WIESNER, K. R.; VON HELVERSEN, O. Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a Neotropical forest pasture mosaic. **Conservation Biology**, Malden, v. 22, p. 733-741, 2008.

KUNZ, T. H.; TORREZ, E. B.; BAUER, D.; LOBOVA, T.; FLEMING, T. Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, New York, v. 1223, p. 1-38, 2011.

LIEBSCH, D.; MIKICH, S. B.; POSSETE, R. F. S.; RIBAS, O. S. Levantamento florístico e síndromes de dispersão em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na região centro-sul do estado do Paraná. **Hoehnea**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 233-248, 2009.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: José Olympio, 1981.

MEDINA, A.; HARVEY, C. A.; MERLO, D. S.; VÍLCHEZ, S. V.; HERNÁNDEZ, B. Bat diversity and movement in an agricultural landscape in Mantiguás, Nicarágua. **Biotropica**, Washington, DC, v. 39, p. 120-128, 2007.

MIKICH, S. B. A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semideciduado sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 19, p. 239-249, 2002.

MIKICH, S. B.; BIANCONI, G. V.; MAIA, B. H. L. N. S.; TEIXEIRA, S. D. Attraction of the fruit-eating bat *Carollia perspicillata* to *Piper gaudichaudianum* essential oil. **Journal of Chemical Ecology**, New York, v. 29, p. 2379-2383, 2003.

MIKICH, S. B.; BIANCONI, G. V. Potencializando o papel dos morcegos frugívoros na recuperação de áreas degradadas. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n. 51, p. 155-164, 2005.

MIKICH, S. B.; SILVA, S. M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semideciduado no centro-oeste do Paraná, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Brasília, DF, v. 15, p. 89-113, 2001.

MIRANDA, E. E.; GAMBARINI, A. **Natureza, conservação e cultura**: ensaio sobre a relação do homem com a natureza no Brasil. São Paulo: Metalivros, 2003.

MORRISON, D. W. Influence of habitat on the foraging distances of the fruit bat, *Artibeus jamaicensis*. **Journal of Mammalogy**, Kansas, v. 59, p. 622-624, 1978.

MUSCARELLA, R.; FLEMING, T. H. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, Cambridge, v. 82, p. 573-90, 2007.

NAVE, A. G. Descrição das atividades operacionais de restauração e levantamento de custos médios (implantação em área total). In: PACTO para a restauração ecológica da Mata Atlântica. Piracicaba: USP/ESALQ/LERF, 2007. p. 138-146.

PACTO para a restauração ecológica da Mata Atlântica. Piracicaba: USP/ESALQ/LERF, 2007.

PALMERIM, J. M.; GORCHOV, D. L.; STOLESON, S. Trophic structure of a neotropical frugivore community: is there competition between birds and bats? **Oecologia**, Berlin, v. 79, p. 403-411, 1989.

PEDRO, W.; TADDEI, V. A. Temporal distribution of five bat species (Chiroptera, Phyllostomidae) from Panga Reserve, south-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 19, p. 951-954, 2002.

REIS, A.; ZAMBONIN, R. M.; NAKAZONO, E. M. **Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal**. São Paulo, 1999. (Série Cadernos da Biosfera, 14).

REIS, N. R.; BARBIERI, M. L. S.; LIMA, I. P.; PERACCHI, A. L. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 20, p. 225-230, 2003.

RIDLEY, H. N. **The dispersal of plants throughout the world**. Ashford: L. Reeve, 1930.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução SMA nº 47 de 26 de Novembro 2003. Altera e amplia a Resolução SMA 21, de 21/11/2001; Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 27 nov. 2003.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 75, p. 81-86, 1988.

THIES, W.; KALKO, E. K. V. Phenology of neotropical pepper plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). **Oikos**, Copenhagen, v. 104, p. 362-376, 2004.

TRES, D. R.; SANT'ANNA, C. S.; BASSO, S.; LANGA, R.; RIBAS JUNIOR, U.; REIS, A. Poleiros artificiais e transposição de solo para a restauração nucleadora em áreas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 312-314, 2007.

VAN DER PIJL, L. The dispersal of plants by bats (Chiropterochory). **Acta Botanica Neerlandica**, Amsterdam, v. 6, p. 291-315, 1957.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, p. 25-42, 1998.

WEB OF SCIENCE. Disponível em: <<http://apps.webofknowledge.com>>. Acesso em: 4 ago. 2012.

WENDELN, M. C.; RUNKLE, J. R.; KALKO, E. K. V. Nutritional values of 14 fig species and bat feeding preferences in Panama. **Biotropica**, Washington, DC, v. 32, p. 489-501, 2000.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, Cambridge, v. 62, p. 417-428, 1974.

YOUNG, C. E. F.; LUSTOSA, M. C. J. A questão ambiental no esquema centro-periferia. **Economia**, v. 4, p. 201-221, 2003.

O papel do macaco-prego *Sapajus nigritus* na dispersão de sementes e no controle potencial de insetos-praga em cultivos agrícolas e florestais

Sandra Bos Mikich, Dieter Liebsch, Adriana de Almeida, Rosina Djunko Miyazaki

Resumo: Os macacos-prego da espécie *Sapajus nigritus* ocupam diferentes fitofisionomias da Floresta Atlântica do sudeste e sul do Brasil. Apresentam dieta omnívora, com ampla diversidade de itens alimentares, onde predominam frutos e insetos. Dessa forma, nós investigamos o papel deste primata como dispersor de sementes e como potencial controlador de pragas agrícolas e florestais. As amostragens foram realizadas em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (FES) cercados por cultivos agrícolas e de Floresta Ombrófila Mista (FOM) entremeados a plantios florestais exóticos. Das 1.567 amostras fecais da espécie coletadas em FES, 76% continham sementes intactas e 90% continham restos de artrópodos, sendo 96% insetos. Já nas 7.270 amostras coletadas na FOM, as sementes estavam presentes em 28% das amostras e os artrópodos em 71% delas. No geral, os macacos-prego dispersaram sementes de 118 espécies florestais e consumiram insetos de seis ordens diferentes, sendo que os hemípteros da família Pentatomidae estavam presentes em 75% das amostras da FES. Considerando a necessidade de manutenção e, principalmente, de restauração da Floresta Atlântica e o fato de vários insetos causarem danos aos plantios agrícolas e florestais, discute-se o papel de *Sapajus nigritus* como dispersor de sementes florestais e auxiliar no controle de insetos-praga, serviço ambiental raramente reconhecido para a espécie.

Palavras-chave: agricultura, *Cebus*, controle de pragas, interação animal-planta, restauração florestal, silvicultura.

*The role of black capuchins *Sapajus nigritus* in seed dispersal and in the potential control of insects within cultivated fields and forests*

Abstract: The black capuchin monkeys (*Sapajus nigritus*) occupy different habitats within the Atlantic Forest in southeastern and southern Brazil. They are omnivores, feeding on a wide range of items, but mainly on fruits and insects. Thus, we aimed to highlight the role of this primate species in seed dispersal and the control of potential agricultural and silvicultural pests. Samples were taken in Semideciduous Seasonal Forest (SSF) remnants surrounded by agricultural crops, and in Araucaria Forest (AF) intermingled by exotic forestry plantations. Of the 1,570 fecal samples collected in SSF, 76% contained intact seeds and 90% had fragments of arthropods, most of them (96%) insects. In the 7,270 samples from AF, seeds were present in 28% and arthropods in 71%. Overall, capuchin monkeys dispersed seeds of 118 forest species and consumed insects from six different orders, with hemipterans of the family Pentatomidae found in 75% of the samples from SSF. Considering the urgency for maintenance and, above all, restoration of the Atlantic Forest and the fact that several insects cause damage to agricultural and forestry plantations, we discuss the role of *Sapajus nigritus* as a seeds disperser and as an assistant in pest control, an ecosystem service poorly recognized for this species.

Keywords: agriculture, *Cebus*, pest control, plant-animal interaction, forest restoration, silviculture.

1. Introdução

O macaco-prego *Sapajus nigritus* é uma espécie endêmica da Mata Atlântica e distribui-se no Brasil nas regiões sudeste e sul, estendendo-se desde a margem direita do rio Doce (MG e ES) até o Rio Grande do Sul, e na Argentina na região nordeste (SILVA JUNIOR, 2005; VILANOVA et al., 2005). A composição da sua dieta varia sazonalmente de acordo com a disponibilidade dos itens (MIKICH; LIEBSCH, 2014), que incluem ovos de aves, pequenos vertebrados, seiva, folhas, bulbos, sementes, frutos e insetos, com predominância dos dois últimos (GALETTI; PEDRONI, 1994; LUDWIG et al., 2005; MIKICH, 2001).

Dessa forma, o macaco-prego está diretamente relacionado a dois importantes processos ecológicos, a dispersão de sementes e o controle populacional de insetos. A dispersão de sementes por animais está entre os processos naturais necessários para que outros serviços ambientais existam, sendo considerado um serviço de suporte. Já o consumo de insetos que atuam como pragas pode ser considerado um serviço ecossistêmico de provisão, categoria relacionada à capacidade dos ecossistemas em prover alimentos e matéria-prima, entre outros (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Nos trópicos, cerca de 90% das plantas dependem de animais para a dispersão de suas sementes (HOWE; SMALLWOOD, 1982; JORDANO, 2000), produzindo frutos com partes comestíveis capazes de atrair animais dispersores (HOWE; SMALLWOOD, 1982), que possam transportar as sementes para longe da planta-mãe, aumentando as suas chances de estabelecimento (HOWE; MIRITI, 2004; JANZEN, 1971). Neste sentido, a dispersão de sementes por animais frugívoros é um processo central na dinâmica populacional das plantas (TERBORGH, 1995) e, em paisagens altamente fragmentadas, pode aumentar as chances de regeneração de áreas degradadas (DUNCAN; CHAPMAN, 1999) e o fluxo gênico entre manchas de vegetação (JORDANO; GODOY, 2002).

Alguns insetos podem atuar como pragas em sistemas agrícolas e florestais, comprometendo sua produtividade (GALLO et al., 2002). Plantios agrícolas de soja e milho, juntos, representam 81% da área plantada de grãos no Brasil (53% e 28%, respectivamente) (INDICADORES DA AGROPECUÁRIA, 2014). Algumas das principais pragas

que atacam esses cultivos são a lagarta-do-cartucho (*Spodoptera frugiperda*), o percevejo *Leptoglossus zonatus* e a lagarta da espiga, *Helicoverpa zea*, que ocorrem no milho (CIVIDANES; YAMAMOTO, 2002), enquanto os plantios de soja são principalmente atacados pela lagarta da soja (*Anticarsia gemmatalis*) e pelos percevejos: verde (*Nezara viridula*), pequeno (*Piezodorus guildinii*) e marrom (*Euschistus heros*) (SOSA-GÓMEZ et al., 2010). No caso de plantios florestais, espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus* correspondem a 92,8% da área total de plantações florestais no Brasil, recobrindo 6,66 milhões de hectares (ANUÁRIO..., 2013). Estão entre as principais pragas do pinus, insetos como a formiga cortadeira (*Acromyrmex* spp.), a vespa-da-madeira (*Sirex noctilio*) e o pulgão-gigante-do-pinus (*Cinara* spp.) (IEDE et al., 1988; PENTEADO et al., 2004; REIS FILHO et al., 2007). No caso do eucalipto, as plantas são principalmente atacadas pelo percevejo bronzeado (*Thaumastocoris peregrinus*), psilídeo-de-concha (*Glycaspis brimblecombei*), microvespa-do-eucalipto-criodora (*Epichrysocharis burwelli*) e vespa-da-galha (*Leptocybe invasa*) (BERTI-FILHO et al., 2004; COSTA et al., 2008; WILCKEN et al., 2003, 2010).

O macaco-prego está entre os mamíferos de médio porte capazes de se adaptar e sobreviver em pequenos fragmentos de floresta (CHIARELLO, 1999), uma vez que possui alta capacidade de aprendizado e plasticidade comportamental, que permitem sua adaptação a ambientes antropizados, desde que permaneça alguma cobertura florestal (LUDWIG et al., 2005; ROCHA, 2000; VIDOLIN; MIKICH, 2004). Dessa forma, ele pode ser um dos poucos mamíferos provedores de alguns serviços ambientais de suporte e de provisão em áreas degradadas ou produtivas. Essa espécie de primata, no entanto, tem recebido grande atenção devido aos danos que algumas de suas populações causam a plantios agrícolas (LUDWIG et al., 2006; VIDOLIN; MIKICH, 2004) e florestais (CARVALHO, 2007; LIEBSCH; MIKICH, 2013; MIKICH; LIEBSCH, 2009, 2014; ROCHA, 2000). Entretanto, a sua importância como provedor de serviços ao ecossistema é pouco enfatizada, sendo este o objetivo do presente estudo, que buscou investigar o papel de *Sapajus nigritus* como dispersor de sementes e como potencial controlador de pragas agrícolas e florestais em diferentes formações da Floresta Atlântica do sul do Brasil.

2. Descrição metodológica do trabalho

Áreas de estudo. As amostragens foram feitas em fragmentos florestais de duas fitofisionomias do bioma Mata Atlântica, a Floresta Estacional Semidecidual (FES) e a Floresta Ombrófila Mista (FOM). As áreas de amostragem de FES localizam-se no município de Fênix ($23^{\circ}55'5''S$ e $51^{\circ}57'W$), região centro-oeste do estado do Paraná, e pertencem ao Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo (354 ha) e à Fazenda Cagibi (290 ha), ambas cercadas por cultivos agrícolas (milho e soja). O clima, de acordo com a classificação climática de Köppen (1948), é do tipo subtropical úmido mesotérmico (Cfa), com verões quentes e geadas pouco frequentes (MIKICH; OLIVEIRA, 2003). A alta densidade de *Sapajus nigritus* nessa área, 66-71 indivíduos km^{-2} , está provavelmente relacionada à grande oferta de milho no entorno dos fragmentos florestais e à ausência dos grandes predadores em função do tamanho reduzido e isolamento da área (VIDOLIN; MIKICH, 2004). Quanto à FOM, a área estudada situa-se no município de Vargem Bonita ($27^{\circ}00'11''S$ e $51^{\circ}44'24''W$), Santa Catarina, e pertence à Celulose Irani S.A. Os fragmentos de floresta nativa (13.500 ha) são entremeados por plantios de pinus (14.000 ha). O clima, segundo Köppen (1948), é do tipo subtropical úmido mesotérmico (Cfb) com média do mês mais quente superior a $20^{\circ}C$ e do mês mais frio inferior a $18^{\circ}C$, sem estação seca, com verão brando e com geadas severas e frequentes. Apesar do significativo consumo de seiva de pinus nos plantios entremeados aos remanescentes florestais, a população desse primata nessa área é significativamente menor ($6,71 \pm 2,33$ indivíduos km^{-2}), o que provavelmente está relacionado ao clima mais extremo e à consequente flutuação sazonal na disponibilidade de frutos (MIKICH; LIEBSCH, 2014).

Coleta dos dados. Na FES, amostras fecais de *Sapajus nigritus* foram coletadas ao longo de trilhas e nas bordas dos fragmentos com as lavouras de milho e soja, entre os anos de 1990 e 1997. Já na FOM, as amostras foram coletadas com o uso de cevas entre os anos de 2006 e 2008, sempre durante os meses de junho a dezembro. Nesses mesmos períodos foram realizados estudos florísticos e fenológicos nessas áreas (FES: MIKICH; SILVA, 2001; FOM: LIEBSCH; MIKICH, 2009) e constituídas coleções de referência de sementes zoocóricas ou com registros de consumo pela fauna, depositadas na Embrapa Florestas. Todas as amostras fecais foram triadas e as sementes quantificadas e identificadas com base nessas coleções de referência; outras partes dos frutos (fibras, pericarpo) foram identificadas com base na experiência dos autores. A proporção de artrópodos, expressa em percentual,

foi calculada com base no volume total da amostra. Parte das amostras de FES contendo artrópodos ($n= 684$) teve esse material identificado ao menor nível taxonômico possível, considerando o elevado grau de fragmentação em que se encontrava.

Análises numéricas. Para a determinação dos potenciais serviços ambientais prestados, foram levados em consideração: o total de amostras coletadas em cada área; a quantidade de amostras contendo restos de frutos, a proporção dessas amostras contendo sementes intactas e a identidade dessas sementes e suas características ecológicas (forma de vida, segundo LIEBSCH et al., 2009; MIKICH; SILVA, 2001) e categoria sucesional (*sensu* SWAIN; WHITMORE, 1988); a quantidade de amostras contendo restos de artrópodes e a proporção relativa desse item nas amostras e a identificação dos fragmentos de insetos. As estimativas intervalares (IC) a 95% para a quantidade de sementes/amostra e espécies/amostra, bem como para a porcentagem de insetos/amostra, foram realizadas por reamostragem (bootstrap), com 1.000 reamostras. Além disso, foi também considerado o volume médio de cada amostra fecal de *S. nigritus* ($9,2 \pm 4,2$ mL, segundo MIKICH, 2001). Já as taxas de defecação (tempo médio de retenção 100 min, e 8 a 25 defecações em média por indivíduo ao longo do dia) e massa média das amostras ($7,6 \pm 3,2$ g) correspondem a dados de literatura para *Cebus capucinus* (VALENTA; FEDIGAN 2008; WEHNCKE et al., 2003), outra espécie de macaco-prego, já que estes dados não foram encontrados para *S. nigritus*. No entanto, ambas possuem porte (*C. capucinus*: 3,7 kg os machos e 2,5 kg as fêmeas; *S. nigritus*: 3,2 kg os machos e 2,2 kg as fêmeas), dieta e comportamento geral semelhantes (FLEAGLE, 2013; FRAGASZY et al., 2004). De fato, a separação do gênero *Cebus* entre *Cebus* e *Sapajus* é bastante recente (LYNCH-ALFARO et al., 2012a, 2012b). Para fins de cálculos da eficiência da dispersão de sementes pelos macacos-prego, considerou-se como referência a proporção de sementes que se estabelecem após a dispersão por primatas arborícolas, e que persistem por pelo menos 15 meses, que é de 34% segundo Howe (1990). Este foi escolhido por ser o índice disponível em literatura mais apropriado aos objetivos do trabalho, pois não considera apenas a viabilidade das sementes e/ou a sua germinação, mas o estabelecimento e a sobrevivência das plântulas em campo por mais de um ano após a dispersão. Dessa forma, se assemelha às avaliações de sobrevivência de mudas geralmente realizadas 12 meses após o plantio. Para

a determinação da quantidade de biomassa ingerida, foi utilizado o coeficiente de digestibilidade aparente de massa seca (CDA) do macaco-prego (80,38%, segundo PESSUTTI et al., 1997), embora tenha sido calculado com base na massa fresca das amostras (que não podem ser secas, para não comprometer a identificação e viabilidade das sementes). Apesar desse fato implicar no uso inapropriado desse índice, parece ser o único disponível para esse primata no momento. Finalmente, os custos para a restauração florestal de áreas degradadas foram baseados no *Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica* (PACTO..., 2007). Nesse caso, foram considerados os valores para compra de mudas em viveiros credenciados, abertura de covas (usando técnicas de cultivo mínimo com revolvimento de solo em espaçamento de 3 m entre linhas e 2 m entre covas), plantio e replantio de mudas (plantio considerando o mesmo espaçamento da abertura das covas e replantio de 167 mudas ha⁻¹). Posteriormente, os valores foram convertidos para o dólar americano (USD), de acordo com o seu fechamento no ano de publicação do referido estudo, segundo valores do Banco Central do Brasil (<http://www4.bcb.gov.br>).

3. Análise e integração dos resultados

Foram examinadas 8.837 amostras fecais de *Sapajus nigritus*, sendo 1.567 para a FES e 7.270 para a FOM. Apesar da primeira área ter sido amostrada por um período mais longo e exibir uma densidade mais alta da espécie, na segunda a atração desse primata com cevas resultou em uma elevada coleta de amostras fecais, ainda que para um período de tempo relativamente curto.

Dispersão de sementes. Os macacos-prego consumiram frutos de 130 espécies florestais, sendo 118 espécies (90,8%) dispersas em suas fezes. Sementes intactas dessas espécies estavam em 1.196 amostras da FES (76,3% do total de amostras coletadas nessa área) e em 1.932 (26,6%) amostras da FOM, que juntas somaram um total de 487.057 sementes, cujos tamanhos variaram de 0,5 x 0,8 mm a 12,2 x 8,4 mm. O número de sementes por amostra variou de zero a 5.432 ($\bar{X} = 274$ e IC = {223 < μ < 320} na FES e $\bar{X} = 8,0$ e IC = {7,3 < μ < 8,6} na FOM), enquanto o número de espécies de sementes por amostra variou de zero a seis ($\bar{X} = 1,48$ e IC = {1,41 < μ < 1,53} na FES e $\bar{X} = 0,33$ e IC = {0,31 < μ < 0,34} na FOM).

As 118 espécies vegetais dispersas foram bastante heterogêneas quanto à forma de vida, sendo 56 árvores, 32 arbustos, 13 lianas, cinco ervas e duas epífitas. Quanto à categoria sucessional, foram encontradas 68 (57,6%) pioneiras e 38 (32,2%) não pioneiras. Essas características ecológicas, notadamente a categoria sucessional, são importantes para o processo sucessional e a diversidade de formas de vida reflete aquela encontrada nos ecossistemas florestais ocupados por esse primata. Considerando as quantidades mínima e máxima de defecações por dia (8 e 25, respectivamente) e as densidades de *S. nigritus* nas duas formações florestais (FOM= 0,03 e FES= 0,71 indivíduos ha⁻¹), a quantidade estimada de sementes viáveis (34% do total) dispersas por hectare por dia pode variar entre 22 e 1.654 (Tabela 1). Estes resultados confirmam o papel que este primata desempenha na manutenção e restauração dos habitats florestais por meio da dispersão de sementes (IZAR, 2008; ZHANG; WANG, 1995).

Tabela 1. Quantidade estimada e características ecológicas de sementes viáveis dispersas por hectare por dia pelo macaco-prego *Sapajus nigritus* em função da taxa de defecação (mínima e máxima) e densidade populacional (indivíduos ha⁻¹) em duas formações florestais da Mata Atlântica.

| Defecações dia ⁻¹ | Indivíduos ha ⁻¹ | Total de sementes viáveis ha ⁻¹ dia ⁻¹ | Formas de vida* | | | | | Categoria sucessional* | |
|------------------------------|-----------------------------|--|-----------------|-------|------|------|-------|------------------------|-------|
| | | | AV | AB | EP | EV | LI | PI | NP |
| 8 | 0,07 | 52 | 24,8 | 14,1 | 0,9 | 2,2 | 5,7 | 30,1 | 16,8 |
| | 0,71 | 529 | 251,1 | 143,5 | 9,0 | 22,4 | 58,3 | 304,9 | 170,4 |
| 25 | 0,07 | 163 | 77,4 | 44,2 | 2,8 | 6,9 | 18,0 | 93,9 | 52,5 |
| | 0,71 | 1654 | 784,8 | 448,4 | 28,0 | 70,1 | 182,2 | 952,9 | 532,5 |

*Formas de vida: AV= árvore, AB= arbusto, EP= epífita, EV= erva, LI= liana. Categoria Sucessional: PI= pioneira, NP= não-pioneira.

Consumo de artrópodos. Foram encontrados restos de artrópodos em 90% das amostras de FES e em 71% das amostras de FOM. Esse item constituiu em média 29,3% (IC = {28 < μ < 30}) do volume das amostras em FES e 14,8% (IC = {14,3 < μ < 15,2}) do volume das amostras em FOM. Do total de artrópodos identificados, 96% eram insetos das ordens Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera e Orthoptera. Em 75% dessas amostras foram detectados hemípteros da família Pentatomidae, conhecida por ser uma das maiores famílias dentro da subordem Heteroptera e por conter muitas espécies de importância agrícola, sendo as formas fitófagas consideradas pragas (BORROR; DELONG, 1988). Depois dos Pentatomidae, os coleópteros da família

Curculionidae tiveram as mais altas ocorrências nas amostras identificadas de *S. nigritus* (14%). Grande parte deste grupo é fitófago, podendo ser considerado como pragas agrícolas (BORROR; DELONG, 1988).

Com base nas taxas de defecação diária mínima e máxima, na densidade de *S. nigritus* encontrada em FES e em FOM e no percentual médio do volume de restos de artrópodos por amostra, calculou-se que os macacos-prego eliminaram entre 0,64 e 39,12 g de biomassa de artrópodos por hectare por dia (Tabela 2). Com base no CDA (vide limitações acima), estimou-se o consumo de 6 a 103 g de biomassa de artrópodos $ha^{-1} dia^{-1}$ por esta espécie de primata (Tabela 2).

Tabela 2. Quantidade estimada de biomassa de artrópodos eliminada nas fezes^a e ingerida pelo macaco-prego *Sapajus nigritus* por hectare por dia de acordo com as densidades populacionais desta espécie (indivíduos ha^{-1}) em duas formações florestais da Mata Atlântica.

| Formação florestal | Indivíduos ha^{-1} | Percentual médio do volume de artrópodos por amostra fecal | Defecações dia^{-1} | Biomassa média de artrópodos eliminada ($g^{-1} ha^{-1} dia^{-1}$) | Estimativa da biomassa média de artrópodos ingerida ($g^{-1} ha^{-1} dia^{-1}$) |
|--------------------|----------------------|--|-----------------------|--|---|
| FOM | 0,07 | 0,29 | 8 | 1,23 | 6 |
| | | | 25 | 3,86 | 20 |
| FES | 0,71 | 0,15 | 8 | 6,48 | 33 |
| | | | 25 | 20,24 | 103 |

^a Com base na massa média de fezes frescas de 7,6 g (WEHNCKE et al., 2003).

3.1. Valoração econômica dos serviços ambientais prestados por *Sapajus nigritus*

Dispersão de sementes. Para valorar esse serviço, assumiu-se que a dispersão de sementes florestais viáveis por macaco-prego equivale às atividades de compra de mudas, abertura de covas, plantio e replantio de mudas, que compõem um projeto de restauração florestal da Mata Atlântica, seguindo as disposições da legislação do estado de São Paulo, a mais detalhada do país (NAVE, 2007; SÃO PAULO, 2003). Nesse caso, devem ser usadas no mínimo 80 espécies, sendo pelo menos 40% pioneiras e o mesmo valor de não pioneiras. Portanto, a dispersão promovida pelo macaco-prego superou a riqueza mínima exigida, com pelo

menos 118 espécies dispersas, e a proporção de pioneiras (57,6%), em detrimento das não pioneiras (32,2%). Quanto às formas de vida, embora a legislação exija o plantio de árvores, os próprios idealizadores reconhecem que o ideal seria que o plantio fosse mais diverso, respeitando a composição da comunidade original (BELLOTTO et al., 2007). Nesse sentido, a dispersão promovida pelo macaco-prego contempla todas as formas de vida, respeitando a sua frequência de ocorrência nas diferentes formações da Floresta Atlântica. Sendo assim, na hipótese de uma taxa de 25 defecações por dia, em uma área com densidade populacional de 0,71 indivíduos ha^{-1} , o serviço prestado pelo macaco-prego (ver Tabela 1) equivaleria a 2.188,70 USD $ha^{-1} dia^{-1}$.

4. Considerações finais

Os resultados apresentados nesse estudo reforçam a importância do papel do macaco-prego (*Sapajus nigritus*) como dispersor de sementes e apresentam esse primata como potencial controlador de insetos-praga em diferentes fitofisionomias da Floresta Atlântica. As contribuições em termos de parâmetros e cálculos do valor econômico dos serviços ambientais prestados por esse primata são inéditas e esses serão aperfeiçoados à medida que novos dados estejam disponíveis. Recomenda-se que tais serviços e seus respectivos valores, no entanto, sejam levados em consideração desde já, quando da análise de populações-problema ou não, dessa e de outras espécies de macaco-prego.

Agradecimentos

Este estudo faz parte do Programa MACACO-PREGO, coordenado pela EMBRAPA Florestas e financiado pela EMBRAPA por meio do Macroprograma 2, pelo FUNCEMA e pela Celulose Irani S.A., via contratos de parceria desde 2006. Ao Instituto Ambiental do Paraná e equipe do PEVR pela autorização e apoio para trabalhos nessa unidade de conservação desde 1990. Às muitas pessoas que nos auxiliaram em campo e laboratório ao longo de todos esses anos de estudo. Ao médico veterinário M.Sc. Rogério Dereti pelo fornecimento de literatura e rica discussão sobre conversão de biomassa e digestibilidade, incluindo o alerta sobre as implicações do uso do peso úmido das amostras fecais para o cálculo do CDA.

Referências

ANUÁRIO estatístico da ABRAF 2013: ano base 2012. Brasília, DF: ABRAF, 2013. 148 p.

BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Inserção de outras formas de vida nas áreas em restauração. In: PACTO para a restauração ecológica da Mata Atlântica. Piracicaba: USP/ESALQ/LERF, 2007. p. 43–48.

BERTI-FILHO, E.; COSTA, V. A.; LA SALLE, J. Primeiro registro da vespa-da-galla, *Epichrysocharis burwelli* (Hymenoptera: Eulophidae) em *Corymbia* (*Eucalyptus*) citriodora (Myrtaceae) no Brasil. **Revista de Agricultura**, v. 79, p. 363–364, 2004.

BORROR, J. D.; DELONG, D. M. **Introdução ao estudo dos insetos**. São Paulo: Edgard Blucher, 1988. 657 p.

CARVALHO, D. R. J. de. **Predação em Pinus spp. por Cebus nigritus (Goldfuss, 1809) (Primates; Cebidae) na região nordeste do Paraná - Brasil**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 89, n. 1, p. 71–82, 1999.

CIVIDANES, F. J.; YAMAMOTO, F. T. Pragas e inimigos naturais na soja e no milho cultivados em sistemas diversificados. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 4, p. 683–687, 2002.

COSTA, V. A.; BERTI-FILHO, E.; WILCKEN, C. F.; STAPE, J. L.; LASALLE, J.; TEIXEIRA, L. de D. *Eucalyptus gall wasp, Leptocybe invasa Fisher & La Salle (Hymenoptera: Eulophidae) in Brazil: New forest pest reaches the New World*. **Revista de Agricultura**, Piracicaba, v. 83, n. 2, p. 136–139, 2008.

DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecological Applications**, Tempe, v. 9, n. 3, p. 998–1008, 1999.

FLEAGLE, J. G. **Primate adaptation and evolution**. 3rd. ed. San Diego: Academic Press, 2013. 464 p.

FRAGASZY, D. M.; VISALBERGHI, E.; FEDIGAN, L. M. **The complete capuchin: the biology of the genus Cebus**. Cambridge: Cambridge University Press, 2004. 345 p.

GALETTI, M.; PEDRONI, F. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, p. 27–39, 1994.

GALLO, D.; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S.; CARVALHO, R. P. L.; BAPTISTA, G. C. de; BERTI FILHO, E.; PARRA, J. R. P.; ZUCCHI, R. A.; ALVES, S. B.; VENDRAMIN, J. D.; MARCHINI, L. C.; LOPES, J. R. S.; OMOTO, C. **Entomologia agrícola**. Piracicaba: FEALQ, 2002. 920 p.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília, DF: MMA, 2011. 272 p.

HOWE, H. F.; MIRITI, M. N. When seed dispersal matters. **BioScience**, Washington, DC, v. 54, n. 7, p. 651–660, 2004.

HOWE, H. F. Seed dispersal by birds and mammals: implications for seedling demography. In: BAWA, K. S.; HADLEY, M. (Ed.). **Reproductive ecology of tropical forest plants**. Paris: Unesco/Parthenon, 1990. v. 7. p. 191–218.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, n. 1982, p. 201–228, 1982.

IEDE, E. T.; PENTEADO, S. do R. C.; BISOL, J. C. **Primeiro registro de ataque de Sirex noctilio em Pinus taeda no Brasil**. Colombo: EMBRAPA-CNP, 1988. 12 p. (EMBRAPA-CNP. Circular técnica, 20). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/291008/1/circ20.pdf>>

INDICADORES DA AGROPECUÁRIA, Brasília, DF, v. 22, n. 6, 2014, 82 p.

IZAR, P. Dispersão de sementes por *Cebus nigritus* e *Brachyteles arachnoides* em área de Mata Atlântica, Parque Estadual Intervales, SP. In: FERRARI, S. F.; RÍMOLI, J. (Ed.). **A primatologia no Brasil**. 9. ed. Aracaju: Sociedade Brasileira de Primatologia, Biologia Geral e Experimental, 2008. v. 9. p. 8–24.

JANZEN, D. H. Seed predation by animals. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 2, p. 465–492, 1971.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. 2nd. ed. Wallingford: CABI Publishing, 2000. p. 125–166.

JORDANO, P.; GODOY, J. A. Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. (Ed.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. 3rd. ed. Wallingford: CABI Publishing, 2002. v. 20. p. 305–321.

KÖPPEN, W. **Climatología**: con un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Económica, 1948. 478 p. LIEBSCH, D.; MIKICH, S. B. **Descascamento e identificação de danos causados por macacos-prego (*Sapajus nigritus*) a plantios de Eucaliptos**. Colombo: Embrapa Florestas, 2013. 6 p. (Embrapa Florestas. Comunicado técnico, 328). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/974865/1/CT328SandraBos.pdf>>

LIEBSCH, D.; MIKICH, S. B. Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 375–391, jun. 2009.

LIEBSCH, D.; MIKICH, S. B.; POSSETTE, R. F. da S.; RIBAS, O. dos S.; Levantamento florístico e síndromes de dispersão em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na região centro-sul do estado do Paraná. **Hoehnea**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 233–248, 2009.

LUDWIG, G.; AGUIAR, L. M.; ROCHA, V. J. Uma avaliação da dieta, da área de vida e das estimativas populacionais de *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) em um fragmento florestal no norte do estado do Paraná. **Neotropical Primates**, Belo Horizonte, v. 13, n. 3, p. 12–18, 2005.

LUDWIG, G.; AGUIAR, L. M.; ROCHA, V. J. Comportamento de obtenção de *Manihot esculenta* Crantz (Euphorbiaceae), mandioca, por *Cebus nigritus* (Goldfuss) (Primates, Cebidae) como uma adaptação alimentar em períodos de escassez. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 3, p. 888–890, 2006.

LYNCH-ALFARO, J. W.; BOUBLI, J. P.; OLSON, L. E.; DI FIORI, A.; WILSON, B.; GUTIÉRREZ-ESPELETA, G. A.; CHIOU, K. L.; SCHULTE, M.; NEITZEL, S.; ROSS, V.; SCHWOCHOW, D.; NGUYEN, M. T. T.; FARIA, I.; JANSON, C. H.; ALFARO, M. E. Explosive Pleistocene range expansion leads to widespread Amazonian sympatry between robust and gracile capuchin monkeys. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 2, p. 272–288, fev. 2012a.

LYNCH-ALFARO, J. W.; SILVA, J. D. E. S. E.; RYLANDS, A. B. How different are robust and gracile capuchin monkeys? An argument for the use of *Sapajus* and *cebus*. **American Journal of Primatology**, New York, v. 74, n. 4, p. 273–86, abr. 2012b.

MIKICH, S. B. **Frugivoria e dispersão de sementes em uma pequena reserva isolada do Estado do Paraná, Brasil.** 2001. 145 f. Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

MIKICH, S. B.; LIEBSCH, D. Damage to forest plantations by tufted capuchins (*Sapajus nigritus*): too many monkeys or not enough fruits? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 314, p. 9–16, fev. 2014.

MIKICH, S. B.; LIEBSCH, D. **O macaco-prego e os plantios de Pinus spp.** Colombo: Embrapa Florestas, 2009. 5 p. (Embrapa Florestas. Comunicado técnico, 234). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/578677/1/CT234.pdf>>

MIKICH, S. B.; OLIVEIRA, K. L. de. **Revisão do plano de manejo do Parque Estadual Vila Rica do Espírito Santo, Fênix – PR.** Curitiba: Mater Natura/Instituto de Estudos Ambientais / Fundo Nacional do Meio Ambiente, 2003.

MIKICH, S. B.; SILVA, S. M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, Brasília, DF, v. 15, n. 1, p. 89–113, 2001.

NAVE, A. G. Descrição das atividades operacionais de restauração e levantamento de custos médios (implantação em área total). In: PACTO para a restauração ecológica da Mata Atlântica. Piracicaba: USP/ESALQ/LERF, 2007. p. 138–146.

PACTO para a restauração ecológica da Mata Atlântica. Piracicaba: USP/ESALQ/LERF, 2007. p. 145.

PENTEADO, S. do R. C.; REIS FILHO, W.; IEDE, E. T. **Os pulgões-gigantes-do-Pinus, Cinara pinivora e Cinara atlantica , no Brasil.** Colombo: Embrapa Florestas, 2004. 10 p. (Embrapa Florestas. Circular técnica, 87). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/298965/1/circotec87.pdf>>.

PESSUTTI, C.; GOMES, M. T.; PRADA, F. Avaliação da digestibilidade aparente da matéria seca em sagüis de tufo preto (*Callithrix penicillata*) e macacos-prego (*Cebus apella*). **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 26–30, 1997.

REIS FILHO, W.; IEDE, E. T.; NICKELE, M. A.; CALDATO, N.; FERREIRA, A. C. **Reconhecimento dos danos causados por formigas cortadeiras do gênero Acromyrmex em plantios iniciais de Pinus taeda no Sul do Brasil.** Colombo: Embrapa Florestas, 2007. 4 p. (Embrapa Florestas. Comunicado técnico, 189). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/313886/1/comtec189.pdf>>

ROCHA, V. J. Macaco-prego, como controlar esta nova praga florestal. **Floresta**, Curitiba, v. 30, n. 1/2, p. 95–99, 2000.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução SMA nº 47 de 26 de Novembro 2003. Altera e amplia a Resolução SMA 21, de 21/11/2001; Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 27, nov. 2003.

SILVA JUNIOR, J. S. Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae). **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia**, n. 42, p. 11–12, 2005.

SOSA-GÓMEZ, D. R.; MOSCARDI, F.; CORRÊA-FERREIRA, B. S.; OLIVEIRA, L. J.; HOFFMANN-CAMPO, C. B.; PANIZZI, A. R.; CORSO, I. C.; BUENO, A. de F.; HIROSE, E.; GAZZONI, D. L.; OLIVEIRA, E. B. de. **Soja:** manejo integrado de pragas. Curitiba: SENAR-PR/EMBRAPA-Soja, 2010. 83 p.

SWAIN, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 75, n. 1-2, p. 81–86, maio 1988.

TERBORGH, J. Wildlife in managed tropical forests: a Neotropical perspective. In: LUGO, A. E.; LOWE, C. (Ed.). **Tropical Forests: management and ecology.** New York: Springer, 1995. v. 112. p. 331–342.

VALENTA, K.; FEDIGAN, L. M. How much is a lot? Seed dispersal by white-faced capuchins and implications for disperser-based studies of seed dispersal systems. **Primates**, v. 49, n. 3, p. 169–75, jul. 2008.

VIDOLIN, G. P.; MIKICH, S. B. *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) no P. E. Vila Rica do Espírito Santo, Fênix – PR: estimativa populacional e área de vida, composição e dinâmica dos grupos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 4., 2004, Curitiba. *Anais...* Curitiba: Fundação O Boticário de proteção a Natureza e Rede Pró-Unidades de Conservação, 2004.

VILANOVA, R.; SOUSA E SILVA, J. de; GRELLE, C. E. V.; MARROIG, G.; CERQUEIRA, R. Limites Climáticos e Vegetacionais das Distribuições de *Cebus nigritus* e *Cebus robustus* (Cebinae, Platyrhini). **Neotropical Primates**, Belo Horizonte, v. 13, n. 1, p. 14, 2005.

WEHNCKE, E. V.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B.; DALLING, J. W. Seed dispersal patterns produced by white-faced monkeys: implications for the dispersal limitation of neotropical tree species. **Journal of Ecology**, Cambridge, v. 91, n. 4, p. 677–685, ago. 2003.

WILCKEN, C.; SOLIMAN, E.; SÁ, L. de; BARBOSA, L.; RIBEIRO DIAS, T.; FERREIRA FILHO, P.; RODRIGUES OLIVEIRA, R. Bronze Bug *Thaumastocoris Peregrinus* Carpintero and Dellapé (Hemiptera: Thaumastocoridae) on *Eucalyptus* in Brazil and its Distribution. **Journal of Plant Protection Research**, Bet Dagan, v. 50, n. 2, p. 201–205, 1 jan. 2010.

WILCKEN, C. F.; COUTO, E. B. do; ORLATO, C.; FERREIRA-FILHO, P. J.; FIRMINO, D. C. Ocorrência do psilídeo-de-concha (*Glycaspis brimblecombei*) (Hemiptera: Psyllidae) em florestas de Eucalipto no Brasil. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 201, p. 1–11, 2003.

ZHANG, S.-Y.; WANG, L.-X. Fruit consumption and seed dispersal of *Ziziphus cinnamomum* (Rhamnaceae) by two sympatric primates (*Cebus apella* and *Ateles paniscus*) in French Guiana. **Biotropica**, Washington, DC, v. 27, n. 3, p. 397–401, 1995.

Integração lavoura-pecuária-floresta como estratégia para aumentar a produtividade e prover serviços ambientais no noroeste do Paraná

Julio Cesar Franchini, Alvadi Antonio Balbinot, Henrique Debiasi, Fernando Sichieri

Resumo: Os solos da região Noroeste do Paraná apresentam cerca de 85 a 90% de areia e níveis críticos de nutrientes, conferindo alta suscetibilidade à erosão e baixa capacidade de armazenamento de água. Além disso, a região apresenta clima quente, tornando-a bastante vulnerável a estresses abióticos. Uma das estratégias para aumentar a produtividade e, ao mesmo tempo, incrementar serviços ambientais é aumentar a diversidade de atividades, por meio do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF). O sistema iLPF pode conferir maior taxa de sequestro de carbono, conservação da biodiversidade e melhoria da qualidade do solo, água e ar, em comparação a sistemas não integrados. No município de Santo Inácio, PR, foram conduzidas por cinco anos duas áreas com sistema iLPF. Nos três primeiros anos de condução, foi possível conciliar a produção de grãos (soja), forragem (*Brachiaria ruziziensis* e *B. brizantha*) e madeira (eucalipto), sem que um componente prejudicasse o outro. A partir do terceiro ano, as árvores interferiram expressivamente na produtividade de grãos e forragem, indicando a necessidade de redução do número de árvores por área. O iLPF é um sistema de produção relevante para aumentar a provisão de bens e serviços ecossistêmicos na região Noroeste do Paraná, mas que ainda precisa de ajustes tecnológicos para incrementar os ganhos econômicos e ambientais.

Palavras-chave: qualidade do solo, água e ar; sequestro de carbono; diversidade de espécies cultivadas; produtividade de grãos, forragem e madeira.

Integrated cropping-livestock and forestry as a strategy to increase productivity and deliver ecosystem services in northeastern Paraná

Abstract: most soils in Northwest of Paraná state, Brazil, are sandy (85 to 90% sand), with critical nutrient levels, high susceptibility to erosion and low water storage capacity. Moreover, the region's warm weather confers to these soils high vulnerability to abiotic stresses. The diversification of production via adoption of integrated cropping-livestock-forestry (ICLF) systems is an important strategy to increase productivity and, simultaneously enhance ecosystem services. ICLF systems can increase carbon sequestration, conserve biodiversity and improve soil, water and air quality, compared with specialized production systems. Two trials were carried out for five years using ICLF in Santo Inácio county in Paraná state, Brazil. In the first three years, it was possible to harmonize production of grains (soybean), fodder (*Brachiaria ruziziensis* and *brizantha*) and wood (*Eucalyptus*) without negative effects of three components on each other. After the third year, the trees significantly reduced grain yield and fodder production, indicating the need for thinning to reduce tree interference. The ICLF system is relevant to increase the delivery of ecosystem goods and services in Northwestern Paraná, though technological adjustments are needed to increase its economic and environmental gains.

Keywords: soil, water and air quality; carbon sequestration; diversity of cultivated species; productivity of grain, fodder and wood.

1. Introdução

Tradicionalmente, a métrica mais utilizada para avaliar sistemas agrícolas de produção tem sido a rentabilidade em curto prazo (SCHIPANSKI et al., 2014). Em geral, as externalidades positivas ou negativas sobre o ambiente, considerando as escalas temporais e espaciais, bem como a rentabilidade em longo prazo são negligenciadas ou, pelo menos, consideradas de forma parcial. Isso se reflete na carência de delimitação de sistemas de produção sustentáveis, principalmente em ambientes que apresentam alta fragilidade para a produção vegetal e animal, em razão de características edafoclimáticas e/ou socioeconômicas. Por outro lado, na última década têm sido recorrentes as discussões e o interesse sobre mecanismos de desenvolvimento limpo, considerando os impactos da atividade antrópica sobre o ambiente.

A região Noroeste do Paraná abrange 107 municípios, perfazendo 16% da área total do Estado (3,2 milhões de hectares) (SÁ; CAVIGLIONE, 1999). A maior parte das áreas agricultáveis desse território apresenta solos com altos teores de areia, cerca de 85 a 90%, e níveis críticos de fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica, conferindo alta suscetibilidade à erosão e baixa capacidade de armazenamento de água (FRANCHINI et al., 2011). Além disso, a região apresenta clima quente, tornando-a bastante vulnerável a estresses abióticos, principalmente déficit hídrico, e com baixa capacidade de provisão de alimentos, fibras e bioenergia, o que limita sobremaneira o desenvolvimento regional.

Uma das estratégias para aumentar a produtividade e, ao mesmo tempo, incrementar o provimento de serviços ambientais na região Noroeste do Paraná é aumentar a diversidade de atividades na propriedade rural, por meio da integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF), buscando a sinergia dos componentes do sistema e maior produtividade e rentabilidade por área. Apesar de existirem muitas publicações mencionando as potenciais vantagens de sistemas integrados de produção, há carência de trabalhos que apresentem a forma de implantação e o manejo desse sistema, bem como os resultados obtidos em médio e longo prazos.

2. Serviços ambientais proporcionados pelo sistema iLPF

A associação sequencial ou consorciada de culturas para produção de grãos, pastagens perenes ou anuais e florestas, almejando a sinergia entre as espécies cultivadas, pode prover vários serviços ambientais, notadamente: (1) sequestro de carbono; (2) conservação da biodiversidade; (3) melhoria da

qualidade do solo; (4) melhoria da qualidade da água e do ar (SHIBU, 2009).

O maior sequestro de carbono em sistema iLPF, comparativamente a sistemas não integrados, ocorre porque o iLPF pressupõe o cultivo permanente de espécies vegetais, incorporando, constantemente, biomassa no sistema. Paralelamente, nessa situação, pode haver menores perdas de carbono via mineralização e/ou erosão, já que um dos fundamentos do iLPF é o uso adequado do sistema de plantio direto (BALBINOT JUNIOR et al., 2009). Em trabalho desenvolvido por Salton et al. (2014), em condição ambiental semelhante ao Noroeste do Paraná, verificou-se que a integração da pecuária com a lavoura é um sistema importante para aumentar o estoque de carbono orgânico do solo em relação ao cultivo constante de espécies graníferas. Assim, o iLPF confere alto potencial em retirar carbono da atmosfera e alocar no solo, na forma de matéria orgânica, tão necessária à produção agropecuária.

A maior conservação da biodiversidade em sistema iLPF advém da maior introdução de espécies vegetais produtivas durante um determinado período, oportunizando a sobrevivência de vários outros organismos que necessitam de ambiente diversificado para sobrevivência e reprodução, inclusive os que habitam o solo. A maior diversidade de espécies presente no sistema produtivo pode conferir maior estabilidade de produção e redução de riscos decorrentes de estresses bióticos e abióticos.

Em função da incorporação constante de carbono orgânico no solo, da alta taxa de cobertura vegetal sobre o solo durante todo o ano e da elevada diversificação de espécies cultivadas, há condições para que haja elevada taxa de infiltração de água e baixos níveis de erosão, contribuindo expressivamente para a conservação do solo e da água e, consequentemente, para a produção vegetal e animal (RUSSELLE et al., 2007). Em regiões que apresentam deficiência hídrica para a produção vegetal e animal, a integração entre a lavoura e a pecuária tem proporcionado condições para a produção de alimentos (DESCHEEMAEKER et al., 2010). Sob o ponto de vista urbano, a conservação da água é relevante para a manutenção da disponibilidade desse recurso em grandes centros urbanos. Ou seja, o aperfeiçoamento da conservação da água no meio rural reflete no fornecimento desse recurso nas cidades. Enfatiza-se que os benefícios ambientais conferidos pelo iLPF se tornam ainda mais importantes em ambientes que apresentam limitações ambientais à produção agropecuária, como é o caso do Noroeste do Paraná.

3. Provisão de alimentos e madeira em sistema iLPF: uma experiência no Noroeste do Paraná

O trabalho foi desenvolvido em 10 ha no município de Santo Inácio, PR, na propriedade Estância JAE, cujas coordenadas geoprocessadas são: 22°45'56" sul, 51°50'30" oeste e 386 m de altitude. A área foi dividida em duas partes. Na primeira foi avaliada a implantação do sistema iLPF com a cultura da soja e com a espécie arbórea *Corymbia maculata* Hill & Johnson (*Eucalyptus maculata* Hook), plantada em renques distanciados em 14 m e fileiras simples, com espaçamento entre plantas de 4 m. Nessa área, no período entre as safras de soja foi cultivada *Brachiaria ruziziensis* para cobertura do solo. Na segunda área foi avaliada a implantação do sistema com a cultura do milho consorciado com *Brachiaria brizantha* vc. Marandu e *Eucalyptus urograndis* em renques distanciados em 14 m e fileiras simples, duplas e triplas, com espaçamento entre plantas na linha em 2,5 m. Nas duas áreas, adotou-se um renque mestre, alocado em nível e, a partir desse, posicionou-se os demais, sempre

mantendo distância entre renques de 14 m, a fim de haver adequada conservação do solo e da água e facilitar a mecanização das culturas anuais presentes no sistema.

Na área 1 (Figura 1), o principal problema operacional na condução do sistema foi realizar o controle de plantas daninhas na cultura da soja com o herbicida glifosato, sem que houvesse deriva do herbicida nas plantas de eucalipto, o que poderia matar as plantas. Isso foi resolvido com uso de pulverizador com proteção lateral contra deriva. Nesta área, nas duas primeiras safras (2009/10 e 2010/11), as produtividades médias de grãos de soja foram de 3.120 e 3.300 kg ha⁻¹, respectivamente, sendo produtividades consideradas altas para a região. Não houve diferença de produtividade da soja cultivada em associação com o componente arbóreo e sem a presença de árvores. Nessas safras, a única desvantagem para a soja foi a ausência de cultivo na faixa de 1,5 m próxima aos renques de eucaliptos. A ausência de efeitos das árvores sobre a soja nas duas primeiras safras foi devido ao pequeno porte das plantas de eucalipto.



Fotos: Julio Cezar Franchini



Figura 1. Soja cultivada entre os renques de eucalipto – área 1, segunda safra após a implantação (esquerda) e na quarta safra após a implantação (direita). Santo Inácio, PR.

Na terceira safra (2011/2012), a perda média de produtividade ocasionada pela presença do eucalipto foi de 2,9%. Por outro lado, na quarta safra (2012/2013), a produtividade média da cultura reduziu em 27,0%, comparativamente à área sem árvores, perda considerada muito alta. No quarto ano após a implantação do eucalipto, verificou-se que a soja localizada próxima dos renques foi afetada negativamente, provavelmente em decorrência da competição por água, luz e nutrientes. Nesse contexto, o efeito negativo da competição do eucalipto pelos recursos do meio sobre a soja apresentou maior relevância do que os possíveis benefícios microclimáticos observados em

sub-bosque, como redução de temperaturas máximas, aumento da umidade relativa do ar e diminuição da evapotranspiração (SOUZA et al., 2010). Todavia, é necessário considerar que o balanço econômico do sistema integrado em relação ao não integrado depende dos custos de produção e do valor da soja e da madeira produzida.

Em relação ao componente arbóreo, verificou-se que a densidade de eucalipto avaliada aos 19 meses após a implantação foi de 165 plantas ha⁻¹; ou seja, até essa data houve perda de apenas 5 plantas ha⁻¹, o que correspondeu a aproximadamente 3% de mortalidade. A taxa de mortalidade aos 35 meses da implantação subiu para cerca

de 14%. Isso ocorreu principalmente em razão da perda de árvores pela ação do vento, que ocorre com bastante frequência em situações em que há plantios de árvores em baixa densidade de plantas, muito comum em sistema iLPF. Além disso, as espécies florestais quando inseridas no contexto agrícola encontram boas condições de solo, principalmente fertilidade e, consequentemente, crescem rápido, tornando-se mais suscetíveis a quebra por ventos. Aos 50 meses após a implantação do eucalipto, o volume de madeira produzido foi de aproximadamente, $16 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Neste volume de madeira, considerando uma densidade média de $0,45 \text{ Mg m}^{-3}$ e um teor médio de 40% de carbono, houve o sequestro de aproximadamente $2,8 \text{ Mg de C ha}^{-1}$.

Na área 2, a produtividade de milho para silagem de planta inteira foi de 12 t ha^{-1} de massa seca, com 8% de proteína bruta e 67% de nutrientes digestíveis totais –

produtividade considerada alta para a região. No momento da colheita de milho, a pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu já estava formada, pronta para ser pastejada (Figura 2) e, após essa fase, a área foi mantida com a integração de floresta com pastagem (Figura 3). Nessa área, a densidade final de plantas de eucalipto *Urograndis* foi de 272, 443 e 575 plantas ha^{-1} nos renques com fileiras simples, duplas e triplas, respectivamente. Por sua vez, o volume de madeira acumulado nos 50 meses de crescimento do eucalipto foi de 46; 73; e $68 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ nos renques com fileiras simples, duplas e triplas, respectivamente. Nestes volumes de madeira, considerando uma densidade média de $0,45 \text{ Mg m}^{-3}$ e um teor médio de 40% de carbono, houve o sequestro de aproximadamente 8,3, 13,1 e $12,7 \text{ Mg de C ha}^{-1}$, nos renques com fileiras simples, duplas e triplas, respectivamente.



Figura 2. Pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, cultivada entre os renques de eucalipto, logo após a colheita do milho (esquerda) e três meses após a colheita, com proteção do eucalipto com cerca eletrificada, (direita). Santo Inácio, PR.



Figura 3. Pastagem de *Brachiaria brizantha* cv. Marandu, cultivada entre os renques de eucalipto, janeiro de 2012 (esquerda) e em outubro de 2012 (direita). Santo Inácio, PR.

4. Considerações finais

Nos quatro primeiros anos de avaliação, o sistema iLPF na região Noroeste do Paraná conferiu adequada provisão de alimentos e madeira, além de outros serviços ambientais. No entanto, é necessário salientar a expressiva redução de produtividade de soja e pasto ocasionada pela interferência do eucalipto após três anos de implantação. Provavelmente, menores densidades de plantas de eucalipto possam promover menor interferência e maiores ganhos no sistema de produção de grãos. Por outro lado, o componente arbóreo aportou significativas quantidades de madeira e, consequentemente, de carbono sequestrado, o que pode contribuir para o balanço econômico e ambiental positivo dos sistemas. Desta forma, é relevante conduzir as avaliações por maior período, a fim de atingir resultados consistentes em longo prazo, considerando-se a análise de viabilidade econômica dos sistemas integrados.

Referências

- BALBINOT JUNIOR, A. A.; MORAES, A.; VEIGA, M. da; PELISSARI, A.; DIECKOW, J. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 39, n. 6, p. 1925-1933, 2009.
- DESCHEEMAERKER, K.; AMEDE, T.; HAILESLASSIE, A. Improving water productivity in mixed crop-livestock farming systems of sub-Saharan Africa. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 97, p. 579-586, 2010.
- FRANCHINI, J. C.; SILVA, V. P. da; BALBINOT JUNIOR, A. A.; SICHERI, F.; PADULLA, R.; DEBIASI, H.; MARTINS, S. S. **Integração lavoura-pecuária-floresta na região noroeste do Paraná**. Londrina: Embrapa Soja, 2011. 14 p. (Embrapa Soja. Circular técnica, 86). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/505>>.
- RUSSELLE, M. P.; ENTZ, M. H.; FRANZLUEBBERS, A. J. Reconsidering integrated crop-livestock system in North America. **Agronomy Journal**, Madison, v. 99, n. 2, p. 325-334, 2007.
- SÁ, J. P. G.; CAVIGLIONE, J. H. **Arenito Caiuá**: capacidade de lotação das pastagens. Londrina: IAPAR, 1999. 15 p. (IAPAR. Informe da pesquisa, 132).
- SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENÇO, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, p. 70-79, Jun. 2014.
- SCHIPANSKI, M. E.; BARBERCHECK, M.; DOUGLAS, M. R.; FINNEY, D. M.; HAIDER, K.; KAYE, J. P.; KEMANIAN, A.; MORTENSEN, D. A.; RYAN, M. R.; TOOKER, J.; WHITE, C. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. **Agricultural Systems**, Essex, v. 125, p. 12-22, 2014.
- SHIBU, J. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: na overview. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 76, p. 1-10, 2009.
- SOUZA, W.; BARBOSA, O. R.; MARQUES, J. A.; COSTA, M. A. T.; GASPARINO, E.; LIMBERGER, E. Microclimate in silvipastoral systems with eucalyptus in rank with different heights. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 39, n. 3, p. 685-694, 2010.

Projeto Estradas com Araucárias

Edilson Batista de Oliveira

Resumo: “Estradas com Araucárias” é um Projeto que incentiva, por meio de pagamentos por serviços ambientais, o plantio de *Araucaria angustifolia* em divisas de propriedades rurais familiares com faixas de domínio de estradas. Os produtores rurais plantam araucárias em suas propriedades e são pagos por empresas privadas, que utilizam as árvores para compensar emissões de gases de efeito estufa e para promover outros serviços ambientais, como o paisagismo de estradas, proteção ambiental, preservação da araucária, educação ambiental, produção de pinhões, benefícios para a fauna e conforto térmico para o gado. O projeto busca aumentar a população de araucárias, cuja exploração intensiva durante décadas, para abastecimento do mercado madeireiro interno e para exportação, aliada ao desmatamento para a expansão da agropecuária, provocou forte declínio populacional da espécie. Este declínio fez com que a mesma fosse incluída nas listas de espécies ameaçadas, inclusão concretizada por deliberações como IBAMA (1992); Paraná (1995) e Brasil (2008). Cada produtor recebe anualmente R\$ 1.000,00 (aproximadamente US\$ 400), referentes a 200 araucárias que ele planta e cuida nas divisas de sua propriedade com estradas. O projeto foi iniciado em 2011 e contempla 63 propriedades, nos municípios da Lapa, PR, Iraty, PR e Caçador, SC. Já foram plantadas 16.600 araucárias nos três municípios, mas considera-se que o resultado mais positivo é a disseminação que a técnica vem tendo entre produtores, principalmente os que não são familiares, que adotam voluntariamente a prática de plantar araucárias em suas divisas, pelas vantagens que estas árvores oferecem, como p.ex. embelezamento das propriedades. O projeto pode servir de modelo para outras regiões e outras espécies também ameaçadas e de importância socioeconômica e ambiental.

Palavras-chave: *Araucaria angustifolia*, agricultura familiar, serviços ambientais.

Roads with Araucarias Project

Abstract: Through Payment for Ecosystem Services, the Roads with Araucarias Project encourages the planting of *Araucaria angustifolia* on property lines along roadways on small-scale family farms. Rural producers plant araucaria trees on their properties and are compensated by private companies, who use the trees as reparation for greenhouse gas emissions and to promote other ecosystem services, such as landscaping of roads, environmental protection, preservation of the araucaria species, environmental education, production of araucaria pine nuts (pinhões), benefits for fauna, and shade for cattle. The project seeks to increase the population of araucaria; the exploitation of the species over the last several decades to fulfill national and export market demand for lumber, resulted in a significant reduction in the species' population. This decline has led to araucaria being included on the list of threatened species, implemented by regulations such as IBAMA (1992); Paraná (1995); and Brasil (2008). Each producer receives R\$ 1,000 (approximately US\$ 400) annually for every 200 araucaria trees that he plants and takes care of along roadways. The project began in 2011 and includes 63 properties in the municipalities of Lapa and Iraty, PR, and Caçador, SC. In the three municipalities, 16,600 trees have been planted. However, the most positive result is the dissemination of the technique to other rural property owners, particularly those that are not small-scale farmers. Producers have voluntarily adopted the practice of planting araucaria along their property lines because of the advantages these trees offer, such as improved aesthetics. This project can serve as a model for other regions and other threatened species that are socioeconomically and environmentally important.

Keywords: *Araucaria angustifolia*, small-scale family agriculture, ecosystem services.

1. Introdução

O Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT) relata em Brasil (2005) que graves impactos ambientais, com repercussões diretas aos meios físico e biótico de sua área de influência. Estes, podem ser provocados pelas estradas e destaca que a arborização e o projeto paisagístico contribuem para a recuperação de paisagens degradadas e, portanto, serve de medida compensatória à supressão de vegetação. Além disto, contribuem também, para a preservação de um patrimônio paisagístico da faixa de domínio e das áreas lindéiras. As instruções do DNIT indicam o tratamento paisagístico e ambiental das faixas de domínio e lindéiras das rodovias

federais mediante a implantação de arborização adequada, de forma a harmonizar o campo visual e colaborar para que a rodovia se integre à paisagem e transmita conforto e segurança aos usuários.

O plantio de araucária em divisas de propriedades rurais com estradas é uma prática antiga adotada por proprietários nas áreas de ocorrência da espécie. Na sede da Embrapa Florestas, em Colombo, estado do Paraná, existem dezenas de exemplares nesta condição, promovendo grande beleza cênica. Vários destes exemplares possuem idade superior a 70 anos e diâmetro do troco superior a um metro (Figura 1). Há um plantio próximo, com idades de 15 a 20 anos (Figura 2).



Foto: Luciane Jacques

Figura 1. Araucárias plantadas na divisa da Fazenda da Embrapa Florestas com a Estrada da Ribeira (BR 476, km 111).

Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze, popularmente conhecida entre outros nomes como araucária, pinheiro-do-paraná ou pinheiro-brasileiro, é a espécie símbolo do estado do Paraná e de muitas cidades do sul do Brasil.



Figura 2. Araucárias plantadas na divisa da Fazenda da Embrapa Florestas com a Estrada da Ribeira (BR 476, km 111).

No sentido de promover o reflorestamento com araucária em divisas de propriedades rurais com faixas de domínio de estradas federais, estaduais, municipais e particulares, a Embrapa Florestas e outras instituições da Região Sul vêm desenvolvendo um trabalho que recebeu a denominação de “Projeto Estradas com Araucárias”.

O projeto prevê o plantio das araucárias apenas fora da faixa de domínio das estradas, como se observa nas Figuras 1 e 2. O plantio é em linhas simples, com espaçamento mínimo de cinco metros entre árvores.

A araucária é uma espécie perenifólia, de aspecto original e contrastante com as demais árvores do Sul do Brasil, com 10 a 35 m de altura e 50 a 120 cm de diâmetro à altura do peito, ou a 1,3m do solo (DAP), atingindo excepcionalmente 50 m de altura e 250 cm ou mais de diâmetro do tronco, na idade adulta. O tronco é reto, colunar e quase cilíndrico. O fuste pode apresentar 20 m ou mais de comprimento. A ramificação em pseudo-verticilos é muito típica. Apresenta copa alta, estratificada e múltipla, caliciforme ou em forma de taça nas árvores mais velhas, e cônica nas mais

jovens. A casca é grossa, de cor externa marrom-arroxeadas, persistente, áspera, rugosa, desprendendo-se em lâmina na parte superior do fuste. A casca interna é resinosa, esbranquiçada, com tons róseos. As folhas são simples, alternas, espiraladas, lineares a lanceoladas, coriáceas, com até 6 cm de comprimento por 10 mm de largura (CARVALHO, 2003).

A espécie apresenta um componente ornamental único devido à sua forma e dimensões. Suas sementes, os pinhões (Figura 3), apresentam elevada importância na alimentação da fauna e humana. Os pinhões são encontrados de março a setembro, no Paraná, de abril a julho, em São Paulo e Santa Catarina, e de abril a agosto, no Rio Grande do Sul. Quando plantado, árvores isoladas iniciam a produção de pinhões entre 10 e 15 anos, mas em povoamentos, a produção dá-se a partir dos 20 anos (CARVALHO, 2003). Assim, o plantio em linhas simples com espaçamento de, no mínimo, 5 m entre árvores, poderá possibilitar a antecipação e maior produção de pinhões, que em 2014, na região Sul do Brasil, tiveram o preço de mercado a dez reais o quilo (aprox. US\$ 4,5).



Foto: Luciane Jacques

Figura 3. Pinhões em uma pinha.

Godoy et al. (2013), em seu livro “O pinhão na culinária”, apresentam 100 receitas de pinhão e destacam qualidades nutricionais e características dos pinhões como alimento funcional, ou seja, que, além das funções nutricionais básicas, quando consumido, como parte da dieta habitual, produz efeitos benéficos à saúde.

O projeto busca aumentar a população de araucárias cuja exploração intensiva durante décadas, para abastecimento do mercado madeireiro interno e para exportação, aliada ao desmatamento para a expansão da agropecuária, provocou forte declínio populacional da espécie. Este declínio fez com que a mesma fosse incluída nas listas de espécies ameaçadas, inclusão concretizada por deliberações como IBAMA (1992); Paraná (1995) e Brasil (2008).

A araucária precisa de luz para seu crescimento. Seu plantio em linhas simples nas divisas das propriedades rurais é muito favorável ao seu desenvolvimento e à produção de pinhões, que podem constituir-se em uma ótima alternativa de renda para os produtores sem concorrer com as atividades agropecuárias da propriedade.

2. Descrição do projeto

O projeto incentiva o plantio de *Araucaria angustifolia* em divisas de propriedades rurais familiares com faixas de domínio de estradas. Como estímulo à adesão ao projeto, há o pagamento por serviços ambientais para produtores rurais familiares que plantarem e cuidarem das araucárias. Assim, os produtores plantam 200 mudas de araucária por propriedade e recebem R\$ 5,00 por cada uma, totalizando uma renda de R\$ 1.000,00 por ano, compreendendo período desde o plantio até as árvores completarem plenamente seu desenvolvimento e começarem a produzir pinhão.

Os recursos são obtidos em empresas da iniciativa privada que passam a utilizar as araucárias para compensar suas emissões de gases de efeito estufa e promover outros serviços ambientais e ecossistêmicos, como paisagismo de estradas, proteção ambiental, preservação da araucária, educação ambiental, produção de pinhões, benefícios para a fauna e conforto térmico para o gado.

A Embrapa Florestas mantém a coordenação geral do projeto. No estado do Paraná a coordenação é da Secretaria

de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA), e fazem parte da parceria a EMATER-PR, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP), a Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento (SEAB), Universidade do Centro-Oeste do Paraná (UNICENTRO) e a Universidade Federal do Paraná (UFPR). Em Santa Catarina, a coordenação é da Universidade

do Estado de Santa Catarina (UDESC) e da própria Embrapa Florestas. Em todos os municípios há o envolvimento das prefeituras locais e parcerias com escolas, associações, empresas, cooperativas e órgãos estaduais.

O projeto possui potencial para abranger toda a área de ocorrência natural da araucária (Figura 4).



Figura 4. Mapa dos locais de ocorrência natural de araucária (pontos verdes). Fonte: Carvalho (2003).

Na escolha dos municípios a receber o projeto, são observados itens relacionados a melhorias ambientais e outros benefícios, como impacto ao turismo rural ligado às questões ambientais.

Os pagamentos são realizados diretamente, sem intermediação, pelas Empresas aos Proprietários Rurais e estes se encarregam da mão de obra para implantação e manutenção das mudas e dos cuidados efetivos com cada araucária em sua propriedade.

No ano de 2011 três módulos do projeto foram implantados, envolvendo 65 produtores rurais familiares nos municípios da Lapa, PR (42 propriedades) e de Irati, PR (10 propriedades) e em Caçador, SC (13 propriedades). A maioria das propriedades contempladas está envolvida

em projetos relacionados a questões ambientais. Em Irati, estão inseridas no projeto “Estratégias para o manejo florestal sustentável em pequenas propriedades rurais no Centro-Sul do Paraná”, conduzido pela Unicentro em convênio com a Universidade Rottenburg, da Alemanha. No município da Lapa, a Embrapa está acompanhando o desenvolvimento das araucárias e o seu uso na pecuária, para promoção de bem-estar animal pelo conforto térmico. Em Caçador, as propriedades fazem parte do Bosque Modelo de Caçador (BMC). Reconhecido pela Rede Iberoamericana de Bosques Modelo (RIABM), o BMC é o primeiro na região Sul. Tem sua área núcleo na Estação Experimental da Embrapa em Caçador, gerenciada como campo experimental da Embrapa

Florestas (Colombo, PR), com uma reserva florestal de mais de 1.000 ha. Os Bosques Modelos têm como premissa buscar o desenvolvimento sustentável de uma paisagem ou território, valorizando os produtos não madeiráveis e buscando alternativas de renda para a população que conserva os recursos naturais.

Por meio do software SisAraucaria (OLIVEIRA, 2011), estimou-se o carbono médio anual e o acumulado ao longo de 25 anos, por araucárias plantadas com espaçamento de 5 m, em linhas simples (Tabela 1). Os valores apresentados são estimativos para as áreas nas quais o projeto foi implantado, cujos solos são de boa qualidade.

Tabela 1. Estimativa de carbono sequestrado por uma araucária plantada em linha simples, com espaçamento entre árvores mínimo de 5 m, conforme preconizado pelo projeto “Estradas com Araucárias”.

| Idade (anos) | CO ₂ eq. (ton) | CO ₂ eq. ano ⁻¹ (ton) |
|---|---------------------------|---|
| 1 | 0,000 | 0,000 |
| 3 | 0,006 | 0,002 |
| 5 | 0,079 | 0,016 |
| 7 | 0,269 | 0,038 |
| 9 | 0,535 | 0,059 |
| 11 | 0,825 | 0,075 |
| 13 | 1,110 | 0,085 |
| 15 | 1,376 | 0,092 |
| 17 | 1,618 | 0,095 |
| 19 | 1,835 | 0,097 |
| 21 | 2,030 | 0,097 |
| 23 | 2,203 | 0,097 |
| 25 | 2,358 | 0,097 |
| CO₂Eq. sequestrado por uma araucária em 25 anos | | 2,358 t. |
| CO₂Eq. sequestrado por ano por uma araucária | | 0,097 t. |

O Projeto Estradas com Araucárias vem sendo patrocinado pelo “Grupo DSR – Soluções e Inteligência Logística”. O grupo trabalha com uma frota de 900 equipamentos, entre próprios e terceirizados, com filiais em 18 estados brasileiros e desenvolve outras ações de responsabilidade ambiental.

Foram plantadas 16.600 araucárias nos três municípios, o que corresponde a 1.610 ton de CO₂ ano⁻¹, suficientes para compensar anualmente a emissão de 604.354 L de diesel. Além disso, o projeto é sustentável em longo prazo, por meio da comercialização de pinhões produzidos pelas araucárias. Na condição de plantio em linhas simples, preconizado pelo projeto, o início da produção de pinhões ocorrerá entre 10 e 15 anos.

O projeto já tem transversalidades com várias ações desenvolvidas pelas instituições participantes, com impactos

socioeconômicos como o Projeto Caminhadas na Natureza, da SEAB no Paraná.

Como impactos diretos do projeto destacam-se:

- Aumento da população de araucária;
- constituição de “corredores verdes”, agregando valor paisagístico e ecológico às estradas;
- estímulo ao turismo rural;
- auxílio na reabilitação de ecossistemas por meio do plantio de araucárias;
- contribuição, por meio da captura de gases de efeito estufa, com as demandas da Lei No 12.187 que instituiu a Política Nacional sobre Mudança do Clima;
- promoção de ações de educação ambiental;
- produção de pinhão para consumo humano e da fauna;

- estabelecimento de bancos de germoplasma de araucária;
- formação de populações para seleção de genótipos para programas de melhoramento genético.

3. Análise dos resultados

O plantio de araucárias na sua área de ocorrência é estratégico. Além de auxiliar na recuperação de um ecossistema ameaçado, traz como benefício direto, a captura de carbono da atmosfera e a conversão do mesmo em biomassa florestal. Há ainda muitos benefícios como a melhoria do ciclo hidrológico, o embelezamento cênico, a melhoria do micro clima e o aumento da biodiversidade. Um dos benefícios mais importantes é a internalização da consciência ambiental, por meio da educação ambiental. A mudança de comportamento em relação ao meio ambiente representa a única maneira possível de reversão de sua degradação e, no processo de neutralização, a mudança de comportamento se faz presente em todas as etapas.

Um dos resultados positivos observados é o fato de a técnica ter se disseminado, com a adoção voluntária, por vários produtores, da prática de plantar araucárias nas divisas de suas propriedades, pelas vantagens que estas árvores oferecem.

4. Considerações finais

O projeto “Estradas com Araucárias” tem atraído empresas privadas a destinar recursos para pagamentos de serviços ambientais, ligados à araucária. Espera-se que este apoio estimule essas atividades que trazem benefícios em diferentes níveis:

Local: Espera-se que o pagamento do serviço de carbono contribua para o aumento da população de araucária nos municípios contemplados pelo projeto, melhorando a beleza cênica e trazendo benefícios ambientais e socioeconômicos decorrentes.

Estadual: Que o projeto estimule a adesão de outras empresas, possibilitando sua proliferação em diferentes municípios, formando corredores verdes de araucárias no estado do Paraná.

Nacional: Que o projeto contribua com as metas de redução de emissões dispostas no Plano Nacional de Mudanças Climáticas e que sirva de modelo para outros Estados e outras espécies também ameaçadas e de importância socioeconômica e ambiental.

Global: O pagamento do serviço de carbono contribua para o sequestro de carbono, como uma das medidas para a mitigação do aquecimento global.

Referências

BRASIL. Departamento Nacional de Infra-Estrutura de Transportes. Diretoria de Planejamento e Pesquisa. Coordenação Geral de Estudos e Pesquisa. Instituto de Pesquisas Rodoviárias. **Instruções de proteção ambiental das faixas de domínio e lindeiras das rodovias federais.** 2. ed. Rio de Janeiro, 2005. 161 p. (IPR. Publicação, 713).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instrução Normativa nº. 06, de 23 de Setembro de 2008. Lista Oficial da flora brasileira ameaçada de extinção. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 185, p. 75-83, 24 set. 2008.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. v. 1. 1039 p.

GODOY, R. C. B.; NEGRE, M. F. O.; MENDES, L. M.; SIQUEIRA, G. L. A.; HELM, C. V. **O pinhão na culinária.** Brasília, DF: Embrapa, 2013. 138 p.

IBAMA. Portaria Nº 37-N de 03 de abril de 1992. Reconhece como lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção a relação que apresenta. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 66, p. 4302-4303, 6 abr. 1992. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/179_05122008033627.pdf>. Acesso em: 13 maio 2014

OLIVEIRA, E. B. **Softwares para manejo e análise econômica de plantações florestais.** Colombo: Embrapa Florestas, 2011. 80 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 226). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/898050/1/Doc216.pdf>>.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Lista vermelha de plantas ameaçadas de extinção no estado do Paraná.** Curitiba: SEMA/GTZ, 1995. 139 p.

Sistemas mistos de espécies florestais nativas com eucalipto em propriedades rurais familiares na região Noroeste do estado do Paraná

Edilson Batista de Oliveira, Letícia Penno de Sousa, Luiz Marcos Feitosa dos Santos, David Cobor, Alberto Carlos Moris, Gracie Abad Maximiano, Vinicius Silva Tina

Resumo: A regeneração natural e o crescimento de espécies florestais nativas sob plantações de eucalipto têm sido relatadas em vários artigos científicos. Com manejo adequado, estes sistemas possibilitam vários serviços ambientais, como conservação e restauração da diversidade biológica e captura de gases de efeito estufa (GEE). Com base em um modelo formatado como um projeto de mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL) florestal, produtores rurais familiares implantaram plantios mistos, com faixas de eucalipto e de espécies nativas, em áreas de pastagem degradada, em seis municípios na região noroeste do estado do Paraná. Os plantios integram o projeto “Implantação e manejo de florestas em pequenas propriedades no estado do Paraná”, coordenado pelo Programa Paraná Biodiversidade, da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA), envolvendo Emater, Embrapa Florestas, IAP, SEPL e SEAB. Os sistemas visaram à recomposição da vegetação em áreas de reserva legal (RL), utilizando o eucalipto como uma espécie facilitadora e com madeira propícia a acréscimos à renda dos produtores. No presente trabalho são apresentados detalhes do projeto e resultados da produção de madeira de eucalipto, carbono sequestrado e crescimento das espécies nativas. O crescimento e produção dos eucaliptos foram avaliados em seis plantios, sendo que em dois deles foram avaliadas as nativas. A regeneração natural das espécies nativas apresentou, nestes dois plantios, 15 espécies com bom crescimento, o que deve garantir a sobrevivência das mesmas nos períodos de seca comuns na região. Os resultados indicaram que a produtividade dos eucaliptos pode ser considerada satisfatória e tem potencial para aumentar e melhorar significativamente a renda das áreas convertidas. Conclui-se que este modelo inovador é plenamente viável, pois concilia conservação ambiental, conservação genética de espécies ameaçadas ou em risco de extinção, garantindo a sobrevivência de populações locais dessas espécies; produção econômica e inclusão social, pois gera renda com a produção florestal e venda de carbono.

Palavras-chave: serviços ambientais, agricultura familiar, carbono, conversão pastagem-floresta.

Mixed systems of native forest species with eucalyptus on small-scale rural properties in Northwestern Paraná State

Abstract: Natural regeneration and the growth of native forest species in eucalyptus plantations has been discussed extensively in several scientific publications. With adequate management, these systems provide various ecosystem services, such as conservation and restoration of biological diversity and greenhouse gas (GHG) sequestration. Based on a model developed through the project “Mechanisms for Clean Forest Development” (MDL), small-scale family farmers planted mixed systems with rows of eucalyptus and native species in degraded pastures in six municipalities of northwestern Paraná State. The studied plantations are part of the project “Planting and managing forests in small properties in Paraná State” coordinated by Biodiversity Paraná of the Secretariat of Environment and Water Resources (SEMA), and involving Emater, Embrapa Forestry, IAP, SEPL and SEAB. The goal of these systems was to restore vegetation in areas designated as legal reserves, using eucalyptus as a facilitating species whose wood products could be used to increase farm income. Herein, we present details of the project and results related to eucalyptus wood production, carbon sequestration, and growth

of native species. We evaluated the growth and production of eucalyptus in six plantations and native species in two farms. The natural regeneration of native species included 15 species that grew well in the properties studied, suggesting their ability to survive drought periods common in the region. The results indicate that the productivity of eucalyptus was satisfactory and the strategy has potential to significantly increase income in the converted areas. We conclude that this system is not only fully feasible, but also innovative; it combines environmental conservation and genetic conservation of threatened or endangered species, guaranteeing survival of local populations, with economic production and social inclusion, generating revenue through forest products and the sale of sequestered carbon.

Keywords: ecosystem services, small-scale family agriculture, carbon, pasture-to-forest conversion.

1. Introdução

A conversão de áreas de pastagens degradadas em florestas geralmente requer investimentos por parte dos proprietários rurais. Entretanto, muitas vezes estes, principalmente os agricultores familiares, não têm condições de arcar com os custos envolvidos. Por se tratar de uma prática que contempla vários serviços ambientais de grande impacto ao bem-estar humano, torna-se fundamental o desenvolvimento de tecnologias que viabilizem a conversão de áreas degradadas em áreas restauradas, possibilitando ao mesmo tempo a recuperação do ambiente natural e o aumento de renda aos produtores.

A possibilidade de utilização de plantios florestais comerciais como facilitadores da recuperação ambiental tem sido relatada em diversos trabalhos científicos. Compilando estudos que tratam da regeneração natural sob plantios florestais comerciais, Viani et al. (2010) encontraram resultados bastante heterogêneos, indicando que a riqueza, a densidade e a estrutura da regeneração natural nestas condições sofrem forte influência de fatores como

densidade de copas e disponibilidade de luz no sub-bosque, idade do plantio, espécie florestal plantada, distância de remanescentes de vegetação nativa, manejo das florestas plantadas e histórico de utilização da área. Por outro lado, os autores apontam que os plantios florestais comerciais podem ser concentrados de biodiversidade, ao menos para certos grupos de organismos.

A mesorregião Noroeste do Paraná caracteriza-se por apresentar uma situação ambiental das mais degradadas no Estado, sendo esse quadro consequência direta do intenso desmatamento e da forma inadequada do uso (atual e anterior) da terra, aliados à fragilidade edáfica imposta pelo Arenito Caiuá. Sua ocupação, iniciada a partir da colonização regional, em meados do século passado, deu-se com a implantação da cultura do café e, posteriormente, com culturas anuais, impondo desde então problemas ambientais, por se basearem em modelos de terraceamento ineficientes no combate à erosão para essa região em particular (FIDALSKI, 1998). A Figura 1 mostra área de pecuária na região.



Figura 1. Área de pastagem e bovinos se abrigando em sombra de árvores na mesorregião Noroeste do Paraná.

O presente trabalho detalha um modelo de recomposição florestal em que espécies nativas plantadas e, também, regeneradas naturalmente, são conduzidas em faixas de plantio e em sub-bosques de eucaliptos, de tal forma que estes funcionem como espécie facilitadora para o estabelecimento das nativas e possibilitem renda aos proprietários.

O Projeto concentra seu objetivo na viabilização da conversão de áreas de pastagens degradadas em floresta, com retorno econômico aos produtores rurais. Assim, os objetivos específicos são:

- Promover biodiversidade através da implantação de plantios para a reconstituição de florestas nativas em pequenas propriedades familiares, em seis municípios na região noroeste do estado do Paraná, Brasil.

- Formatar estes plantios como um projeto de carbono, sob o âmbito do mecanismo de desenvolvimento limpo do Protocolo de Kyoto, buscando a inclusão de pequenos produtores no mercado de carbono.

- Utilizar plantios mistos, utilizando-se espécies nativas, algumas delas ameaçadas de extinção, junto com espécies exóticas de rápido crescimento, em áreas de pastagem e lavoura, em regiões degradadas.

- Possibilitar a implantação deste módulo por 187 pequenos produtores familiares, sendo 67 de assentamentos de reforma agrária, que deverão servir de modelo para a replicação do projeto em outras regiões.

- Manejar cada reflorestamento seguindo os princípios de sucessão florestal natural, desbastingando exóticas e nativas pioneiras ao longo do tempo, deixando espaço para o crescimento e a regeneração natural das nativas, de forma que permaneçam no final apenas espécies nativas.

- Ter estes reflorestamentos como áreas de preservação de espécies nativas da região.

- Possibilitar o aumento de renda aos produtores através da venda da madeira colhida no manejo, bem como de sementes de espécies nativas.

- Estimular a atividade de produção madeireira na região.

- Gerar modelo que facilite a replicação em grande escala do sistema ora proposto em outras regiões.

Resultados da produção de madeira, da rentabilidade econômica e de alguns serviços ambientais envolvidos (como carbono armazenado e a diversidade e crescimento de espécies nativas de alguns módulos) serão abordados neste capítulo.

2. Descrição metodológica do trabalho

2.1. Descrição e localização do projeto

Detalhes do projeto foram publicados na série “Documentos” da Embrapa (SCHAITZA et al., 2008), envolvendo os vinte e dois técnicos que trabalharam na sua concepção, implantação e acompanhamento. O projeto teve a denominação de *“Implantação e manejo de florestas em pequenas propriedades no estado do Paraná”*. Foi coordenado pelo Programa Paraná Biodiversidade, da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA), envolvendo Emater, Embrapa Florestas, IAP, SEPL e SEAB. A localização é na região do extremo noroeste do estado do Paraná, dentro da Mesorregião Geográfica do Noroeste Paranaense, abrangendo 6 municípios: Querência do Norte, Santa Cruz de Monte Castelo, Porto Rico, Loanda, São Pedro do Paraná e Santa Isabel do Ivaí. Esta área está localizada entre as coordenadas geográficas 22° 39' a 23° 18' S e 52° 52' a 53° 43' O.

A mesorregião Noroeste está localizada no Terceiro Planalto ou Planalto do Trapp do Paraná, o qual é constituído, em sua maior extensão, por derrames basálticos. A conformação de sua paisagem é bastante uniforme, em relevo suavemente ondulado, apresentando uma altitude média de 300 m acima do nível do mar. Nessa mesorregião encontra-se a formação Arenito Caiuá, de origem eólica, que se depositou sobre o derrame do Trapp e deu origem a solos com baixos teores de argila, textura predominantemente arenosa e, consequentemente, baixa capacidade de retenção de água, com moderada a baixa fertilidade e facilmente sujeitos à erosão (MUZILLI, 1996).

O clima da região caracteriza-se pelo tipo Cfa, cuja temperatura média no mês mais frio é inferior a 18 °C e no mês mais quente superior a 22 °C, verões quentes, inverno seco, concentração de chuvas no verão, mas sem período seco definido (IAPAR, 2000). A cobertura florestal original era composta pela Floresta Estacional Semidecidual Submontana.

2.2. Modelo de reflorestamento

O modelo de reflorestamento utilizado foi formatado como um projeto MDL florestal. Originalmente foram selecionadas 187 propriedades rurais familiares para implantar plantios mistos, com parte composta por espécies nativas ameaçadas ou em risco de extinção e espécies exóticas de rápido crescimento. As propriedades tinham menos de 30 ha e em cada uma foram reflorestados de 1 a 5 ha.

Os plantios foram realizados de 2006 a 2008, com o apoio de 50% do investimento pelo Programa Paraná

Biodiversidade na forma de mudas e insumos. Os outros 50% ficaram a cargo dos participantes do projeto, em forma de mão de obra, a título de contraparte. A seleção de produtores participantes ocorreu após consultas, quanto ao interesse em participar do projeto, a organizações de pequenos produtores, representações de assentados da reforma agrária da região, bem como autoridades locais e regionais. Com a finalização do Programa Paraná Biodiversidade, em 2009, a Emater, Embrapa Florestas, SEMA (Secretaria Estadual de Meio Ambiente), IAP (Instituto Ambiental do Paraná) e SEAB (Secretaria da Agricultura e do Abastecimento) assumiram a continuidade do projeto e vêm acompanhando as áreas em que o mesmo foi implantado.

Basicamente, o manejo de cada reflorestamento segue os princípios de sucessão florestal natural preconizados por Budowski (1965) e considerados em trabalhos e publicações de Carpanezzi e Carpanezzi (2006); Ferretti et al. (1995); Kageyama e Castro (1989), Kageyama e Gandara (2000), dentre outros. A indução inicial de uma composição de espécies exóticas e nativas pioneiras serve de base para o

desenvolvimento de um ambiente favorável para o crescimento e regeneração natural de espécies nativas secundárias iniciais e tardias. As exóticas e nativas pioneiras são desbastadas ao longo do tempo, deixando espaço para o crescimento e a regeneração natural das nativas mais importantes.

As espécies exóticas utilizadas foram *Eucalyptus grandis* e *Corymbia citriodora*. As espécies nativas foram selecionadas em função de sua importância ecológica e representatividade ecotípica na região, seu potencial para manejo e para a produção sustentável de madeira e sementes e devido ao seu papel na sucessão de espécies na paisagem. Foram priorizadas as que, sob manejo sustentável, produzem madeira e sementes de maior valor comercial. Os plantios foram realizados em esquemas com uma faixa interna a duas faixas de eucalipto (Figura 2).

As espécies florestais selecionadas seguem o princípio de sucessão florestal no processo de formação de uma floresta natural. Estas se classificam em espécies pioneiras (p), secundárias iniciais (s), secundárias tardias (t) e climáticas (BUDOWSKI, 1965; CARPANEZZI; CARPANEZZI, 2006).

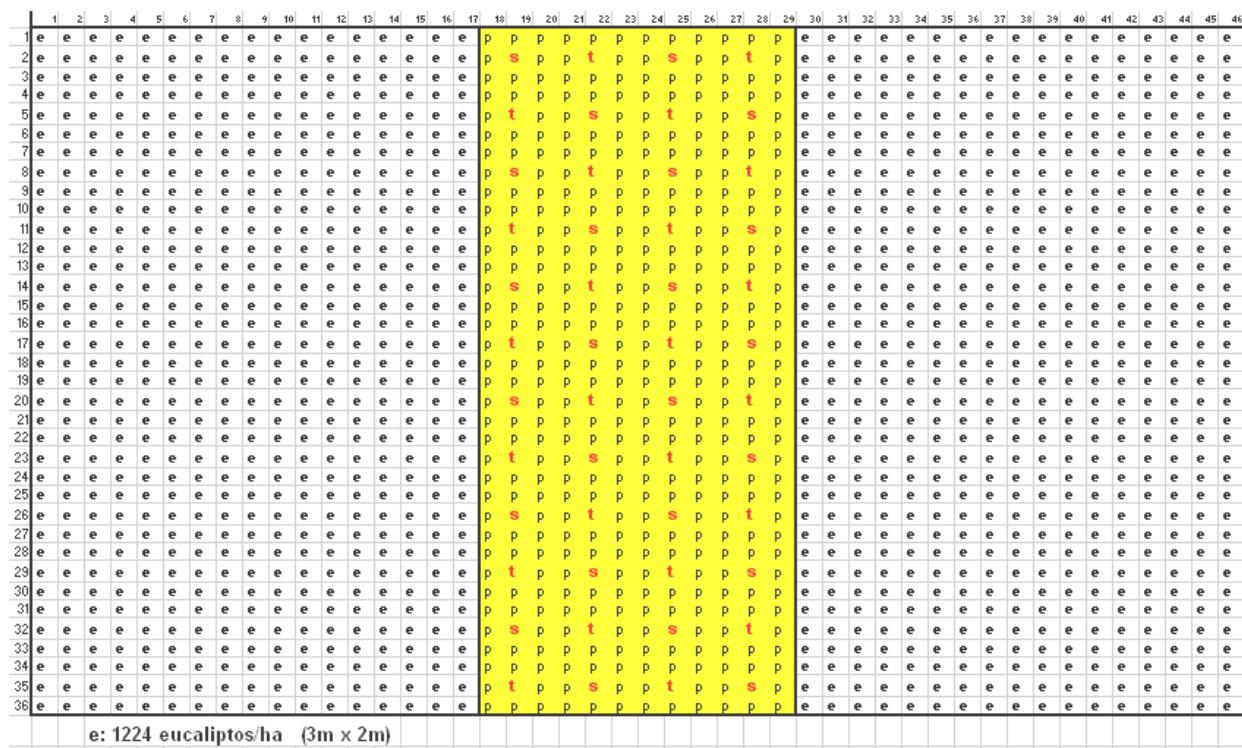


Figura 2. Representação esquemática do modelo de plantio do Projeto. (p) Pioneiras: 0 – 33%, (s) secundárias iniciais: 17 – 50%, (t) secundárias tardias: 35 – 50% ou climáticas: 0 – 15%.

Os plantios avaliados foram realizados em áreas de pasto com baixa produtividade, por meio de plantio direto, onde a pastagem foi dessecada e as mudas plantadas manualmente com o auxílio de chucro.

O regime de manejo dos plantios com exóticas previa três desbastes nos eucaliptos (5, 10 e 15 anos), para a remoção de

60%, 40% e 33% das árvores, respectivamente, com corte raso no vigésimo ano.

Ao longo dos 20 anos se processará uma dinâmica com relação às nativas, onde a maioria das pioneiras plantadas deverá ter completado o seu ciclo (podendo ser utilizada para fins com menor valor comercial, como lenha, por exemplo).

e a regeneração natural de nativas no sub-bosque surgirá e desenvolverá à medida em que mais espaço é aberto com os desbastes dos eucaliptos. O número de nativas que efetivamente permanecerá no modelo é de difícil precisão, por depender de uma série de variáveis não controláveis no momento.

3. Análise e integração dos resultados

3.1. Carbono florestal

A estratégia do módulo de carbono baseia-se no modelo de reflorestamento descrito, que segue os princípios de sucessão florestal. Ao longo do projeto, as espécies exóticas de crescimento rápido de valor comercial são desbastadas para dar espaço à regeneração natural e ao crescimento das espécies nativas plantadas. Ao mesmo tempo, a retirada de madeira proporciona um ganho financeiro para os proprietários, o que constitui um atrativo para a sua participação e a potencial replicação do modelo.

Ao final do ciclo de 20 anos do projeto, todas as árvores exóticas já estarão colhidas. As nativas pioneiras plantadas devem ter findado o seu ciclo natural, permanecendo apenas as nativas secundárias iniciais e tardias plantadas, junto às nativas regeneradas naturalmente.

Neste projeto, os estoques de carbono selecionados incluem apenas a biomassa do eucalipto referente a tronco, folhas e galhos (Tabela 1). Para as estimativas desta biomassa e carbono foi utilizado o software SisEucalipto (OLIVEIRA, 2011). As raízes que correspondem a aproximadamente 20% da biomassa da árvore, bem como as árvores nativas plantadas e regeneradas naturalmente ao longo do projeto, foram utilizadas para definir a metodologia da linha de base para compensar o carbono existente antes do projeto, referente às pastagens ou qualquer eventual vegetação presente como aquelas de estágio inicial de regeneração.

Tabela 1. Estimativa de carbono armazenado pelos eucaliptos no projeto ao longo de 20 anos.

| Anos | Estimativa anual do carbono armazenado em 1 ha (ton) | Estimativa anual do CO ₂ armazenado em 1 ha (ton) |
|-------------------------------------|--|--|
| Ano 1 – 2006 | 0,48 | 1,76 |
| Ano 2 – 2007 | 8,21 | 30,13 |
| Ano 3 – 2008 | 23,07 | 84,67 |
| Ano 4 – 2009 | 39,74 | 145,85 |
| Ano 5 – 2010 | 56,81 | 208,49 |
| Ano 6 – 2011 | 36,96 | 135,64 |
| Ano 7 – 2012 | 46,02 | 168,89 |
| Ano 8 – 2013 | 54,83 | 201,23 |
| Ano 9 – 2014 | 62,88 | 230,77 |
| Ano 10 – 2015 | 70,93 | 260,31 |
| Ano 11 – 2016 | 53,11 | 194,91 |
| Ano 12 – 2017 | 58,68 | 215,36 |
| Ano 13 – 2018 | 63,47 | 232,93 |
| Ano 14 – 2019 | 67,78 | 248,75 |
| Ano 15 – 2020 | 72,03 | 264,35 |
| Ano 16 – 2021 | 61,14 | 224,38 |
| Ano 17 – 2022 | 64,82 | 237,89 |
| Ano 18 – 2023 | 67,61 | 248,13 |
| Ano 19 – 2024 | 70,46 | 258,59 |
| Ano 20 – 2025 | 73,40 | 269,38 |
| Estimativa total de CO ₂ | 73,40 | 269,38 |
| Média anual de CO ₂ | 3,67 | 13,47 |

A definição de locais para implantação dos módulos do projeto foi feita com base na interpretação de imagens de satélite, onde se sobrepõe os pontos georreferenciados das

áreas a serem reflorestadas do projeto. A metodologia para a identificação do uso e cobertura da terra das áreas foi realizada por meio da interpretação de imagens de satélite Landsat,

através de um mosaico de imagens chamado Geocover. A combinação de bandas desta imagem foi 7R, 4G e 2B e a resolução espacial foi de 30 m. Essa imagem apresenta um bom registro de coordenadas geográficas.

3.2. Alterações no projeto

As mudanças na legislação ambiental, especificamente sobre o Código Florestal, levaram a uma série de alterações em relação ao formato que o mesmo foi concebido. Para seguir o que prescrevia a legislação para reserva legal do início do projeto, todas as árvores exóticas deveriam estar cortadas ao final do ciclo de 20 anos. Entretanto, a Lei Nº 12.651, de 25 de maio 2012 (BRASIL, 2012), alterou esta exigência para o caso de pequena propriedade ou posse rural familiar. Assim, a maioria dos produtores passou a não realizar desbastes e efetuar a colheita total do eucalipto aos sete anos, com posterior condução de rebrota. Por outro lado, a mortalidade em torno de 30%, ocorrida em vários povoamentos, dispensou o primeiro desbaste, possibilitando verificar os efeitos da menor densidade populacional na regeneração natural e no crescimento das nativas.

O corte raso dos eucaliptos com posterior condução de rebrota, desejado por muitos produtores como forma de aumentar a rentabilidade econômica, torna o modelo semelhante ao sistema avaliado por Oliveira et al. (2011), com adição da faixa de nativas.

4. Análise e integração dos resultados dos inventários aos cinco anos de idade

No ano de 2013, foram realizados inventários dos módulos do projeto em cinco propriedades. Os plantios possuíam cinco

anos de idade. A seguir são descritos os resultados obtidos durante o desenvolvimento dos plantios de eucalipto e das espécies nativas.

4.1. Eucalipto

Os resultados da produtividade e da rentabilidade econômica dos eucaliptos foram apresentados por Oliveira et al. (2014) e serão mostrados na sequência, incluindo os valores de carbono estocado.

Cinco módulos cultivados com *Eucalyptus grandis* foram avaliados, dois no município de Santa Cruz do Monte Castelo (A e B), dois em São Pedro do Paraná (C e D) e um em Porto Rico (E). Os volumes de madeira ($m^3 ha^{-1}$) foram calculados considerando um fator de forma de 0,45. Foram realizadas prognoses da produção para os 7, 9 e 11 anos, utilizando-se o software SisEucalipto. Foram medidas duas parcelas de 400 m^2 para cada propriedade, que serão representadas pelos números 1 e 2 na sequência das letras de A a E das propriedades. Os resultados são apresentados por hectare do sistema. Assim, deve ser levado em conta que as faixas de eucalipto ocupam 74% da área e as espécies nativas plantadas 26%.

Em média, a sobrevivência dos eucaliptos aos cinco anos foi de 74,9% (Tabela 2), ou seja, 923 árvores ha^{-1} do plantio misto, o que equivale a 1.247 árvores ha^{-1} de eucalipto puro. Apenas a área B1 apresentou densidade abaixo de 1.000 árvores ha^{-1} . Nos cinco locais, cada árvore ocupa em média 8,02 m^2 , variando de 6,8 m^2 a 10,5 m^2 . Estes valores estão dentro de faixa viável para plantações de eucalipto, mas comprometem a produção inicial em sítios mais pobres. Há vantagem para a regeneração natural de espécies nativas, mas o primeiro desbaste será pouco produtivo.

Tabela 2. Sobrevivência (%), árvores ha^{-1} , altura média e diâmetro à altura do peito (DAP), volume e carbono - $CO_2 eq$, de *Eucalyptus. grandis* no arenito Caiuá, noroeste do Paraná.

| Local | Sobrev | Árv. ha^{-1} | Alt.med. (m) | DAP (cm) | Volume ($m^3 ha^{-1}$) 5 anos | $CO_2 eq$ (Ton ha^{-1}) 5 anos | Volume ($m^3 ha^{-1}$) 7 anos | $CO_2 eq$ (Ton. ha^{-1}) 7 anos |
|-------|--------|----------------|--------------|----------|------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|---------------------------------------|
| A1 | 64,2% | 788 | 16,3 | 13,6 | 83,4 | 79,2 | 133,4 | 126,7 |
| A2 | 68,5% | 844 | 15,6 | 12,6 | 73,1 | 69,4 | 119,8 | 113,8 |
| B1 | 57,0% | 703 | 14,6 | 13,4 | 64,5 | 61,3 | 103,1 | 97,9 |
| B2 | 68,0% | 839 | 14,2 | 12,9 | 70,3 | 66,8 | 109,2 | 103,7 |
| C1 | 78,0% | 962 | 16,4 | 13,4 | 100,8 | 95,8 | 154,2 | 146,5 |
| C2 | 88,0% | 1086 | 17,2 | 13,9 | 128,0 | 121,6 | 191,7 | 182,1 |
| D1 | 82,0% | 1012 | 19,6 | 14,2 | 140,8 | 133,8 | 217,2 | 206,3 |
| D2 | 76,0% | 937 | 19,0 | 14,8 | 137,0 | 130,1 | 205,4 | 195,1 |
| E1 | 85,0% | 1050 | 17,2 | 13,1 | 108,6 | 103,2 | 170,1 | 161,6 |
| E2 | 82,0% | 1012 | 17,1 | 13,0 | 103,4 | 98,2 | 162,5 | 154,4 |
| Média | 74,9% | 923 | 16,7 | 13,5 | 101,0 | 95,9 | 156,6 | 148,8 |

O projeto estimava povoamentos aos cinco anos com 21,0 m de altura média, 15,0 cm de DAP e sobrevivência de 90%. O local D é o que mais se aproxima destes valores de altura e DAP, mas há perda de produção devido à sobrevivência de 82% e 76%. Em média, há perda de 25% (43% a 15%) na sobrevivência, 20% (6,6% a 32,4%) na altura e 10% (1,3% a 16%) no DAP.

Estas diferenças levaram a variações de volume de 64,5 a 140,8 m³ ha⁻¹ de plantio misto, que corresponderam a 87,2 e 190,3 m³ ha⁻¹ de eucalipto puro. Em relação ao esperado pelo projeto, a perda média em volume e de carbono estocado foi de 46,7% (25,6% a 65,8%). Estas perdas decorreram, basicamente, devido a fortes períodos de seca em plena estação chuvosa nos três primeiros anos do projeto e à ocorrência de formigas durante a fase de inicial. Além disso, o material genético utilizado era pouco melhorado, conforme indicado pela grande variabilidade entre plantas. Entretanto, o desenvolvimento encontrado indica a necessidade de manejo diferente para cada povoamento, para manter ou aumentar a eficiência na obtenção dos resultados propostos pelo projeto.

Oliveira et al. (2014) concluíram que a produtividade dos eucaliptos pode ser considerada satisfatória, tem potencial para aumentar e melhorar significativamente a renda das áreas convertidas, com valores superiores aos obtidos com agricultura

e pecuária naquelas propriedades cujos solos possuem cerca de 85% de areia. Também deve ser levado em conta que os produtores não tinham experiência com plantações florestais, que a implantação foi por meio de plantio direto além da ocorrência de seca nos anos iniciais do cultivo.

4.2. Espécies nativas

Aos 2,5 a 3,0 anos, os técnicos da Emater, supervisores responsáveis pelo projeto em cada município, visitaram todos os módulos e constataram elevado percentual de mortalidade das mudas plantadas, consequência principalmente dos dois anos consecutivos com períodos de estiagem prolongados, intensificados ainda pela baixa umidade no solo, própria dos solos arenosos, assim como pela ausente ou pequena quantidade de matéria orgânica sobre estes. Entretanto, observaram a existência de muita regeneração natural de nativas, sobretudo nas faixas em que foram plantadas em solos de melhor qualidade. Áreas com menor desenvolvimento dos eucaliptos propiciaram regeneração de muitas espécies arbustivas, consideradas de grande importância para o aumento do carbono do solo, especialmente na forma de matéria orgânica, de modo a aumentar o aumento da capacidade de armazenamento de água e dar condições para o desenvolvimento de outras espécies (Figura 3).



Foto: Edilson Batista de Oliveira

Figura 3. Módulo do projeto em Santa Cruz do Monte Castelo, com regeneração de espécies arbustivas.

Dentre os cinco locais avaliados ao final de cinco anos do projeto, há muita heterogeneidade no crescimento e na regeneração natural das espécies nativas. A perda das mudas plantadas pelo projeto foi superior a 90%, devido à três anos sucessivos de períodos secos prolongados. Na Tabela 3 são

apresentados os resultados do inventário dos locais D1 e D2, em São Pedro do Paraná. Foram encontradas 15 espécies com bom desenvolvimento, como pode ser observado pelas alturas e DAPs, o que garante a sobrevivência das mesmas aos períodos de seca comuns na região.

Tabela 3. Espécies encontradas em módulo do projeto eucalipto-nativas no noroeste do Paraná.

| Espécie | Nome científico | Árv.ha ⁻¹ | DAP (cm) | Altura (m) | Vol.0,26 (m ³ ha ⁻¹) |
|------------------|---|----------------------|----------|------------|---|
| Açoita-cavalo | <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc. | 18 | 2,3 | 2,86 | 0,0205 |
| Amendoim-bravo | <i>Platypodium elegans</i> Vogel | 200 | 2,4 | 3,44 | 0,2954 |
| Canafistula | <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. | 255 | 1,7 | 2,62 | 0,1455 |
| Cedro | <i>Cedrela fissilis</i> Vell. | 55 | 2,6 | 1,39 | 0,0369 |
| Coração-de-negro | <i>Poecilanthe parviflora</i> Benth. | 18 | 10,7 | 6,55 | 0,9732 |
| Farinha-seca | <i>Albizia hasslerii</i> (Chodat) Burr. | 18 | 4,2 | 3,68 | 0,0834 |
| Feijão-cru | <i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl. | 255 | 2,3 | 2,54 | 0,2544 |
| Guajuvira | <i>Patagonula americana</i> L. | 36 | 2,3 | 3,19 | 0,0457 |
| Gurucaia | <i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan. | 91 | 3,6 | 3,76 | 0,3262 |
| Leiteiro | <i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax. | 18 | 1,6 | 2,29 | 0,0073 |
| Mamica-de-porca | <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | 18 | 3,5 | 4,09 | 0,0659 |
| Pau-d'elho | <i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms. | 91 | 2,3 | 2,45 | 0,0879 |
| Sapuva | <i>Machaerium stipitatum</i> Vogel | 36 | 1,8 | 2,86 | 0,0248 |
| Vacum | <i>Allophylus edulis</i> (St. Hil.) Radlk. | 109 | 1,6 | 3,27 | 0,0668 |
| Total | | 1218 | 3,1 | 3,2 | 2,4340 |

Estas 15 espécies representam 28% do total de espécies encontradas por Oliveira et al. (2011), no mesmo município, e o número de árvores ha⁻¹ representou 26% do total de árvores encontradas no mesmo trabalho. Na pesquisa de Oliveira et al. (2011), foi avaliada uma área de três ha, no município

de São Pedro do Paraná, antes ocupada com pastagem de braquiária (*Brachiaria* spp.) e posteriormente cultivada com *Corymbia citriodora*, plantado no espaçamento de 3,0 m x 2,0 m e colhido aos sete anos de idade. Após sete anos de crescimento das rebrotas do eucalipto e de regeneração

natural, foram encontradas 53 espécies distribuídas em 21 famílias. A estimativa do número total de indivíduos de espécie nativa regenerados por hectare foi de 4.721, sendo 45% com altura entre 2 e 4 m, 18% entre 4 e 8 m e 3% acima de 8 m. O número de rebrotas de *C. citriodora* foi estimado em 733, com altura média de 15 m. Considerando que, no presente trabalho, as espécies concentram-se na faixa entre os eucaliptos, e que esta faixa representa 26% de um hectare, os padrões de ocorrência de espécies e de número de árvores se assemelham nas duas pesquisas.

Entretanto, os outros locais avaliados apresentaram baixa regeneração natural, fato atribuído à restrita fonte de sementes, seja na forma de banco no solo ou na vegetação adulta circundante aos plantios. Esta restrição é consequência do intenso desmatamento da Floresta Estacional Semidecidual, que redundou na intensa fragmentação das florestas e na redução da diversidade genética e de espécies nestes fragmentos.

Recomenda-se que nas formações obtidas com regeneração natural de espécies nativas deva-se propiciar, posteriormente, o enriquecimento com o plantio de outras espécies de ocorrência na região, que apresentem dificuldade na proliferação natural e/ou que sejam ameaçadas ou em risco de extinção. O módulo apresentado na Figura 3 é restrito em espécies florestais nativas, mas é um exemplo de vegetação inicial que pode facilitar o enriquecimento com espécies desejadas para a restauração.

4.3. Compensações por emissão de carbono

Foi criada a cooperativa para gerenciar as vendas de carbono (Coopercarbono - Cooperativa de Produtores de Carbono no Noroeste do Paraná). Logo no início do projeto, o carbono de um dos produtores foi vendido, sendo emitido um certificado ao comprador. Outros três casos de venda ao mercado voluntário foram concretizados.

Entretanto, com os problemas da dívida em países da União Europeia, que teve início em 2008, muitos compradores potenciais do carbono do projeto praticamente saíram do mercado. E no mercado voluntário interno, nenhuma nova venda foi concretizada.

4.4. Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF).

O comportamento dos eucaliptos, em praticamente todas as propriedades que implantaram os reflorestamentos, tem ficado dentro dos limites dos resultados obtidos nas cinco propriedades avaliadas. Assim, o projeto tem servido de estímulo à introdução do componente arbóreo nas propriedades rurais da região, principalmente na forma de sistemas integrados. A Figura 5 apresenta uma pastagem com linhas de eucalipto no município de São Pedro do Paraná, na qual pode ser observado o bom desenvolvimento do eucalipto e da pastagem, indicando a viabilidade dos iLPFs na região.



Figura 5. Área de pastagem com linhas de eucalipto no município de São Pedro do Paraná, PR.

Foto: Edilson Batista de Oliveira

Já tem sido comum a expansão do plantio de linhas de eucalipto em pastagens, visando, principalmente, à melhoria de produtividade dos rebanhos pelo bem-estar animal. A imagem mostrada na Figura 1, no item 1, retrata a importância do sombreamento no conforto térmico animal. Ela mostra gado bovino buscando sombra de árvores em horários de temperaturas mais elevadas, indicando que a adoção de sistema iLPF pode trazer benefícios à pecuária regional.

5. Considerações finais

O Projeto aqui discutido apresenta propostas de diversos serviços ambientais nas propriedades rurais familiares, por possibilitar a recomposição da vegetação nativa com acréscimo de renda aos produtores e os resultados, mesmo iniciais, indicam viabilidade em vários deles.

O modelo inclui produtores rurais familiares nos negócios com carbono, priorizando aspectos sociais e ecológicos. Quando um projeto de carbono incorpora uma agenda social e ambiental já existente, há maior perspectiva deste em contribuir com o desenvolvimento sustentável da região.

Áreas com modelos mistos, semelhantes ao aqui apresentado, podem ser utilizadas para fins de constituição de servidão ambiental, aumentar a biodiversidade e contribuir para a regulação climática e ciclos hidrológicos regionais.

Por oferecer opções de renda aos agricultores e possibilitar, com baixo custo, a recomposição de áreas com espécies nativas, o projeto apresenta facilidades de adoção e vem servindo de modelo para outros Estados.

Referências

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 102, 28 maio, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651compilado.htm>. Acesso em: ago. 2014.

BUDOWSKI, G. N. Distribution of tropical American rain forest species in the light of succession processes. **Turrialba**, San Jose, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. B. **Espécies nativas recomendadas para o Estado do Paraná, em solos não degradados**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 57 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 136). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/284301/1/doc136.pdf>>

FERRETTI, A. R.; KAGEYAMA, P. Y.; ÁRBOEZ, G. F.; SANTOS, J. D.; BARROS, M. I. A.; LORZA, R. F.; OLIVEIRA, C. Classificação das espécies arbóreas em grupos ecológicos para revegetação com nativas no estado de São Paulo. **Florestar Estatístico**, São Paulo, v. 3, n. 7, p. 73-77, 1995.

FIDALSKI, J. Sistema de terraceamento agrícola proposto para o noroeste do Paraná. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 20, n. 3, p. 313-316, 1998.

IAPAR. **Cartas climáticas do Paraná**. Londrina, 2000.

KAGEYAMA, P. Y., CASTRO, C. F. A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, Piracicaba, n. 41-42, p. 83-93, jan./dez. 1989.

KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. B. Revegetação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EdUSP, 2000. p. 2-24.

MUZILLI, O. Plano integrado para o manejo e conservação do solo em microbacia hidrográfica piloto. A experiência do Paraná na região do Arenito Caiuá. In: CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O. (Ed.). **Manejo Integrado de solos em microbacias hidrográficas**. Londrina: IAPAR, 1996. p. 97-119.

OLIVEIRA, E. B. de. **Softwares para manejo e análise econômica de plantações florestais**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011. 68 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 216). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/898050/1/Doc216.pdf>>.

OLIVEIRA, E. B.; SANTOS, L. M. F.; GOBOR, D.; MORIS, A. C.; TINA, V. Produtividade de plantações de Eucalipto intercaladas com espécies nativas em áreas de pastagens degradadas no noroeste do estado do Paraná. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE SILVICULTURA, 3., 2014, Campinas. **Anais: resumos expandidos**. Curitiba: Malinovski, 2014. p. 277-280.

OLIVEIRA, E. B.; SOUSA, L.P.; RADOMSKI, M. I. Regeneração natural em sub-bosque de *Corymbia citriodora* no noroeste do estado do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 41, n. 2, p. 377-386, abr./jun. 2011.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 20, n. 3, p. 533-552, jul./set. 2010.

SCHAITZA, E.; SHANG, M.; OLIVEIRA, E. B.; LIMBERGER, E.; SANTOS, L. M. F.; SHIMIZU, J. Y.; GOBOR, D.; SIQUEROLO, E.; MAXIMIANO, G.; AGUIAR, A. V. de; SOUSA, L. P. de; BIANCO, A. J.; SANTOS, E. S. dos.; PASSARELLI, I.; FREITA, J. C.; DOMINGUES, R.; GONÇALVES, A.; GARBELINI, W.; SANTOS, J. F. dos; MORIS, A. C. SABOT, A. L.; SANTOS, A. S. dos. **Implantação e manejo de florestas em pequenas propriedades no Estado do Paraná**: um modelo para a conservação ambiental, com inclusão social e viabilidade econômica. Colombo: Embrapa Florestas, 2008. 49 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 167).

Custos da preservação ambiental em diferentes tipos de unidades de produção agrícola: o caso da região do Corredor Cantareira-Mantiqueira

Maria do Carmo Ramos Fasiaben, Alexandre Gori Maia, Daniel Caixeta Andrade, Maxwell Merçon Tezolin Barros Almeida, José Alberto Ângelo

Resumo: Neste capítulo, foram identificados diferentes custos de oportunidade incorridos pelos produtores rurais da parte paulista do corredor Cantareira-Mantiqueira. Baseado em uma tipologia de unidades de produção agropecuária (UPA), pretende-se contribuir para a implementação de uma política de pagamento por serviços ambientais na região. Foram identificados sete grupos principais de produção agropecuária a partir de informações do Levantamento de Unidades de Produção Agropecuária do estado de São Paulo de 2007/08. Com base em estimativas das receitas e despesas da produção desses grupos, foi identificada uma elevada assimetria na distribuição dos retornos médios da atividade agropecuária na região. As UPAs dedicadas à exploração florestal apresentaram o maior retorno por hectare e total na região, mas a bovinocultura mista prevaleceu entre as unidades de produção. Os resultados levantam importantes questões sobre a melhor forma de remuneração dos proprietários em uma política de pagamento por serviços ambientais.

Palavras-chave: tipologia de produtores; pagamento por serviços ambientais; custos de oportunidade.

Environmental conservation costs in different agricultural production units: the case of the Cantareira-Mantiqueira corridor region

Abstract: This chapter identifies different opportunity costs incurred by farmers from the São Paulo portion of the Cantareira-Mantiqueira corridor. Based on a typology of agricultural production units, it aims to contribute to the implementation of a policy for the payment for ecosystem services in the region. Seven main groups of agricultural production were identified based on the Survey of Agricultural Production Units of São Paulo State, 2007/08. Based on estimates of the revenues and costs of production of these groups, high asymmetry in the distribution of average returns for the agricultural activities in the region was found. Forestry exploration had the highest total return as well on a per hectare basis throughout the region, but the prevailing activity among the production units was mixed cattle ranching. The results raise important questions regarding the best way to pay land owners in a policy of payment for ecosystem services.

Keywords: farm typology; payment for ecosystem services; opportunity costs.

1. Introdução

Entre o sul do estado de Minas Gerais e o nordeste do estado de São Paulo, a região do corredor Cantareira-Mantiqueira localiza-se inteiramente no bioma da Mata Atlântica. É definida pelo governo brasileiro como sendo

de alta importância biológica e uma área prioritária para conservação ambiental (Portaria MMA nº 9, 01/23/2007, BRASIL, 2007). É apontada, ainda, pelos pesquisadores do projeto BIOTA-FAPESP como área prioritária para corredores

ecológicos que podem conectar duas importantes áreas de remanescentes de Mata Atlântica, quais sejam, a Serra da Cantareira (sul) e a Serra da Mantiqueira (norte) (RODRIGUES et al., 2008).

É possível afirmar que o provimento de água é o serviço ecossistêmico mais importante fornecido pelo corredor Cantareira-Mantiqueira (também conhecido como Sistema Produtor de Águas Cantareira). Localizada a 50 quilômetros da cidade de São Paulo ($23^{\circ} 12'$ sul e $46^{\circ} 21'$ leste), esta região compreende o Sistema de Abastecimento de Água Cantareira, ou simplesmente “Sistema Cantareira”, responsável pelo abastecimento diário de água para cerca de 9 milhões de pessoas que vivem na Região Metropolitana de São Paulo. O Sistema Cantareira é um dos mais importantes do mundo, com uma área de 228 mil ha¹ e taxa de fornecimento de água da ordem de 33 mil litros de água por segundo (WHATELY; CUNHA, 2007). Estima-se, porém, que o Sistema Cantareira não suportará a crescente demanda por água nos próximos anos, da população dependente dele. Para este cenário contribuem a intensificação das atividades econômicas da região e a progressiva perda do serviço ecossistêmico de provisão de água em função da conversão das áreas de mata ou capoeira em áreas de pastagens ou lavouras.

Estratégias para a preservação dos serviços ambientais, especialmente aqueles relacionados com a provisão e qualidade da água, são imperiosas no atual contexto de abastecimento insuficiente de água na região metropolitana de São Paulo diretamente dependente do Sistema Cantareira. As políticas ambientais focadas na conservação da biodiversidade e seus benefícios não devem prescindir da análise dos aspectos socioeconômicos subjacentes à degradação ambiental. De maneira especial, os custos de oportunidade incorridos em função das opções preservacionistas devem ser considerados de modo a viabilizar a eficácia econômica e ecológica, além de permitir que as mesmas sejam justas do ponto de vista social.

Este trabalho teve por objetivo estimar os custos de oportunidade incorridos pelos produtores rurais da parte paulista do corredor Cantareira-Mantiqueira, com base em uma tipificação das unidades de produção agropecuária predominantes, a fim de fornecer subsídios relevantes para elaboração e implementação de políticas de pagamento por serviços ambientais (PSAs) para a região em estudo.

2. Bacias hidrográficas, serviços ecossistêmicos e mudanças no uso da terra

O conceito de bacia hidrográfica tem sido bastante utilizado para fins de planejamento ambiental, uma vez que sua gestão tem implicações diretas sobre a oferta e qualidade de água em uma determinada região. A Lei número 9.433 de 1997 (BRASIL, 1997) criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), sendo o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) seu órgão máximo, composto por representantes dos ministérios e secretarias da Presidência da República com atuação no gerenciamento ou uso dos recursos hídricos, representantes dos conselhos estaduais de recursos hídricos, representantes dos usuários e das organizações civis. Dentre estas últimas, destacam-se os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) e os Consórcios e Associações Intermunicipais de Bacias Hidrográficas.

Além de serem consideradas espaços físico-territoriais estratégicos para a gestão ambiental (com ênfase nos recursos hídricos), as bacias hidrográficas são importantes como unidades de análise dos impactos da ação antrópica sobre as paisagens naturais, seus rebatimentos sobre a dinâmica dos fluxos de serviços ambientais e seus efeitos finais sobre o bem-estar humano. Em termos do jargão econômico-ecológico, as bacias hidrográficas podem ser consideradas como ativos naturais que geram bens e serviços para a sociedade (serviços ambientais) (POSTEL; THOMPSON JUNIOR, 2005).

Entre os serviços ambientais prestados por bacias hidrográficas, especial importância deve ser dada aos serviços hidrológicos, os quais compreendem os serviços de purificação e filtragem da água, a regulação dos fluxos estacionais, o controle da erosão e dos sedimentos e a preservação de habitats naturais. Bacias hidrográficas com alta proporção de áreas florestadas possuem uma maior capacidade de moderação de escoamento superficial, bem como de purificação de recursos hídricos (POSTEL; THOMPSON JUNIOR, 2005).

Não apenas serviços hidrológicos, mas também outros, tais como habitats para a biodiversidade, ciclagem e mobilização de nutrientes, estão relacionados com a quantidade de área florestada dentro das bacias hidrográficas, cuja dinâmica gera impactos socioeconômicos ainda pouco conhecidos. Embora ainda pouco se tenha avançado em termos de mensurações empíricas sobre as relações entre florestas e oferta de serviços ambientais,

¹ Cerca de 126 mil ha correspondem à sua porção no território paulista (WHATELY; CUNHA, 2007).

parece ser consenso que o aumento da área florestada incrementa a provisão geral de serviços ambientais para uma determinada área de abrangência.

O crescimento da população e pressões para o desenvolvimento industrial têm se tornado os principais fatores de ameaça de perda das funções ecológicas das bacias hidrográficas. Enquanto que outros tipos de uso e cobertura da terra fornecem os bens necessários para a satisfação das necessidades humanas, eles comprometem uma série de processos ecológicos que ocorrem dentro das bacias. As respostas do ecossistema às intervenções no âmbito das mudanças de cobertura dependerão do contexto ecológico e da dinâmica de uso da terra, gerando efeitos locais e globais de curto e longo prazos (DEFRIES et al., 2004).

A redução das áreas de florestas e a perda de biodiversidade comprometem a geração das funções ecossistêmicas, reduzindo o fluxo dos serviços ambientais. Estes últimos são gerados em escalas espaciais geralmente maiores que as próprias propriedades agrícolas contidas dentro das bacias (LANT et al., 2005) e seus benefícios frequentemente ocorrem em escalas variadas, não havendo geração espontânea de incentivos para sua preservação. Na maioria dos casos, os produtores não percebem e não compreendem todos os benefícios advindos da dinâmica ecológica².

Apesar da importância de se considerar as bacias hidrográficas como unidades básicas de análise e elaboração de políticas ambientais, ainda não é frequente o estudo das trajetórias dos fluxos de serviços ambientais utilizando essa escala como referência. Menos comum ainda é a análise da provisão de serviços ambientais em bacias hidrográficas em função das mudanças no uso e cobertura da terra. Como sugerido anteriormente, a conversão de áreas de florestas para áreas cobertas com uso agrícola – tendência que se acentua nas regiões tropicais úmidas (DEFRIES; BOUNOUA, 2004) – tem efeito negativo sobre a capacidade de provisão de serviços ambientais. Mesmo a dinâmica intraclasses agrícolas pode afetar os fluxos de serviços ambientais gerados, dadas as peculiaridades das diversas culturas (sistema de raízes, por exemplo).

3. Descrição metodológica do trabalho

A área de estudo corresponde à porção paulista do corredor Cantareira-Mantiqueira e inclui partes dos municípios de Bragança Paulista, Caieiras, Franco da Rocha, Joanópolis, Mairiporã, Nazaré Paulista, Piracaia e Vargem. A participação dos diferentes municípios em termos da área que ocupam no Sistema Cantareira, incluindo os municípios da sua porção mineira, estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Área dos municípios inseridos na região do Sistema Cantareira.

| Município/UF | Área total do município (ha) | Área inserida no sistema (ha) | % (1) | % (2) |
|----------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|
| Camanducaia/MG | 52.737,7 | 49.791,7 | 94,4 | 21,8 |
| Extrema/MG | 24.294,3 | 24.256,4 | 99,8 | 10,6 |
| Itapeva/MG | 17.736,8 | 17.736,8 | 100,0 | 7,8 |
| Sapucaí-Mirim/MG | 28.386,4 | 10.377,2 | 36,6 | 4,6 |
| Bragança Paulista/SP | 51.376,2 | 1.775,6 | 3,5 | 0,8 |
| Caieiras/SP | 9.349,9 | 1.859,8 | 19,9 | 0,8 |
| Franco da Rocha/SP | 13.700,2 | 699,4 | 5,1 | 0,3 |
| Joanópolis/SP | 37.134,3 | 37.134,0 | 100,0 | 16,3 |
| Mairiporã/SP | 32.032,6 | 25.854,7 | 80,7 | 11,3 |
| Nazaré Paulista/SP | 32.243,3 | 25.281,0 | 78,4 | 11,1 |
| Piracaia/SP | 39.174,3 | 26.876,7 | 68,6 | 11,8 |
| Vargem/SP | 14.270,0 | 6.306,0 | 44,2 | 2,0 |

(1) Em relação à área total do município. (2) Em relação à área total do Sistema Cantareira, incluindo os estados de Minas Gerais e São Paulo. Fonte: Whately e Cunha (2007).

A Figura 1 apresenta a localização do sistema produtor de águas Cantareira-Mantiqueira e o uso e cobertura da

terra no ano de 2003 (WHATELY; CUNHA, 2007). A região é caracterizada principalmente por usos não urbanos.

² A bem da verdade, o conhecimento tradicional dos produtores agrícolas lhes permite conhecer dinâmicas ecológicas simples que resultam em benefícios, muito embora estes produtores não conheçam o conceito de serviços ecossistêmicos. Como os benefícios advindos na maioria dos casos transcendem as fronteiras das propriedades agrícolas, não há incentivos para sua preservação/potencialização.

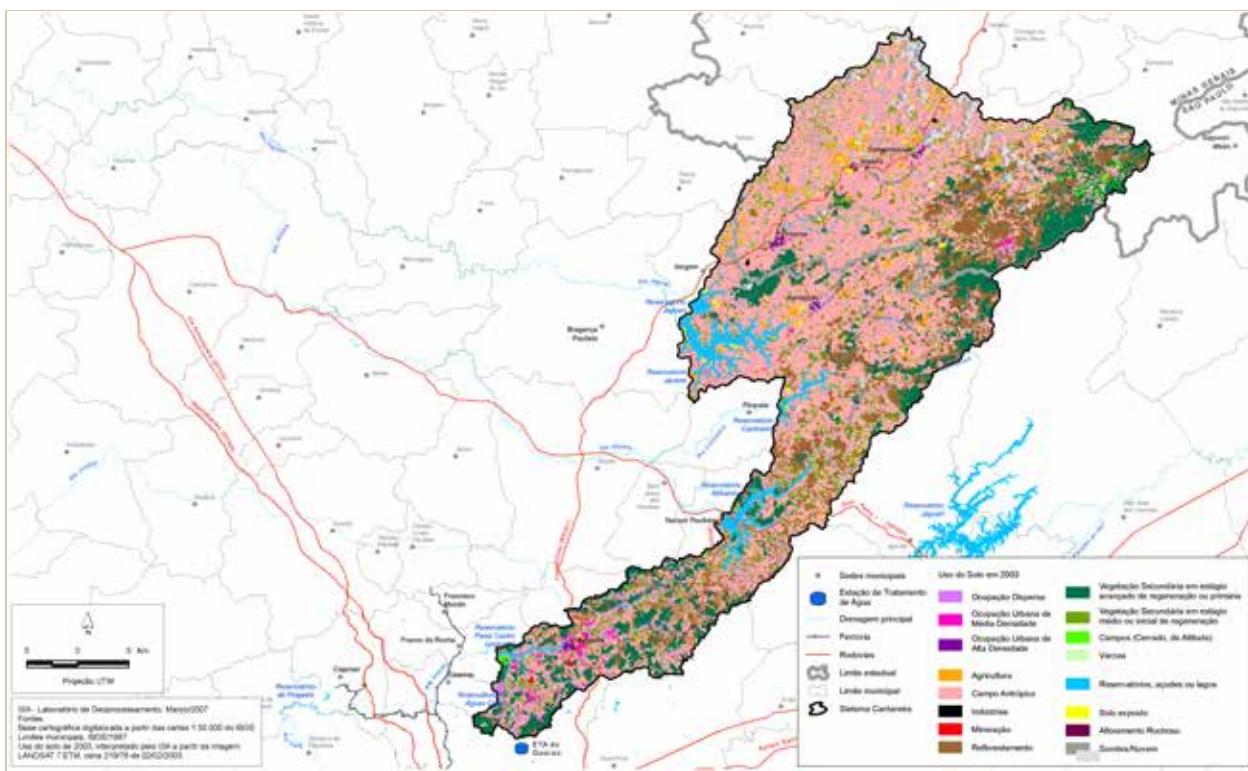


Figura 1. Mapa de uso e cobertura da terra do sistema produtor de águas Cantareira-Mantiqueira. Fonte: Whately e Cunha (2007), cedida à Embrapa mediante contrato.

Segundo diagnóstico socioambiental realizado no Sistema Cantareira (WHATELY; CUNHA, 2007), a região é caracterizada principalmente por usos não urbanos. A região apresenta-se bastante alterada, resultado das atividades econômicas que ali se desenvolveram nos séculos passados, como o café e a agropecuária. O mapeamento realizado em 2003 evidencia que mais da metade do território do sistema é ocupado por áreas de campos antrópicos, que compreendem pastagens, terrenos abandonados e sem usos definidos. Somando-se as áreas de agricultura, mineração e demais usos antrópicos, chega-se a 70% de alteração do território. Em 2003, a área total ocupada pelas diversas formas de urbanização – ocupação dispersa, de média e alta densidade – era de 7.435 ha, o que corresponde a 3,3% do território ocupado pelo Sistema Cantareira. Nesse grupo, a ocupação dispersa é a categoria com maior área, e consistem em residências dispersas, condomínios fechados, chácaras de recreio e pequenos núcleos urbanos. As áreas cobertas por vegetação natural – incluindo Mata Atlântica nos diferentes estágios de regeneração, campos de altitude e cerrado – ocupam 21% da área total do Sistema. Tais remanescentes estão concentrados nas áreas mais altas e íngremes, principalmente na Serra da Mantiqueira, importantes por concentrarem as nascentes de alguns dos principais rios formadores das represas. Os corpos d'água, que incluem os reservatórios, rios e pequenos lagos,

lagos e cursos d'água (naturais ou não), somam 6.719 ha, que correspondem a 2,9% da área total do Sistema Cantareira.

Para obter uma aproximação do uso e cobertura da terra nos imóveis rurais dos municípios que compõem a porção paulista do Sistema Cantareira, foram empregados dados do levantamento censitário das unidades de produção agropecuária do estado de São Paulo (LUPA), realizado em 2007/08 pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento do estado de São Paulo (SAA), por meio do Instituto de Economia Agrícola (IEA) e da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI) (TORRES et al., 2009). A unidade básica do LUPA é a unidade de produção agropecuária (UPA) – conceito similar ao de imóvel rural do INCRA. Ou seja, a UPA se refere ao conjunto de propriedades contíguas dos mesmos proprietários. O Manual de Instruções de Campo do LUPA (SÃO PAULO, 2007) ressalta os imóveis passíveis de serem levantados e detalha os procedimentos de coleta dos dados.

Na Tabela 2 podem ser observadas essas informações, ressaltando-se que elas se referem a todo o município e não somente à área contida no Sistema Cantareira. Merece destaque a importância das pastagens, que ocupam metade da área total das UPAs desses municípios, e do reflorestamento, que responde por 21% do total. As áreas com vegetação natural cobrem 14% do total da extensão total das UPAs dos municípios analisados.

CUSTOS DA PRESERVAÇÃO AMBIENTAL EM DIFERENTES TIPOS DE UNIDADES DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA:
O CASO DA REGIÃO DO CORREDOR CANTAREIRA-MANTIQUEIRA

Tabela 2. Uso e cobertura da terra nas unidades de produção agropecuária dos municípios que compõem a área de estudo (total e percentual) em 2007/08.

| Uso da terra (em hectares) | Bragança Paulista | Caieiras | Franco da Rocha | Joanópolis | Mairiporã | Nazaré Paulista | Piracaia | Vargem | Total | % |
|--|----------------------|----------|--------------------|------------|-----------|--------------------|----------|--------|---------|-----|
| Área total | 36.534 | 4.817 | 2.522 | 34.979 | 2.380 | 16.297 | 29.736 | 8.141 | 135.405 | 100 |
| Área com cultura perene | 1.985 | 1 | 45 | 172 | 35 | 105 | 142 | 18 | 2.503 | 2 |
| Área com cultura temporária | 4.246 | 21 | 180 | 1.084 | 56 | 1.153 | 1.027 | 166 | 7.932 | 6 |
| Área com pastagens | 18.597 | 37 | 252 | 19.625 | 297 | 7.169 | 17.713 | 4.507 | 68.197 | 50 |
| Área com reflorestamento | 5.928 | 3.110 | 1.003 | 6.727 | 522 | 3.853 | 6.094 | 1.555 | 28.793 | 21 |
| Área com vegetação natural | 3.362 | 910 | 641 | 6.078 | 1.051 | 2.959 | 3.521 | 980 | 19.502 | 14 |
| Área com vegetação de brejo e várzea | 460 | - | 2 | 56 | 6 | 5 | 168 | 18 | 714 | 1 |
| Área em descanso | 487 | 58 | 295 | 480 | 273 | 164 | 514 | 352 | 2.622 | 2 |
| Área complementar | 1.468 | 680 | 104 | 757 | 141 | 888 | 557 | 547 | 5.142 | 4 |

*Fonte: Torres et al. (2009)

Para a elaboração da tipologia de UPAs na porção paulista do Sistema Cantareira, foram utilizados dados do LUPA de 2007/2008 (TORRES et al., 2009).

A partir do contorno do corredor Cantareira-Mantiqueira, em sua porção paulista, procedeu-se, no IEA, à plotagem das UPAs localizadas em seu interior. Foram aí localizadas 2.400 UPAs. O tratamento e análise dos dados das UPAs foram realizados em sala de sigilo no IEA, sem as informações cadastrais, para garantir a não identificação dos produtores e das unidades de produção agropecuária.

Empregou-se a análise fatorial a uma série de variáveis derivadas do questionário do LUPA, para identificar fatores que representassem a diversidade de características dos produtores da região (KIM; MUELLER, 1978). Em seguida, os fatores com as contribuições mais expressivas para explicar a variabilidade total das informações foram

utilizados como critério de classificação pela análise de agrupamentos (*clusters*).

A análise fatorial permitiu explorar a dimensionalidade desconhecida de variáveis quantitativas observáveis. O objetivo central da técnica é obter alguns poucos fatores comuns que expliquem razoavelmente a variabilidade total de todas as variáveis observáveis. A interpretação dos fatores envolve a análise de suas correlações lineares com cada variável observável. O processo de interpretação pode ainda ser facilitado pela rotação dos fatores, uma transformação linear às vezes capaz de tornar as relações entre o fator e as variáveis observáveis mais claras e objetivas, sem, contudo, alterar o poder explanatório dos fatores. Neste trabalho, optou-se pela técnica de componentes principais – a partir do procedimento PROC FACTOR do pacote estatístico SAS - com rotação varimax –

opção ROTATE=VARIMAX – (SAS, 2009), que forneceram os resultados mais coerentes à realidade analítica do estudo.

Em seguida, aplicou-se a análise de *cluster* para procurar grupos hierárquicos de observações, de maneira que as diferenças entre integrantes de um mesmo grupo fossem mínimas (CRIVISQUI, 1999). O método aplicado neste trabalho para obter os *clusters* foi o de *Ward*, uma estratégia de agregação baseada na análise das variâncias dentro e entre os grupos formados (SAS, 2009). Este método define grupos hierárquicos de tal forma que as variâncias dentro dos grupos sejam mínimas e as variâncias entre os grupos sejam máximas. A definição do número de grupos da análise depende tanto do grau de generalização que se pretende adotar quanto da viabilidade analítica dos grupos formados.

Finalmente, calculou-se o custo de oportunidade para cada tipo de UPA. Como o LUPA não traz dados referentes a receitas e despesas obtidas pelos produtores, o custo de oportunidade das atividades agropecuárias praticadas nas UPAs foi estimado a partir dos microdados do censo agropecuário 2006 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2014).

Por intermédio de programação no pacote estatístico SAS, foi extraída do banco de dados do censo agropecuário uma amostra contendo os registros de todos os estabelecimentos agropecuários situados nos oito municípios da região em estudo. Essa amostra, representada por 2.802 estabelecimentos, foi submetida a filtros para eliminação de estabelecimentos sem área em processo produtivo (áreas de lavouras, florestas plantadas, pastagens ou com sistemas agroflorestais), sem valor total da produção e sem despesa total. Também foram utilizados filtros para eliminação de valores extremos de despesa e valor total da produção. Estabelecimentos com registros de despesa total duas vezes maior que o valor total de produção e estabelecimentos com valor total da produção 100 vezes maior que a despesa total, foram eliminados. Por fim, restou uma amostra de trabalho com 948 estabelecimentos agropecuários, na qual foram consideradas as seguintes variáveis:

Valor total das lavouras, somatório do valor de tudo que foi produzido nas áreas de lavouras permanentes, lavouras temporárias, floricultura e horticultura.

Valor total da silvicultura, somatório do valor do que foi produzido em áreas de florestas plantadas.

Valor total da produção animal, somatório do valor com a venda de animais, sêmen e óvulos, animais abatidos no estabelecimento e de produtos de origem animal (leite, lã, ovos, mel, etc.).

Valor total da produção, somatório do valor das produções de origem vegetal, animal e do valor agregado da agroindústria.

Despesa total, somatório de todas as despesas do estabelecimento (insumos, salários – incluindo-se a mão de obra contratada e familiar, serviços, aluguel de máquinas, energia elétrica, combustíveis, compra de óvulos, sêmen e animais para cria, recria ou engorda, juros e despesas bancárias, impostos e taxas, etc.). Não são computados nas despesas a depreciação do capital e os custos de oportunidade dos investimentos.

Área em processo produtivo, somatório das áreas de lavouras, de florestas plantadas, de pastagens e áreas com sistemas agroflorestais.

Principais grupos de atividade econômica, grupos de estabelecimentos agropecuários classificados segundo o maior valor total da produção dentre as produções das lavouras, da silvicultura e da produção animal. Apenas dois estabelecimentos não se enquadram em algum desses três grupos, sendo então excluídos da amostra.

Margem por hectare (R\$ ha⁻¹), valor obtido pela divisão da diferença entre o valor total da produção e da despesa total do estabelecimento pela área em processo produtivo.

Ao final do processo, foi calculada a mediana da variável margem por hectare (R\$ ha⁻¹) para cada grupo de atividade econômica. Os valores obtidos foram empregados como proxy no cálculo dos retornos econômicos obtidos pelos tipos de UPAs apontados pela tipologia. Os retornos econômicos dos tipos de UPAs foram calculados multiplicando-se as margens por hectare estimadas pelas áreas médias de lavouras, pastagens e silvicultura geradas pela tipologia.

5. Análise e integração dos resultados

5.1. Tipificação das unidades de produção agropecuária

Foram empregadas 20 variáveis, construídas a partir de dados do LUPA de 2007, para obter os fatores comuns de relacionamentos entre as UPAs: 1) Área total da UPA (ha); 2) Percentual de renda advindo da agropecuária (%); 3) Área total explorada (ha); 4) Área de reflorestamento/área explorada (razão); 5) Área de lavouras/área explorada (razão); 6) Área de pastagens/área explorada (razão); 7) Área de cultura perene/área explorada (razão); 8) Área de cultura temporária/área explorada (razão); 9) Tratores/área total (unidades ha⁻¹); 10) Equipamentos destinados à agricultura/área total (unidades ha⁻¹); 11) Mão de obra familiar/mão de obra total (razão); 12)

Mão de obra contratada permanente/mão de obra total (razão); 13) Mão de obra contratada temporária/mão de obra total (razão); 14) Número de cabeças de bovinos/área de pastagens (cab./ha); 15) Número de cabeças de bovinos de corte/número total de cabeças de bovinos (razão); 16) Número de cabeças de bovinos de leite/número total de cabeças de bovinos (razão); 17) Número de cabeças de bovinos mistos/número total de cabeças de bovinos (razão); 18) Uso de práticas conservacionistas (número); 19) Uso de tecnologias na agricultura (número); 20) Uso de tecnologias na produção animal (número).

A partir da análise fatorial por componentes principais, a estrutura de relacionamentos dessas 20 variáveis foi resumida em 8 indicadores compostos (fatores comuns), que explicaram 72% da variabilidade das variáveis originais. A análise das correlações entre as variáveis e os fatores permitiu a seguinte interpretação dos fatores:

Fator 1 - Presença de lavouras na UPA: (representa 14,1% da variabilidade total das 20 variáveis observáveis) apresenta forte correlação positiva com a proporção de área de lavouras na unidade produtiva, em especial as lavouras temporárias.

Fator 2 - Tamanho da UPA: (12,8% da variabilidade total) possui forte correlação positiva com as variáveis área total da unidade produtiva e área total explorada.

Fator 3 - Tecnologia na agricultura: (11,5% da variabilidade total) apresenta forte correlação positiva com o uso de tecnologias na agricultura e ao emprego de práticas conservacionistas.

Fator 4 - Reflorestamento na UPA: (8,3% da variabilidade total) correlaciona-se forte e positivamente à razão “Área de reflorestamento/área explorada” e forte e negativamente à razão “Área de pastagens/área explorada”.

Fator 5 - Mão de obra familiar e renda predominante da agropecuária: (7,3% da variabilidade total) apresenta forte correlação positiva à razão mão de obra familiar/mão de obra total, além de forte e negativa correlação com a razão da mão de obra contratada permanente/mão de obra total. Apresenta, ainda, correlação positiva e moderada com o percentual da renda advindo da agropecuária.

Fator 6 - Bovinocultura mista na UPA: (6,4% da variabilidade total) apresenta forte correlação positiva com a relação entre bovinos mistos no rebanho total, e moderada, porém negativa, com a razão de animais de leite no rebanho.

Fator 7 - Bovinocultura de corte e mão de obra temporária: (5,9% da variabilidade total) está forte e positivamente correlacionado à parcela de mão de obra temporária na UPA e à razão entre os bovinos de corte e o total do rebanho.

Fator 8 - Mecanização na UPA: (5,7% da variabilidade total) revela forte correlação positiva com o número de tratores em relação à área total, e com os equipamentos destinados às lavouras em relação à área total.

Esses oito fatores comuns identificados pela análise fatorial foram utilizados como critério de agrupamento pela análise de cluster, empregando o método de variância mínima de Ward. Inicialmente, foram selecionados oito grupos que explicavam aproximadamente 51% da variabilidade total dos fatores. Um dos grupos, com apenas 7 UPAs, foi desconsiderado das análises, por apresentar informações inconsistentes sobre a produção agropecuária. Os agrupamentos restantes foram, em seguida, caracterizados com maior detalhamento a partir de informações presentes no LUPA. Os tipos de UPAs, obtidos ao final do processo, são detalhados a seguir.

Tipo 1 – UPAs mais diversificadas, renda não agropecuária: é composto por 637 UPAs, que correspondem a 27,1% do total de UPAs da porção paulista do corredor Cantareira-Mantiqueira. A área média das UPAs é de 37,45 ha, sendo 28,47 ha explorados³ (perto de 76% da área total). O uso e cobertura da terra das UPAs mostra predomínio de pastagens, que representam quase 77% da área explorada e sustentam um rebanho médio de 13,4 cabeças de bovinos (11,7 cabeças correspondem a bovinos mistos). As áreas de culturas temporárias e permanentes representam, respectivamente, cerca de 10% e 2% da área explorada. Já as áreas de reflorestamento correspondem a aproximadamente 9% da área explorada. A mão de obra predominante no Tipo 1 é a contratada permanente (46% do total de equivalentes-homem empregados), seguida da mão de obra familiar (43%). Da renda familiar, neste tipo de UPA, 19% provêm da agropecuária.

³ A área explorada corresponde ao somatório das áreas de lavouras (culturas temporárias e permanentes), de pastagens e de reflorestamentos.

Tipo 2 – UPAs predominantemente dedicadas a lavouras: participam 94 UPAs (4% do total), que têm uma área total média de 7,2 ha, dos quais 4,7 ha são explorados. Pouco mais de 96% da área explorada correspondem a lavouras (61% culturas temporárias e 35% culturas permanentes). As áreas de pastagens representam 2,5% da área explorada, sendo praticamente inexpressivo o rebanho bovino, com média de 0,2 cabeças/UPA. As áreas de reflorestamento representam menos de 1% do total. A mão de obra predominante é a familiar, representando 53% do total, seguida da contratada permanente, com 34%. Neste tipo, 19% da renda familiar advém da agropecuária.

Tipo 3 – UPAs com bovinocultura de corte: são 291 UPAs, o que representa 12,4% do total analisado. Apresentam área total média de 34,8 ha e área explorada média de 29,6 ha. Da área explorada, 86% correspondem a pastagens; 9% a reflorestamento e 4% a lavouras, predominantemente culturas temporárias. O rebanho bovino médio é de 28,3 cabeças por UPA, com predominância de bovinos de corte (24,1 cabeças/UPA). A mão de obra empregada predominantemente é familiar (41% do total) seguida de perto pela de contrato temporário, que representa 39% do total de dias-homem empregados na UPA. Nas UPAs Tipo 3, a proporção da renda familiar oriunda da exploração agropecuária é de 31%, em média.

Tipo 4 – UPAs com reflorestamento como atividade mais importante: reúne 279 UPAs (11,9% do total). O tamanho médio das UPAs do Tipo 4 é de 20,9 ha, sendo 15,3 ha explorados. Da área explorada, 82,4% correspondem a reflorestamentos. As pastagens ocupam outros 9% da área explorada e as lavouras, pouco mais de 2%. O rebanho bovino é de 1,9 cabeças/UPA, em média, predominando os bovinos de corte (1,2 cabeças/UPA). A mão de obra mais empregada é a familiar (61% do total). No Tipo 4, em média 29% da renda familiar provém da agropecuária.

Tipo 5 – Bovinocultura mista: contém 708 UPAs (30% do total). As UPAs deste tipo têm tamanho médio de 22,2 ha, dos quais 18,4 são explorados. Destes, em média, 73% correspondem a pastagens, 15% a reflorestamentos e 9% a lavouras (com predomínio de temporárias). Os rebanhos bovinos das UPAs do Tipo 5 têm em média 21,3 cabeças, sendo a maioria classificada como de duplo propósito (20,8 cabeças de bovinos mistos/UPA). A mão de obra

predominante é familiar (77% do total empregado). A mão de obra contratada permanente corresponde a 19% do total e a temporária, pouco mais de 2%. No Tipo 5, 40% da renda das UPAs provêm da agropecuária, conforme declarações dos produtores.

Tipo 6 – Tecnologia na agricultura e bovinocultura de leite:

agrupa 323 UPAs (13,8% do total). A área média total destas UPAs é de 20,9 ha, sendo 18 ha explorados. Da área explorada, pouco mais de 81% são pastagens; 8% são lavouras e 9% são reflorestamentos. Entre as lavouras, predominam as temporárias, que equivalem a quase 7% da área explorada. As UPAs reunidas neste grupo foram as que declararam maior uso de tecnologias nas lavouras (como por exemplo, análise de solos, adubação mineral, sementes melhoradas, mudas fiscalizadas, entre outras) e na produção animal (por exemplo, mineralização e vermiculação do rebanho, pastejo intensivo, inseminação artificial, confinamento, etc.), bem como estão entre as que empregam maior número de práticas conservacionistas (entre outras, conservação do solo, adubação orgânica, adubação verde, manejo integrado de pragas). Os rebanhos bovinos do Tipo 6 apresentam, em média, 20,1 cabeças/UPA, predominando os animais de leite (em média, 19,4 cabeças por UPA). A mão de obra que predomina é a familiar (69%) e a contratada permanente representa perto de 26% do total empregado. Neste Tipo de UPA, 42% da renda provém da agropecuária.

Tipo 7 – Grandes propriedades:

agrega 10 propriedades, o que corresponde a menos de 0,5% do total. Reúne as propriedades de maior porte, onde a área total média alcança 792 ha. A área explorada média é de 680 ha, com a seguinte distribuição: 62% são pastagens; 35% correspondem a reflorestamentos e 1% destina-se a lavouras. Em média, existem 400 cabeças de bovinos por UPA, das quais 265 são de corte e 134 são animais de duplo propósito. A mão de obra predominante é a contratada permanente (70% do total), enquanto a familiar responde por 16% do total de equivalentes-homem empregados na produção. A renda advinda da agropecuária corresponde, em média, a 40% da renda familiar dessas UPAs, conforme declarações feitas ao LUPA.

As áreas ocupadas, segundo os diferentes usos e cobertura da terra nas UPAs típicas, são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Uso e cobertura da terra das UPAs típicas (valores médios, em hectares).

| USO DA TERRA | Tipo 1 | Tipo 2 | Tipo 3 | Tipo 4 | Tipo 5 | Tipo 6 | Tipo 7 |
|----------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Área total | 37,45 | 7,18 | 34,84 | 20,88 | 22,22 | 20,89 | 791,97 |
| Área de lavouras | 2,84 | 4,48 | 1,16 | 0,34 | 1,71 | 1,41 | 5,92 |
| Área de pastagens | 21,85 | 0,11 | 25,37 | 1,40 | 13,49 | 14,62 | 421,50 |
| Área de silvicultura | 2,47 | 0,04 | 2,62 | 12,62 | 2,88 | 1,55 | 238,68 |

*Fonte: Elaborado pelos autores a partir de dados de Torres et al. (2009).

As áreas de pastagens predominam em praticamente todos os tipos de UPAs do corredor Cantareira-Mantiqueira. Apenas nos tipos 2 (lavouras) e 4 (reflorestamento) essas são superadas, respectivamente, pelas áreas de lavouras e silvicultura. As UPAs onde prevalece a bovinocultura (de corte, leite ou mista) apresentam área média total variando entre 21 e 35 ha, área média de pastagens entre 13 e 25 ha (tipos 1, 3, 5 e 6) e representam mais de 80% das UPAs da região. Há ainda algumas poucas grandes propriedades onde se desenvolvem, principalmente, a bovinocultura e a produção florestal (tipo 7).

5.2. Custos de oportunidade relacionados aos diferentes tipos de UPAs

As margens por hectare (valor total da produção – despesa total) das UPAs do corredor Cantareira-

Mantiqueira indicam um cenário favorável à silvicultura. A margem mediana foi de R\$ 862,38 ha⁻¹ para a produção florestal, contra R\$ 384,05 ha⁻¹ para margem da produção das lavouras, e de R\$ 113,02 ha⁻¹ para a produção animal. Entretanto, como não estão computados nos cálculos das despesas a depreciação do capital e os custos de oportunidade dos investimentos, tende-se à sobrevalorização das margens das culturas de ciclo mais longo, em especial, à estimativa da margem da silvicultura.

Finalmente, o cálculo dos retornos econômicos obtidos pelas UPAs típicas se fez com base nas áreas destinadas à produção de lavouras, produção animal e produção florestal - apontadas pela tipologia, multiplicadas pelas margens estimadas, conforme apresentado na Tabela 4.

Tabela 4. Retornos econômicos medianos obtidos pela produção nas UPAs e percentual da renda familiar advindo das UPAs típicas (R\$ UPA⁻¹ ano⁻¹).

| | Tipo 1 | Tipo 2 | Tipo 3 | Tipo 4 | Tipo 5 | Tipo 6 | Tipo 7 |
|-------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|-------------------|
| Produção de lavouras | 1.090,09 | 1.719,52 | 445,94 | 131,21 | 656,55 | 540,39 | 2.274,66 |
| Produção animal | 2.469,50 | 12,67 | 2.867,64 | 157,83 | 1.525,03 | 1.651,97 | 47.637,61 |
| Produção florestal | 2.133,58 | 34,59 | 2.261,11 | 10.881,44 | 2.484,74 | 1.338,29 | 205.830,98 |
| TOTAL | 5.693,18 | 1.766,78 | 5.574,70 | 11.170,49 | 4.666,33 | 3.530,64 | 255.743,24 |
| % da renda proveniente da UPA | 19% | 19% | 31% | 29% | 40% | 42% | 41% |

*Fonte: Elaborado pelos autores a partir de dados de Torres et al. (2009) e do censo agropecuário 2006 (IBGE, 2014).

Em virtude das escalas de produção, as margens correspondentes à produção de lavouras, produção animal e silvicultura de todas as UPAs dos municípios da região do corredor

Cantareira-Mantiqueira representavam anualmente 1,7; 4,5 e 9,3 milhões de reais, respectivamente. As margens referentes à produção agrossilvipastoril dessas UPAs foram estimadas em

15,5 milhões de reais ano⁻¹. Entretanto, os retornos econômicos obtidos com a exploração agro-silvo-pastoril pelos distintos tipos de UPAs foram muito díspares, variando de R\$ 1.766,78 (tipo 2) a R\$ 255.743,24 (tipo 7) por UPA e por ano.

Nenhum dos tipos de UPAs obteve a integralidade da renda familiar a partir da exploração agropecuária. Mesmo nos tipos onde o percentual da renda advindo da produção da UPA foi maior (tipos 5, 6 e 7), esse valor girou em torno dos 40%. Ou seja, a maior parte da renda das famílias que detinham as UPAs do corredor da Cantareira-Mantiqueira proveio de receitas não agrícolas.

6. Considerações finais

Os resultados deste trabalho destacam uma elevada assimetria relacionada às margens e retornos econômicos obtidos pelos diferentes tipos de UPAs. A grande diferença entre o tamanho da maioria dos pequenos e médios estabelecimentos (tipos 1 a 6) e dos poucos grandes estabelecimentos (tipo 7) explica, em grande medida, a elevada assimetria das margens e retornos totais. Por sua vez, aquelas UPAs mais associadas à exploração da silvicultura e das lavouras apresentam as maiores margens por hectare.

A assimetria dos resultados obtidos neste trabalho levanta importantes questões sobre a melhor forma de remuneração dos proprietários em uma política de PSA. Afinal, os proprietários seriam remunerados pelos retornos praticados ou pelos retornos potenciais? Embora a resposta para essa questão esteja além dos objetivos deste trabalho, é importante destacar a necessidade de um estudo prévio apurado sobre a diversidade de atividades e seus respectivos retornos econômicos.

Outra questão relevante refere-se à sustentabilidade ambiental desses sistemas de produção. Por exemplo, a qualidade e quantidade de água estão diretamente associadas à cobertura florestal (POSTEL; THOMPSON JUNIOR, 2005; REIS, 2004). A crescente preocupação com a escassez hídrica em períodos prolongados de estiagem torna emergencial um novo planejamento do uso e cobertura da terra na região. Uma política de desenvolvimento rural sustentável exige, além de informações sobre os retornos e custos econômicos das atividades, conhecer seus impactos sobre o ecossistema.

Desde o verão de 2014, momento a partir do qual ficaram explícitos os problemas relacionados ao abastecimento insuficiente de água para a região metropolitana de São

Paulo, a região de estudo - o corredor Cantareira-Mantiqueira, que abriga o Sistema Cantareira - tem atraído grande atenção política e acadêmica. É neste contexto que são oportunos trabalhos que objetivem estudar a realidade socioeconômica da região a fim de subsidiar o desenho e implementação de políticas ambientais para a preservação de remanescentes florestais com vistas a potencializar os serviços ambientais hidrológicos providos pela região. Este estudo mostra que há grande heterogeneidade entre os produtores do corredor Cantareira-Mantiqueira e que a adoção de políticas conservacionistas, tais como o PSA, deve necessariamente incorporar esta diversidade a fim de que estas políticas sejam eficazes do ponto de vista ambiental, socialmente justas e economicamente eficientes.

Referências

- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 6, p. 470, 9 jan. 1997.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 9, de 23 de janeiro de 2007. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 17, p. 55, 27 jan. 2007.
- CRIVISQUI, E. **Presentación de los métodos de clasificación**. Bruxelas: Programa Presta, ULB, 1999.
- DEFRIES, R.; BOUNOUA, L. Consequences of land use change for ecosystem services: a future unlike the past. **GeoJournal**, v. 61, p. 345-351, 2004.
- DEFRIES, R. S.; FOLEY, J. A.; ASNER, G. P. Land-Use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, DC, v. 2, n. 5, p. 249-257, 2004.
- IBGE. **Tabulações especiais do Censo Agropecuário 2006**. Rio de Janeiro, 2014.
- KIM, J.; MUELLER, C. W. **Factor analysis: statistical methods and practical issues**. Iowa: University of Iowa, 1978.

CUSTOS DA PRESERVAÇÃO AMBIENTAL EM DIFERENTES TIPOS DE UNIDADES DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA:
O CASO DA REGIÃO DO CORREDOR CANTAREIRA-MANTIQUEIRA

LANT, C. L.; KRAFT, S. E.; BEAULIEU, J.; BENNET, D.; LOFTUS, T.; NICKLOW, J. Using GIS-based ecological-economic modeling to evaluate policies affecting agricultural watersheds. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 55, p. 467-484, 2005.

POSTEL, S. L.; THOMPSON JUNIOR, B. H. Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. **Natural Resources Fórum**, v. 29, p. 98-108, 2005. REIS, L. V. S. **Cobertura florestal e custo do tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público:** caso do manancial do município de Piracicaba. 2004. 239 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RODRIGUES, R. R.; JOLY, C. A.; BRITO, M. C. W.; PAESE, A.; METZGER, J. O.; CASATTI, L.; NALON, M. A.; MENEZES, N. A.; BOLZANI, V. S.; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo.** São Paulo: Programa BIOTA/FAPESP; Secretaria do Meio Ambiente, 2008. 245 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. **Levantamento cadastral das unidades de produção agropecuária (atualização):** manual de instruções de campo. 4. ed. Campinas: CATI/SAA, 2007.

SAS. **Base SAS® Procedures guide.** Cary, NC: SAS Institute Inc, 2009.

TORRES, A. J.; PINO, F. A.; FRANCISCO, V. L. F. S.; ÂNGELO, J. A.; MACIEL, E. L. F.; DRUGOWICH, M. I.; INTERLICHE, P. H.; PIEDADE, J. A.; SOUSA, A. C.; LORENA NETO, B.; CASER, D. V. (Org.). **Projeto LUPA 2007/08:** censo agropecuário do Estado de São Paulo. São Paulo: IEA/CATI/SAA, 2009. 381 p.

WHATELY, M.; CUNHA, P. **Cantareira 2006:** um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo: resultados do diagnóstico socioambiental participativo do Sistema Cantareira. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2007.

Avaliação da captura e armazenagem de carbono com auxílio do *InVEST Model*

Junior Ruiz Garcia

Resumo: A modelagem econômico-ecológica pode ser um instrumento valioso para o fornecimento de informações sobre os fluxos de bens e serviços ecossistêmicos, as quais podem subsidiar a tomada de decisão dos agentes. Neste sentido, visando subsidiar a tomada de decisão, *The Nature Conservancy* (TNC) em parceria com a WWF (*World Wildlife Fund*) e o *Woods Institute for the Environment Stanford University* desenvolveram o *InVEST – Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*. O *InVEST* é uma compilação de modelos teóricos que permitem avaliar múltiplos serviços ambientais. Assim, o principal objetivo deste capítulo é apresentar o *InVEST* e realizar, com auxílio do *Carbon Storage and Sequestration Model*, uma avaliação biofísica do efeito da recuperação e conservação da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios de abastecimento público de água na Região Metropolitana de Curitiba, sobre a quantidade de carbono capturado e estocado.

Palavras-chave: *InVEST*, Modelagem Econômico-Ecológica, *Carbon Storage and Sequestration Model*.

Assessemnt of carbon storage and sequestration using the InVEST Model

Abstract: Economic-ecological modelling can be considered an important tool, providing information about ecosystem services and supporting agent decision making. In order to support decision making, *The Nature Conservancy* (TNC) in partnership with WWF (*World Wildlife Fund*) and Woods Institute for the Environment at Stanford University developed *InVEST* (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*). *InVEST* is a compilation of theoretical models for assessing multiple ecosystem services. Thus, the main goal of this chapter is to show how *InVEST* can be used , taking the *Carbon Storage and Sequestration Model* as an example, to assess the effect of the recovery and conservation of riparian zones of major rivers, streams and reservoirs of the Curitiba Metropolitan area, on the amount of carbon sequestered and stored.

Keywords: *InVEST*, Economic-ecological modelling, *Carbon Storage and Sequestration Model*.

1. Introdução

É consenso que a espécie humana e todos os seres vivos dependem dos bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas. No entanto, a identificação e mensuração da contribuição dos ecossistemas ao bem-estar humano não tem se mostrado uma tarefa trivial. Neste sentido, a modelagem econômico-ecológica pode ser considerada um instrumento importante para a identificação e mensuração dos fluxos de bens e serviços ecossistêmicos¹ – envoltos pela interdependência entre os diferentes componentes dos ecossistemas e entre o sistema socioeconômico e natural. Além disso, a modelagem

econômico-ecológica pode ser utilizada para ajustar preços e outros incentivos, levando em conta os custos ecológicos, incluso a incerteza e o desenvolvimento de políticas que evitem o contínuo declínio do capital natural (COSTANZA, 1994).

Um dos principais objetivos da modelagem é representar, por meio de equações, a interação entre os componentes do ecossistema, e deste com o sistema antropogênico. Os modelos procuram explicitar como a intervenção humana e as diferentes configurações do ecossistema contribuem para

¹ Ao longo do texto os bens e serviços ecossistêmicos serão referidos apenas como serviços ecossistêmicos. Por **serviços ambientais** entende-se como aqueles prestados pelos diversos agentes econômicos na conservação e/ou recuperação do capital natural, por exemplo, recuperação da mata ciliar. Os **serviços ecossistêmicos** são entendidos como aqueles prestados pelos ecossistemas, por exemplo, purificação da água.

o bem-estar (BOCKSTAEL et al., 1995) da sociedade. Outro importante elemento a ser considerado são as unidades físicas de serviços ambientais, por exemplo, água, biomassa e energia. Identificado o fluxo físico, o passo seguinte é verificar a sua variação (resposta), diante de alterações na estrutura ecossistêmica, devido a eventos naturais ou pressão antrópica.

Por conseguinte, a modelagem econômico-ecológica pode contribuir para essa tarefa, indicando os *trade-offs* (dilemas ou decisões conflitantes conforme destaca Sandroni, 1999)² existentes entre o sistema socioeconômico e o natural e nas estruturas internas deste. A partir da identificação e mensuração dos *trade-offs*, pode ser possível determinar os métodos mais apropriados para promover a transferência de informações e a valoração dos serviços ambientais. A avaliação biofísica, os *trade-offs* e a valoração dos serviços ambientais representam um conjunto de informações básicas

para a implantação de esquemas de pagamentos por serviços ecossistêmicos (PSE) ou ambientais (PSA) com foco na gestão ambiental.

Visando subsidiar a tomada de decisão, *The Nature Conservancy* (TNC) em parceria com WWF (*World Wildlife Fund*) e Woods Institute for the Environment Stanford University desenvolveram, no âmbito do *Natural Capital Project*, o *InVEST – Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (SHARP et al., 2014). O *InVEST* representa, em linhas gerais, uma compilação de modelos teóricos já existentes na literatura que permitem avaliar múltiplos serviços ambientais em um determinado território (Tabela 1 Principais aspectos dos modelos do *InVEST* 3.0.0). As suas principais características são a compilação de modelos que requerem uma quantidade relativamente pequena de dados, avaliação espacialmente explícita dos serviços ambientais e subsidiar a tomada de decisão sobre a gestão dos recursos naturais.

Tabela 1. Principais aspectos dos modelos do *InVEST* 3.0.0.

| Ambiente / Espaço | Modelos | Aspectos |
|--------------------------|---------------------------------------|---|
| Marinho ou zona costeira | Carbono "azul" | Avalia a captura e a armazenagem de carbono em ecossistemas costeiros. |
| | Proteção costeira | Avalia os benefícios de habitats costeiros para proteção da zona costeira. |
| | Vulnerabilidade costeira | Avalia o risco relativo para as zonas costeiras da ocorrência de tempestades. |
| | Avaliação de risco de habitat marinho | Avalia o risco para habitats marinhos em relação aos fatores antropogênicos. |
| | Aquicultura marinha | Avalia a importância da criação de peixes em cativeiro. |
| | Qualidade da água marinha | Avalia a concentração de poluentes no mar. |
| | Energia eólica no mar e lagos | Avalia o potencial de geração de energia eólica sobre a superfície do mar e de lagos. |
| | Energia das ondas do mar | Avalia a geração de energia das ondas do mar. |
| | Análise de sobreposição | Identifica área com potencial conflitos entre os diversos usos humanos. |

² Não há uma tradução consensual para *trade-off* na Teoria Econômica. No entanto, segundo Sandroni (1999, p. 612), na Economia *trade-off* é a “expressão que define situação de escolha conflitante, isto é, quando uma ação econômica que visa à resolução de determinado problema acarreta, inevitavelmente, outros.” Por exemplo, a decisão de produção de um determinado bem necessariamente resultará na geração de resíduos na forma de poluição ou na degradação de determinado ecossistema.

Tabela 1. Continuação.

| Ambiente / Espaço | Modelos | Aspectos |
|--------------------------|---|---|
| Marinho ou zona costeira | Recreação | Avalia o uso recreativo uma paisagem natural (terrestre, costeira ou marinha). |
| | Qualidade cênica | Mapeia a visibilidade de recursos de uma paisagem (terrestre, costeira ou marinha). |
| | Carbono | Avalia a captura e armazenagem de carbono em ecossistemas terrestres. |
| | Polinização | Avalia a contribuição da polinização natural para a produção agrícola. |
| | Qualidade do habitat | Caracteriza a qualidade do habitat e quantifica a perda relativa do habitat. |
| | Avaliação de risco de habitat terrestre | Avalia o risco para habitats terrestre em relação aos fatores antropogênicos. |
| | Gestão da produção madeireira | Avaliar a produção madeireira. |
| | Água disponível | Avalia a água disponível para a geração de hidroeletricidade em bacias hidrográficas. |
| | Retenção de sedimentos | Avalia a perda e a retenção de sedimentos em bacias hidrográficas. |
| | Purificação de água | Avalia a retenção de nutrientes em bacias hidrográficas. |

*Fonte: Preparado com base em Sharp et al. (2014) e Natural Capital Project (2014)³. (tradução livre).

Essa compilação de modelos oferece grande potencial de avanço na avaliação biofísica e econômica dos serviços ambientais. O *InVEST* se destaca ainda pela relativa praticidade na aplicação dos modelos, além de contar com modelos teóricos relativamente consolidados na literatura. Ainda, o *InVEST* é recomendado para a avaliação de múltiplos serviços ambientais em projetos de gestão ambiental que apresentem múltiplos objetivos, uma vez que a prioridade é subsidiar as tomadas decisões que afetem direta e indiretamente a dinâmica dos ecossistemas (SHARP et al., 2014). A seguir são apresentados alguns exemplos de como os modelos do *InVEST* poderiam ajudar na tomada de decisão dos agentes: i) o Estado poderia usar o *InVEST* para avaliar como o manejo das terras ou de zonas costeiras pode afetar o fluxo de serviços ambientais usados pela sociedade

ou mesmo para o estabelecimento de programas ou políticas de gestão ambiental; ii) as empresas do setor madeireiro, energético e de saneamento básico poderiam usar o *InVEST* para decidir como e onde investir na gestão adequada dos ecossistemas na tentativa de assegurar que o provimento de madeira, água para energia ou para uso humano poderia ser preservado (SHARP et al., 2014).

Por fim, conforme apresentado por Sharp et al. (2014, p. 8-9), o *InVEST* pode auxiliar na resposta das seguintes questões: i) onde são originados os serviços ambientais? ii) onde os serviços ambientais são “consumidos”? iii) como uma proposta de gestão das florestas afeta o rendimento de madeira, a biodiversidade, a qualidade da água e a recreação? iv) quais tipos de políticas de gestão costeira e pesqueira proporcionariam os melhores retornos para a

³ O conjunto de modelos do *InVEST* está disponível Natural Capital Project (2014).

pesca sustentável, proteção da zona costeira e recreação? v) quais parcelas de uma bacia hidrográfica aportam as maiores taxas de captura e armazenagem de carbono, biodiversidade e recreação? vi) onde o reflorestamento proporcionaria os maiores ou melhores benefícios em termos de qualidade da água enquanto minimizasse as perdas no fluxo de água? vii) como a mudança climática indicada pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) e/ou o crescimento demográfico afetaria o fluxo de serviços ambientais? viii) que benefícios o ordenamento das zonas costeiras poderia prover a sociedade, além de pescado, locais mais seguros para instalações de geradoras de energia renováveis, tais como as unidades geradoras de energia a partir do movimento das ondas?

Para ilustrar o potencial e a praticidade do *InVEST*, realizou-se, com auxílio do *Carbon Storage and Sequestration*

Model, uma avaliação biofísica do efeito resultante da recuperação e conservação da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios (para abastecimento público de água na região metropolitana de Curitiba) sobre a quantidade de carbono capturado e estocado no solo, na matéria orgânica “morta”, pelas raízes e pela vegetação acima do solo.

2. Descrição metodológica do trabalho

O *Carbon Model* considera que o estoque de carbono depende da biomassa acima do solo (vegetação) e abaixo do solo (raízes), no solo e da matéria orgânica “morta” (*carbon pools*). O modelo agrupa o montante de carbono estocado nessas frações, com base no mapa de uso e cobertura da terra, que pode ser considerado em dois momentos temporais: atual e futuro (Tabela 2 - Principais aspectos teórico-metodológicos do Carbon Model).

Tabela 2. Principais aspectos teórico-metodológicos do Carbon Model.

| |
|---|
| Objetivo |
| Estimar o montante de carbono estocado ou sequestrado ao longo do tempo. |
| Cálculo do estoque de carbono |
| Aggrega o montante de carbono estocado acima (vegetação superficial) e abaixo (raízes da vegetação) do solo, no solo e na matéria orgânica “morta” com base no mapa de uso do solo. |
| Limitações e simplificações |
| i) simplificação do ciclo do carbono; ii) assume uma mudança linear no carbono capturado ao longo do tempo. |
| Dados necessários |
| - Mapa de uso e cobertura da terra; - Tabela Carbon Pools. |
| Principais resultados |
| - Mapa com o montante total atual (ano do mapa de uso) de carbono estocado em Mg; - Mapa com o montante total futuro (cenário) de carbono estocado em Mg. |

Mg significa megagrama de carbono e equivale a 1 tonelada métrica. Fonte: Modificado de Sharp et al. (2014).

O modelo também permite incluir na estimativa a taxa de desmatamento e um componente para estimar o valor econômico do carbono capturado e estocado entre dois momentos do tempo (SHARP et al., 2014). Deste modo, o *Carbon Model* pode ser uma importante ferramenta para subsidiar projetos de captura e estocagem de carbono, uma vez que permite uma avaliação espacialmente explícita da captura (sequestro) e armazenagem de carbono em determinado território. Assim, o modelo auxilia na avaliação do potencial de cada região ou território em termos da captura (sequestro) e armazenagem de carbono, porque seus resultados são espacializados e apresentados em mapas.

A aplicação do modelo foi realizada na área do Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (Coaliar), localizado na região metropolitana de Curitiba (RMC). A área do Coaliar tem 6.036 km² (Figura 1), abrigando uma população de 3,1 milhões de pessoas.

Os principais usos antrópicos das terras são: agricultura e pecuária, representando 63,5% e 9% da área total, respectivamente (INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS, 2011).

Os valores dos quatro tipos de estoque de carbono para a área do Coaliar foram obtidos na literatura (Tabela 3).

Tabela 3. Estoques de carbono (Carbon Pools) da área do Coalier (ton.ha⁻¹).

| LUCODE | LULC_name | C_above | C_below | C_soil | C_dead |
|--------|-----------------|---------|---------|--------|--------|
| 1 | Agricultura | 7 | 2 | 50 | 1 |
| 2 | Floresta | 115 | 21 | 50 | 12 |
| 4 | Pastagem | 3 | 10 | 40 | 1 |
| 5 | Reflorestamento | 75 | 15 | 40 | 22 |
| 6 | Área urbana | 12 | 2 | 9 | 1 |
| 7 | Mata ciliar | 115 | 21 | 90 | 12 |

1) C_{above} é o carbono estocado na biomassa acima do solo (cobertura vegetal). 2) C_{below} é o carbono estocado na biomassa abaixo do solo (raízes da cobertura vegetal). 3) C_{soil} representa o carbono estocado no solo. 4) C_{dead} é o carbono estocado na matéria orgânica morta. 5) Os títulos da tabela estão conforme orientação de Sharp et al. (2014), para que o modelo reconheça cada uma das variáveis. Fonte: Elaborado com base em Balbinot et al. (2008), Britez et al. (2006), Eggleston et al. (2006)⁴, Ferretti e Britez (2006), Lima (2010), Moreira (2010), Teixeira (2010), Tiepolo et al. (2002), Vieira (2010), Wink (2009).

A partir do mapa de uso e cobertura da terra da área do Coalier, referente ao período 2001/2002, do mapa apresentando a simulação da recuperação da mata ciliar e dos dados da Tabela 3 foi possível usar ou executar o Carbon Model. O Carbon Model foi utilizado sob duas situações: 1) uso e cobertura das terras em 2001/2002; 2) uso e cobertura da terra em 2001/2002, mas supondo que a mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios de água atendesse a legislação (Código Florestal de 1965, BRASIL, 1965), ou seja, que a área total estimada de mata ciliar a ser recuperada equivalesse a 26,6 mil hectares⁵.

3. Análise e integração dos resultados

Os resultados estão apresentados na **Figura 1**. Verifica-se que a recuperação da mata ciliar proporcionaria um aumento no limite superior de estocagem de carbono de 198 ton ha⁻¹ em 2001/02 – **situação 1** – para 238 ton ha⁻¹ – **situação 2**. O estoque total estimado de carbono na área do Coalier na **situação 1** é de 43,1 milhões de ton. A recuperação da mata ciliar elevaria o estoque de carbono para 48,1 ton, ou seja, o carbono sequestrado e estocado quando a mata ciliar estivesse consolidada seria da ordem de 5 milhões de toneladas.

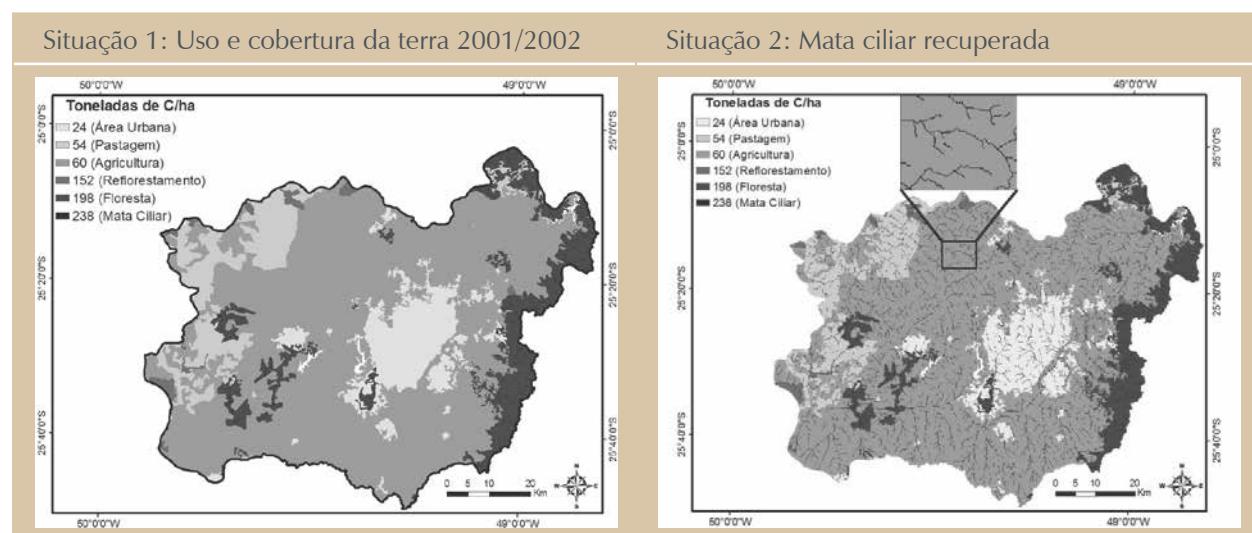


Figura 1. Estoque médio de carbono (ton ha⁻¹) por classe de uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira. 1) A mata ciliar na situação 2 aparece descontínua por conta do tamanho do pixel (50 m x 50 m).

⁴ Intergovernmental Panel on Climate Change.

⁵ O Código Florestal de 1965 determina que rios com menos de 10 m de largura devem ter uma faixa de pelo menos 30 m de vegetação (mata ciliar) em cada margem, e para as nascentes a mata deverá ser um círculo com raio de 50 m (BRASIL, 1965). A estimativa da área de mata ciliar foi realizada com base no mapa hidrográfico (hidrografia) construído na escala 1:250.000, disponibilizados pelo Instituto de Terras, Cartografia e Geociências do Paraná (INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS, 2011). Como não está disponível a largura dos rios da área do Coalier, optou-se por adotar o limite inferior de 30 m para cada lado. O mapa de uso e ocupação das terras entre 2001/02 foi construído a partir de imagens com 30 m por pixel (escala 1:250.000), disponibilizado pelo Instituto de Terras Cartografia e Geociências (2011).

Um importante serviço adicional, resultante da recuperação e conservação da mata ciliar, é a captura e estocagem de carbono, proporcionado pela expansão da área florestal. Além disso, alterações nas práticas agrícolas também podem contribuir para elevar a quantidade de carbono armazenada no solo⁶. A principal prática relacionada à produção agrícola que contribui para a estocagem de carbono é o sistema de plantio direto. Entretanto, outras práticas também podem contribuir, por exemplo, técnicas que evitem a fragmentação do solo (erosão) tal como o plantio em curvas de nível, ou o uso de fertilizantes orgânicos, etc. (BRASIL, 2011). É possível no *Carbon Model* simular a adoção do sistema de plantio direto para verificar o aumento no estoque de carbono no solo e na matéria orgânica “morta”.

4. Considerações finais

A escolha do modelo deve ter como base os objetivos do estudo e a disponibilidade de dados, por exemplo, em termos da área de abrangência, escala espacial adequada das imagens, rede hidrográfica e estrutura fundiária com informações sobre os limites das propriedades rurais. Neste sentido, os modelos do *InVEST* podem contribuir para a identificação de um amplo conjunto de serviços ambientais, porque incorpora diversos modelos de avaliação em um único “sistema”, exige pequena quantidade de dados, os modelos e os resultados são espacialmente explícitos, a interface é “amigável”, permanente atualização do material de apoio e dos modelos e fácil acesso ao suporte da equipe responsável.

No entanto, o uso de qualquer modelo ou plataforma ou sistema de modelagem deve ser precedido por um adequado levantamento e preparação dos dados necessários. Essa é a atividade mais importante quando se utiliza a modelagem como instrumento para subsidiar a geração de informações. Além disso, o uso dos modelos do *InVEST* pressupõe que o usuário tenha conhecimento, pelo menos intermediário, sobre o uso de geotecnologias, em especial no uso de técnicas de geoprocessamento, necessário para a preparação dos dados de entrada e para a visualização dos resultados.

⁶ Em junho de 2010 o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) instituiu no país o Programa Agricultura de Baixo Carbono (ABC). O principal objetivo deste programa é promover alterações nas práticas agrícolas por meio da adoção de processos e tecnologias que neutralizem ou minimizem os efeitos dos gases de efeito estufa. Esse programa pode ser uma alternativa para captação de recursos para adequar o manejo do solo nas bacias hidrográficas e ao mesmo tempo promover a melhora da qualidade dos recursos hídricos. Na safra 2010/2011 o programa disponibilizou R\$ 2 bilhões em crédito, financiados a uma taxa de juros de 5,5% ao ano e prazo de 12 anos. As principais técnicas de manejo incentivadas pelo programa são: plantio direto na palha; recuperação de pastos degradados; integração lavoura-peúvária-floresta; plantio de florestas comerciais; fixação biológica de nitrogênio; e tratamento de resíduos animais (BRASIL, 2011).

Referências

- BALBINOT, R.; VALÉRIO, A. F.; SANQUETTA, C. R.; CALDEIRA, M. V. W.; SILVESTRE, R. Estoque de carbono em plantações de Pinus sp. em diferentes idades no sul do Estado do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 2, p. 317-324, abr./jun. 2008.
- BOCKSTAEL, N.; COSTANZA, R.; STRAND, I.; BOYNTON, W.; BELL, K.; WAINGER, L. Ecological economic modeling and valuation of ecosystems. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 14, n. 2, p. 143-159, ago. 1995.
- BRASIL. Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código florestal. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 16 set. 1965. Retificado em 28 set. 1965.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Programa agricultura de baixo carbono**. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <<http://goo.gl/YRIYNj>>. Acesso em: 02 ago. 2011.
- BRITEZ, R. M.; BORGO, M.; TIEPOLO, G.; FERRETTI, A.; CALMON, M.; HIGA, R. **Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamento de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do sul do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 165 p.
- COSTANZA, R. Economia ecológica: uma agenda de pesquisa. In: MAY, P. H., MOTTA, R. S. (Org). **Valorando a natureza: a análise econômica para o desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Campus, 1994.
- EGGLESTON, S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**: volume 4: agriculture, forestry, and other land use. Japan: IGES, 2006.
- FERRETTI, A. R.; BRITEZ, R. M. Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: the experience of the Society for Wildlife Research and Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, V 14, n. 3-4 p. 249-256, 2006.

INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS.

Produtos cartográficos. Disponível em: <www.itcg.pr.gov.br>. Acesso em: 23 jul. 2011.

LIMA, J. A.; DE S. L. **Estimativas da biomassa acima do solo de florestas secundárias da área de proteção ambiental Rio Macacu/RJ.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2010.

MOREIRA, C. S. **Estoques de carbono do solo em áreas de reflorestamento:** bases para projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. 2010. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba.

NATURAL CAPITAL PROJECT. **InVEST Models.** Disponível em: <<http://goo.gl/ZyzJKC>>. Acesso em: 26 jul. 2014.

SANDRONI, P. (Org.). **Novíssimo dicionário de economia.** São Paulo: Best Seller, 1999.

SHARP, R.; TALLIS, H. T.; RICKETTS, T.; GUERRY, A. D.; WOOD, S. A.; CHAPLIN-KRAMER, R.; NELSON, E.; ENNAANAY, D.; WOLNY, S.; OLWERO, N.; VIGERSTOL, K.; PENNINGTON, D.; MENDOZA, G.; AUKEEMA, J.; FOSTER, J.; FORREST, J.; CAMERON, D.; ARKEMA, K.; LONSDORF, E.; KENNEDY, C.; VERUTES, G.; KIM, C. K.; GUANNEL, G.; PAPENFUS, M.; TOFT, J.; MARSIK, M.; BERNHARDT, J.; GRIFFIN, R.; GLOWINSKI, K.; CHAUMONT, N.; PERELMAN, A.; LACAYO, M.; MANDLE, L.; HAMEL, P. **InVEST 3.0.1 User's Guide:** integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs. Stanford: The Natural Capital Project, 2014. Disponível em: <www.naturalcapitalproject.org>. Acesso em: 25 jul. 2014.

TEIXEIRA, M. L. C. **Estoque de carbono em pastagens com diferentes sistemas de uso e manejo.** 2010. Dissertação (Mestrado em Produção Animal Sustentável) – Agência Paulista de Tecnologia do Agronegócio, Nova Odessa.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERRETTI, A. R. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action project, Paraná, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING, 2002, Taipei. **Proceedings...** Taipei: Taiwan Forestry Research Institute, 2002. p. 98-115.

VIEIRA, S. A. Estoques de carbono e nitrogênio acima e abaixo do solo em florestas de Mata Atlântica. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ECOLOGIA, 3., 2009, São Lourenço, MG. **Anais...** São Lourenço, 2010. Disponível em: <<http://goo.gl/tFdxcV>>. Acesso em: 27 jan. 2015.

WINK, C. **Estoque de carbono em plantações de Eucalyptus sp. implantados em campo nativo.** 2009. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS.

Valorização ambiental como subsídio à recomposição de mata ciliar na floresta atlântica

Sérgio Gomes Tôsto, Lauro Charlet Pereira

Resumo: Este capítulo usa o método de valoração contingente, na modalidade disposição a pagar (DAP), visando estimar o valor monetário que a população de Araras, SP está disposta a pagar pela melhoria dos serviços ambientais providos pela recuperação das matas ciliares do município. Adotou-se o modelo de escolha dicotômica, com distribuição logística de probabilidade, nos formatos logit de limite simples e de limite duplo. Foram realizadas novecentas e noventa e duas entrevistas, e o valor médio da disposição a pagar foi de R\$ 11,32 mês⁻¹ para o limite simples e R\$ 6,58 mês⁻¹ para o modelo de limite duplo. Esses valores equivalem a quantia de R\$ 43.186.252,80 e R\$ 25.102.963,20 por dez anos, respectivamente, para a recuperação das matas ciliares e o restabelecimento de importantes serviços ambientais provados pelas matas ciliares. A metodologia aplicada, bem como os resultados obtidos, podem ser úteis para embasar políticas públicas de gestão dos recursos hídricos e auxiliar no processo de tomada de decisão no gerenciamento de questões ambientais.

Palavras-chave: Economia ambiental, valoração ambiental, valoração contingente, disposição a pagar, valoração econômica.

Environmental valuation as a subsidy for the recovery of riparian forests in the Atlantic Forest biome

Abstract: This chapter uses the contingent valuation method, and the willingness to pay (WTP) mode, to estimate the monetary value that the population of Araras city, state of São Paulo, is willing to pay for the improvement of ecosystem services provided by the recovery of riparian forests in the county. A dichotomous choice model with logistic probability distribution in single and double bounded logit model was used. Nine hundred ninety-two interviews were performed, and the average willingness to pay was R\$ 11.32/month for the single bounded and R\$ 6.58/month for the double bounded model. These values are equivalent to R\$ 43,186,252.80 and R\$ 25,102,963.20 for ten years, respectively, for the recovery of riparian vegetation and re-establishment of important ecosystem services provided by riparian forests. The method applied and the results obtained may be useful to support public policies for water management and assist in decision-making on the management of environmental issues.

Keywords: Environmental economics, environmental valuation, contingent valuation, willingness to pay, economic valuation.

1. Introdução

O processo histórico de uso e ocupação do solo brasileiro é marcado por pressão e degradação ambiental, realizado à custa da devastação das florestas tropicais, resultando, com isto, em um dos mais graves problemas ecológicos

do Brasil e gerando um enorme passivo ambiental que na atualidade precisa ser recuperado (MATTOS, 2006). O uso indiscriminado do recurso ambiental da floresta sem a preocupação de preservá-lo ou conservá-lo, na qual as

ações humanas não concebem as matas como componente importante para as mais diferentes dinâmicas ambientais (ciclos hidrológicos, biodiversidade, solos, dentre outras) é pautado na teoria de uso inesgotável do recurso (PRIMO; VAZ, 2006).

A Mata Atlântica distribui-se por todo o litoral brasileiro e na região sudeste, onde habita cerca de 60% da população brasileira. Este bioma sofreu e ainda sofre um elevado grau de antropismo, restando atualmente apenas cerca de 7% da área original (RODRIGUES; BRANCIONI, 2010).

A destruição da Mata Atlântica se acentuou nas últimas décadas, o que resultou em alterações severas para os ecossistemas, pela alta fragmentação do habitat e pela perda da biodiversidade. Atualmente, há pouquíssimos remanescentes intactos, sendo a Mata Atlântica considerada um dos conjuntos de ecossistemas mais ameaçados de extinção no mundo (ATLAS..., 2013).

A formação vegetal localizada nas margens dos rios, córregos, lagos, represas e nascentes, denominada *mata ciliar* também conhecida como mata de galeria, mata de várzea, vegetação ou floresta ripária, que percorrem ao longo das margens dos cursos de água são de fundamental importância para a manutenção da harmonia da paisagem. Essas auxiliam na formação de corredores para a biodiversidade, na recuperação e manutenção da biodiversidade nos rios, mantendo o ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas e evitando, assim, o processo de erosão das margens dos rios e o assoreamento de seus leitos além de auxiliar no controle biológico das pragas e melhorar a qualidade de vida, dentre outras vantagens para os seres viventes (BONONI, 1989).

Mesmo protegidas por lei, as matas ciliares vem sendo destruídas por meio das ações antrópicas que as desmatam para a utilização da madeira, queimam para a geração de energia e implantam atividades agrícola e pecuária. A pressão antrópica sobre os recursos naturais no estado de São Paulo, principalmente sobre os recursos hídricos, pela degradação da vegetação que protege os mananciais, é uma situação crítica. Em cerca de 280 mil propriedades agrícolas do estado de São Paulo, estima-se que será necessário recuperar um milhão de hectares em matas ciliares para minimizar os efeitos nocivos do desmatamento.

Costanza et al. (1997) destacam como os principais serviços ambientais ofertados pelas matas ciliares, os seguintes: **a)** controle de distúrbios; **b)** controle da água; **c)** controle de erosão; **d)** formação de solo; **e)** ciclagem de nutrientes; **f)** controle biológico; **g)** produção de alimento;

h) matérias primas; **i)** recursos genéticos; **j)** recreação; **k)** cultural; **l)** controle do clima; e **m)** fornecimento de água.

Este trabalho objetiva estimar o valor econômico que a população do município de Araras, SP, estaria disposta a pagar para a recomposição das matas ciliares, podendo assim planejar toda a infraestrutura necessária para implementação de um plano técnico, passando por: aquisição de sementes, construção de viveiros, seleção de espécies, plantio e manutenção para uma adequada restauração das matas ciliares. Com estes procedimentos, espera-se que a maioria dos serviços ambientais seja restabelecida, contribuindo assim para ganhos socioeconômicos e ambientais da população.

2. Descrição metodológica do trabalho

2.1. Área de estudo

O município de Araras, SP, está localizado entre as coordenadas geográficas 22°10' e 22°30' S e 47°15' e 47°30' O. Encontra-se distante cerca de 170 km da capital do estado, ocupando uma área de aproximadamente 64.341 ha. O clima é do tipo Cwa (mesotérmico com verões quentes e estação seca de inverno), com temperatura média anual de 21,6 °C, sendo a mínima no mês de julho de 17,9 °C e a máxima no mês de fevereiro de 24,3 °C. A precipitação anual é de 1.385 mm, com déficit hídrico ocorrendo entre os meses de abril a outubro (SENTELHAS et al., 2014). Em termos geológicos a área está situada na bacia do Paraná, englobando rochas sedimentares que variam de arenitos (Formação Palermo), argilitos (Formação Corumbataí), argilitos, siltitos e calcários (Formação Iratí), além de rochas basálticas (Formação Serra Geral). As idades destes sedimentos remontam ao Carbonífero Superior e vão até o Cretáceo Médio (MACINI; CHAGAS, 2003). A geomorfologia é composta por morros arredondados, que são classificados como colinas ou terrenos ondulados e planos, formando drenagens dendríticas e lagoas interligadas e originando as sub-bacias hidrográficas e seus córregos Água Boa, Furnas, Facão, Araruna, Água Branca e Arari, os quais formam a bacia hidrográfica do município (Figura 1).

Para Oliveira et al. (1982), as principais classes de solos do município são representadas pelos Latossolos e Argissolos com textura média e arenosa. Além das pastagens, os principais produtos agrícolas do município são: café; milho, soja, feijão, citros e a cana-de-açúcar (TÔSTO, 2010).

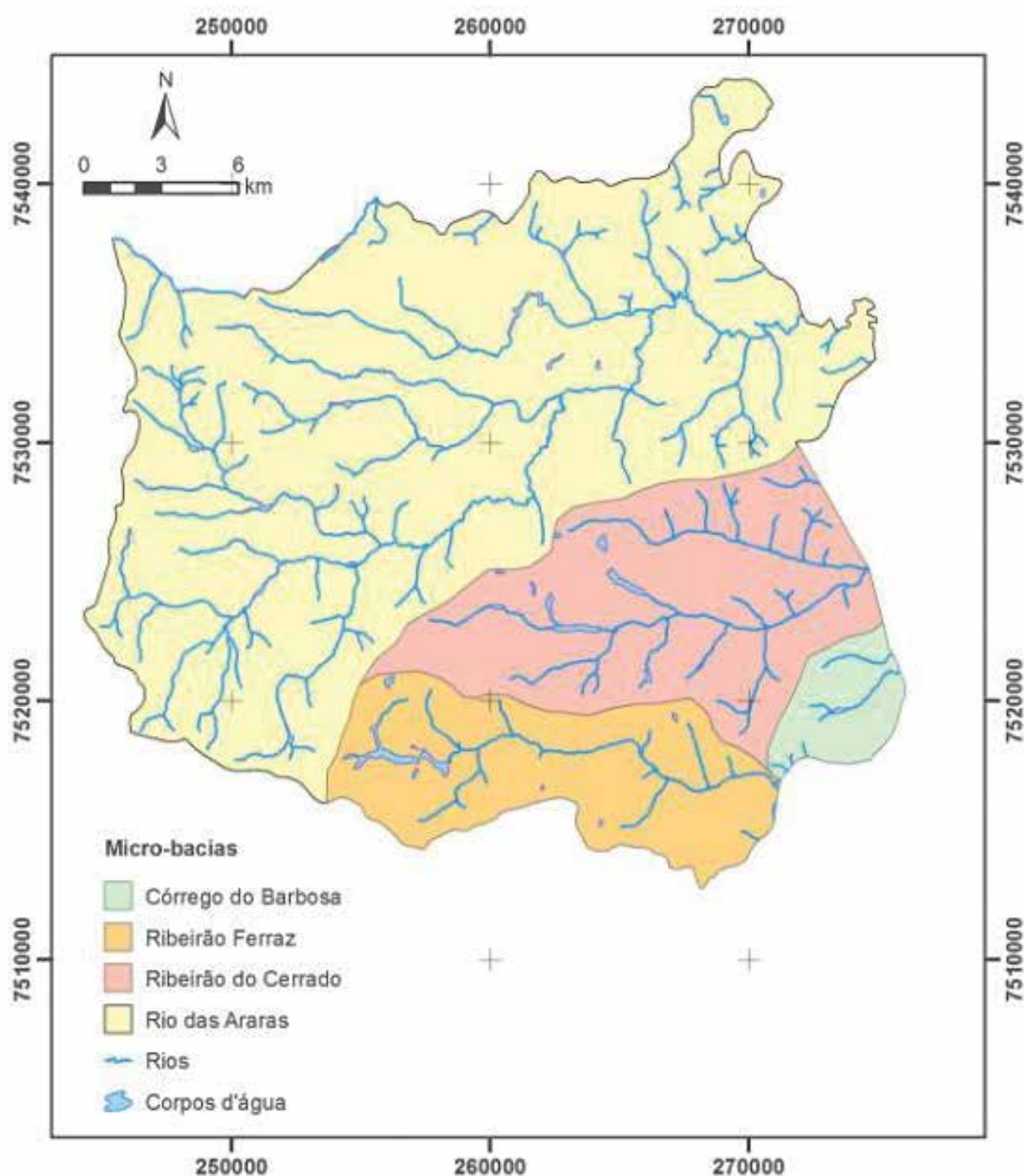


Figura 1. Sub-bacias hidrográficas do município de Araras, SP. *Fonte: Tôsto (2010).

2.2. Procedimentos básicos para coleta de dados

Inicialmente foi elaborado um questionário para a identificação do entrevistado, bem como para levantar a sua disposição a pagar para a recomposição das matas ciliares do município (Anexo 1). Além disso, com vista a obter valores realistas, convencionou-se que essa quantia

seria debitada mensalmente nas contas de água de todos os entrevistados.

A capacitação dos entrevistadores contou com as seguintes fases: a) compreensão do problema a ser pesquisado; b) introdução ao conceito de valoração econômica e a importância dos serviços ambientais; c) procedimentos para a escolha aleatória de entrevistados e

d) conscientização quanto ao comportamento necessário durante a abordagem aos entrevistados e a aplicação do questionário. A etapa seguinte constituiu-se na realização do pré-teste, visando avaliar a consistência do questionário e, ao mesmo tempo, padronizar procedimentos dos entrevistadores.

2.3. Método de amostragem e aplicação dos questionários

O universo desse estudo foi a população municipal, maiores de 18 anos que, segundo o IBGE (2010), era de 71.457 residentes.

A técnica de amostragem probabilística utilizada foi a aleatoriedade simples, isto é, cada elemento da população tem a mesma chance de ser escolhido (BARROS, 1986).

A princípio, o dimensionamento da amostra foi realizado com informações do universo de residentes, sendo fixados os níveis de confiança e de precisão (margem de erro) e aplicadas à equação matemática, conforme Costa Neto (2002).

$$n \geq \frac{Z_{\alpha/2}^2 \hat{p}\hat{q}N}{e_0^2(N-1) + Z_{\alpha/2}^2 \hat{p}\hat{q}}$$

Onde:

n = tamanho da amostra necessária;

N = tamanho da população, neste caso de 71.457 pessoas residentes, com 18 anos ou mais;

\hat{p} = proporção na população para a principal variável igual a 0,5;

$$\hat{q} = 1 - \hat{p},$$

$Z_{\alpha/2}$ = valor da tabela correspondente a área sob a distribuição normal padronizada, para um nível de confiança de 95%;

e_0 = erro amostral admitido de 3,5%, para mais ou para menos.

Portanto, o tamanho da amostra necessária foi de 776 pessoas para serem entrevistadas, no entanto, foram entrevistadas 992 pessoas, sendo, o erro reduzido para 3,1%.

2.4. Especificação do modelo

Utilizou-se o método de valoração contingente – MVC– de acordo com Ribeiro (2002) para estimar o valor econômico disposto a ser pago (DAP) pela população para a recomposição das matas ciliares. Para a aplicação dos 992 questionários, foram estabelecidos três condições de valores: inicial, maior e menor. A partir de um sorteio foi indicado o valor inicial que seria perguntado ao entrevistado se ele aceitaria pagar a quantia. Caso a resposta fosse sim, era perguntado se ele aceitaria pagar o valor maior respectivo; caso negativo dever-se-ia manter o valor inicial obtido no sorteio. Em outra situação, se o entrevistado não aceitasse pagar o valor sorteado, era perguntado se ele aceitaria o valor menor respectivo. Se aceitasse, este valor era computado. Exemplo: Número sorteado = 3; Valor inicial = R\$ 5,00; Valor maior = R\$ 7,00; Valor menor = R\$ 3,00 (Tabela 2).

Tabela 2. Número sorteado e seus respectivos valores (R\$).

| Número sorteado | Valor inicial | Valor maior | Valor menor |
|-----------------|---------------|-------------|-------------|
| 1 | 0,50 | 1,00 | 0,10 |
| 2 | 2,00 | 3,00 | 1,00 |
| 3 | 5,00 | 7,00 | 3,00 |
| 4 | 10,00 | 15,00 | 7,00 |
| 5 | 30,00 | 50,00 | 15,00 |

*Fonte: Tôsto (2010).

Para o ajuste do modelo foi utilizada a distribuição logística de probabilidade, pelo método da máxima verossimilhança. A função ajustada foi: $\text{prob}\{\text{sim} \mid \mathbf{w}\} = (1 + e^{\mathbf{x}\mathbf{b}})^{-1}$; onde \mathbf{w} é um vetor de características socioeconômicas e \mathbf{b} é o vetor de parâmetros a serem estimados. Espera-se, para o parâmetro do valor proposto, $b_1 > 0$, isto é, probabilidade de aceitação decrescente com o valor.

Neste trabalho foram adotados os procedimentos preconizados por Brugnaro (2000), sendo que no modelo de logit a variável dependente, y_i , é definida como sendo a resposta atual de um indivíduo, i dá uma resposta

favorável (ou positiva), optando por recuperar as matas ciliares, e o valor zero quando o indivíduo i responde desfavoravelmente (ou negativamente) ao pagamento (BRUGNARO, 2000).

3. Análise e integração dos resultados

A partir da análise dos resultados dos 992 questionários aplicados foi feita uma estratificação em relação aos valores a pagar. Além disso, foram tabeladas tanto as respostas simples (sim e não) e respostas combinadas (SS; SN; NS; NN) conforme a Tabela 3.

Tabela 3. Valores a pagar e respostas obtidas.

| Valores (R\$ mês ⁻¹) | | | Questionários | Respostas simples | | Respostas combinadas | | | |
|----------------------------------|-------|-------|---------------|-------------------|-----|----------------------|-----|----|-----|
| Início | Maior | Menor | | Sim | Não | SS | SN | NS | NN |
| 0,50 | 1,00 | 0,10 | 137 | 120 | 17 | 94 | 20 | 2 | 21 |
| 2,00 | 3,00 | 1,00 | 222 | 150 | 72 | 98 | 52 | 14 | 58 |
| 5,00 | 7,00 | 3,00 | 239 | 137 | 102 | 62 | 75 | 21 | 81 |
| 10,00 | 15,00 | 7,00 | 242 | 113 | 129 | 49 | 64 | 24 | 105 |
| 30,00 | 50,00 | 15,00 | 152 | 35 | 117 | 9 | 26 | 29 | 88 |
| TOTAL | | | 992 | 549 | 443 | 312 | 243 | 90 | 353 |

*Fonte: Tôsto (2010).

Do total de 992 entrevistados, verificou-se que cerca de 64% pagariam alguma quantia para a recuperação das matas ciliares, enquanto 36% não pagariam quaisquer valores propostos (não-não). Do total dos entrevistados, cerca de 55% concordam com o preço inicial, porém 31% mantiveram resposta positiva para um preço maior. Isto indica que grande parte dos entrevistados consideram relevante a questão ambiental e, portanto, estão dispostos a pagar um valor maior (sim-sim). Houve cerca de 25% de respostas “sim-não”, indicando que os entrevistados se recusam a pagar um valor adicional ao valor pré-determinado. O outro grupo, cujas respostas foi não-sim e que representa 9% dos entrevistados, não está disposto a arcar com o valor inicial e sim com um valor menor.

As estimativas do modelo logit limite simples consideram apenas a primeira resposta do entrevistado. Deste modo, as estimativas mostram que as variáveis “valor inicial” e a idade,

estatisticamente, são significativas ao nível de 1%. A variável “valor inicial”, cujo coeficiente tem sinal positivo, significa que, à medida que se aumenta o valor proposto, diminui a probabilidade de resposta afirmativa. A variável “idade”, com coeficiente positivo, indica que, quanto maior a idade, menor a probabilidade de resposta positiva. As variáveis “sexo”, “escolaridade” e “renda” mostraram que não são significativas ao nível de 10%. Para a variável “sexo”, 0: homem e 1: mulher, $= -0,00800$ (embora não significativo a 10%), o sinal negativo pode ser interpretado como maior a probabilidade de as mulheres aceitarem o valor proposto, isto é, prob(sim) aumenta a medida que se vai de 0 a 1.

A variável “escolaridade”, com o coeficiente negativo (não significativo a 10%), indica uma tendência de que quanto maior o grau de instrução, maior a probabilidade de resposta ao pagamento. A variável “nível de renda”, não significativo, apresenta coeficiente negativo,

indicando tendência de que maiores rendas têm maiores probabilidade de pagar a contribuição, o que era de se esperar. A qualidade do ajuste (razão de verossimilhança) foi altamente significativo. Comparando-se as estimativas do modelo para a probabilidade de resposta de cada elemento da amostra (observações efetivas), encontrou-se um nível de concordância de 68% isto é, de previsões

corretas. Assim, quanto ao poder de previsão, o modelo apresentou um resultado satisfatório. Isso significa que dadas as características de uma pessoa da amostra, em 67,84% dos casos, é possível prever se ela aceitaria pagar, ou não, certo valor estipulado. A Tabela 4 apresenta os resultados dessa etapa do estudo. A Tabela 5 apresenta os resultados estimados pelo modelo logit duplo.

Tabela 4. Estimativas do modelo logit limite simples.

| Variável | Coeficiente | dvpad | Qui-quadrado | Significância |
|--------------------------|-------------|--------|--------------|---------------|
| Constante | -2,6881 | 0,4440 | 36,6511 | ** |
| Valor inicial | 0,0836 | 0,0085 | 97,6406 | ** |
| Sexo | -0,0080 | 0,1455 | 0,0031 | ns |
| Idade | 0,0316 | 0,0054 | 33,9874 | ** |
| Escolaridade | -0,0225 | 0,0515 | 0,1913 | ns |
| Renda | -0,0377 | 0,0904 | 0,1740 | ns |
| Origem | 0,2118 | 0,1064 | 3,9644 | * |
| Razão de verossimilhança | | | 1336,08 (**) | |
| Pseudo R ² | | | 53,41 | |
| Concordância | | | 67,84 | |
| Valor (média esperada) | | | 11,32 | |
| Prob_sim{p=0} | | | 0,72 | |
| Tamanho da amostra | | | 992 | |

*DVPAD Obs.: (**) 1%. (*) 5%. (+) 10%. (ns) não signif. a 10%. Fonte: Tôsto (2010).

Tabela 5. Estimativas do modelo logit limite duplo.

| Variável | Coeficiente | dvpad | Qui-quadrado | Significância |
|--------------------------|-------------|--------|--------------|---------------|
| Constante | -3,0633 | 0,3905 | 61,5515 | ** |
| Valor inicial | 0,1613 | 0,0075 | 459,6404 | ** |
| Sexo | 0,0854 | 0,1281 | 0,4441 | ns |
| Idade | 0,0303 | 0,0048 | 39,2587 | ** |
| Escolaridade | 0,0115 | 0,0785 | 0,0216 | ns |
| Renda | 0,0115 | 0,0785 | 0,0216 | ns |
| Origem | 0,2163 | 0,0956 | 5,1237 | * |
| Razão de verossimilhança | | | 1030,40 (**) | |
| Pseudo R ² | | | 27,27 | |
| Concordância | | | 48,49 | |
| Valor (média esperada) | | | 6,58 | |
| Prob_sim{p=0} | | | 0,74 | |
| Tamanho da amostra | | | 992 | |

*DVPAD. Fonte: Tôsto (2010)

No modelo logit duplo a razão de verossimilhança foi altamente significativa. São significativos a 1% o valor inicial, a idade e a origem da principal fonte de renda. O sinal positivo do coeficiente do valor inicial, como esperado, indica que um aumento no valor proposto diminui a probabilidade de resposta positiva. A variável “idade” com coeficiente positivo indica que quanto maior a idade, menor a probabilidade de resposta positiva. As variáveis sexo, escolaridade e renda não são significativas ao nível de 10%.

O nível de concordância foi de 48,49%, calculado de forma rigorosa, isto é, computou-se a resposta como “concordante” se rigorosamente igual a previsão fornecida pelo modelo. A probabilidade de aceitar um valor não negativo está em torno de 74%. A estimativa da DAP média foi de R\$ 6,58.

A probabilidade de aceitar um valor não negativo está em torno de 72%. A estimativa da DAP média foi de R\$ 11,32 mês⁻¹, isto é, com a probabilidade de 50% de aceitação do valor proposto. Dessa forma, para o município de Araras, que possui cerca de 31.792 domicílios ocupados na área urbana, o valor mensal arrecadado seria de R\$ 25.102.963,20 e R\$ 43.186.252,80 para um período de dez anos. A recomendação do relatório¹ NOAA (ARROW et al., 1993) é a de aceitar o valor mais conservador, neste caso, o de R\$ 6,58 do modelo logit duplo.

Analizando as estimativas de limite simples e limite duplo é possível verificar, conforme constatado por outros autores, como Brugnaro (2000), que o modelo de limite duplo tem como resultado um valor menor para a DAP média.

A constatação de Hanemann et al. (1991) de que as estimativas obtidas no modelo de limite duplo são mais eficientes, isto é, têm variâncias menores que as obtidas por limites simples pode ser verificada neste trabalho. No entanto, comparando as proporções de acerto dos dois modelos, nota-se que o modelo com limite simples (67,84%) tem um melhor poder de previsão do que o modelo com limite duplo (48,49%).

Ribeiro (2002) adotou a DAP e estimou em R\$ 14,57 o valor dos danos ou perdas individuais mensais provenientes da degradação do rio Meia Ponte em Goiânia, GO, ou de outra forma, como o valor dos benefícios obtidos com a restituição de sua qualidade.

Silva e Alves (2005) determinaram o valor econômico estimado, atribuído pelos produtores rurais da microbacia do rio Colônia, BA, empregando o método da DAP, sendo este

valor estimado pela ótica paramétrica, com base no modelo de logit. Concluíram mostrando que um elevado percentual de respostas afirmativas, cerca de 85% dos produtores rurais concordariam em pagar o preço sugerido, ou seja, a grande maioria dos proprietários rurais está disposta a contribuir, de alguma forma, com as ações relacionadas à preservação e conservação do meio ambiente, sendo que o preço médio variou de R\$ 59,16 mês⁻¹ para o limite simples, e R\$ 16,96 mês⁻¹ para o modelo de limite duplo.

Brugnaro (2000) estimou, com o modelo logit com limite duplo, em R\$ 2,06 mês⁻¹ (valores de outubro-dezembro de 1999) a DAP média por domicílio na bacia do rio Corumbataí, SP.

Mattos (2006) estimou o valor monetário das áreas de preservação permanente da microbacia do ribeirão São Bartolomeu, localizada no município de Viçosa, MG. Utilizou o Método de Valoração Contingente para estimar a disposição a pagar (DAP) da população de Viçosa pela recuperação ou preservação dessas áreas. A DAP mensal foi estimada em R\$27,98 por domicílio, que resulta, considerando-se a cidade de Viçosa, o montante anual de R\$3.863.926,08 para o bem ambiental em questão ou R\$3.616,52 ha⁻¹.ano⁻¹ para a recuperação e ou preservação dessas áreas.

4. Considerações finais

A grande vantagem do método de valoração contingente, em relação a qualquer outro método de valoração, é que ele pode ser aplicado em um espectro de serviços ambientais mais amplo, sendo muito utilizado em vários países, principalmente no julgamento de litígios sobre danos ambientais.

Por outro lado, chama-se a atenção para o fato de que somente a presença e a manutenção das matas ciliares não resolve o problema de poluição e contaminação ambiental. A vegetação ciliar é parte importante de um desenho mais amplo de conservação, que inclui, entre outros, o controle da erosão nas bacias de captação da água de chuva, controle dos sedimentos produzidos pelas estradas bem como práticas agrícolas de manejo e conservação de solos e sistemas de produção mais sustentáveis.

Os resultados obtidos mostram que, em geral, houve uma boa receptividade ao cenário de mercado hipotético delineado. Neste sentido, obteve-se um elevado percentual das respostas afirmativas, demonstrando que a população

¹ Relatório do Painel da Administração Nacional, Oceânica e Atmosférica Sobre o Método de Valoração Contingente.

está disposta a contribuir, de alguma forma, com ações relacionadas a reverter o processo de degradação das matas ciliares e para isto estão dispostos a contribuir com um preço médio que variou de R\$ 6,58 mês⁻¹ para o limite duplo e R\$ 11,32 mês⁻¹ para o modelo de limite simples o que corresponde a um valor de R\$ 25.102.963,20 e R\$ 43.186.252,80 respectivamente durante um período de dez anos. Os resultados demonstram que as matas ciliares apresentam considerável valor econômico, na visão da população. Portanto, a população do município tem um elevado excedente do consumidor² e se realmente este cenário fosse implementado, teriam consideráveis benefícios econômicos. Dessa forma, os valores encontrados poderiam ser utilizados como justificativa de aporte financeiro a projetos que visassem à preservação e recuperação das matas ciliares. Espera-se com este trabalho, oferecer contribuição para os formuladores de políticas públicas ambientais, pela avaliação do comportamento do público envolvido frente à proposta de uma “nova taxa”.

Referências

- ANGELOCCI, L. R.; PEREIRA, A. R.; SENTELHAS, P. L. **Agrometeorologia:** fundamentos e aplicações práticas. Guaíba: Agropecuária, 2002.
- ARROW, K.; SOLOW, R.; PORTNEY, P.; LEAMER, E. E.; RADNER, R.; SCHUMAN, H. **Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation.** [S.l.: National Oceanic and Atmospheric Administration, 1993].
- ATLAS dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2011-2012. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2013. 61 p. Relatório técnico. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2013/06/atlas_2011-2012_relatorio_tecnico_2013final.pdf> Acesso em: ago. 2014.
- BARROS, A. J. P. de. **Um guia para inicialização científica.** São Paulo: Macgraw-Hill, 1986.
- BONONI, V. L. R. (Coord.). **Recomposição da vegetação da Serra do Mar, em Cubatão, São Paulo, Brasil.** São Paulo: Instituto de Botânica, 1989. 68 p. (IBt. Série Pesquisa).
- BRUGNARO, C. **Valor atribuído pela população às matas ciliares da Bacia do Rio Corumbataí,** SP. 2000. 146 f. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- COSTA NETO, P. L. de O. **Estatística.** 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2002.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; ASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, n. 387, p. 253-260, 1997.
- HANEMANN, W. M. Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ? **American Economic Review**, Nashville, v. 81, n. 3, p. 635-647, June, 1991.
- IBGE. **Contagem da população 2007.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtml>>. Acesso em: 14 jun. 2010.
- MAGINI, C.; CHAGAS, R. L. Microzoneamento e diagnóstico físico-químico do Ribeirão das Araras, Araras – SP. São Paulo, UNESP, **Geociências**, Rio Claro, v. 22, n. 2, p. 195-208, 2003.
- MATTOS, A. D. M. de. **Valorização ambiental de áreas de preservação permanente da microbacia do ribeirão São Bartolomeu no município de Viçosa, MG.** 2006. 77 f. Dissertação (Magister Scientiae) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- OLIVEIRA, J. B.; MENK, J. R. F.; BARBIERI, J. L.; ROTTA, C. L.; TREMONCOLDI, W. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo:** Quadrícula de Araras. Campinas: IAC, 1982. 180 p.
- PRIMO, D. C.; VAZ, L. M. S. Degradação e perturbação ambiental em matas ciliares: estudo de caso do Rio Itapicuru-Açu em Ponto Novo e Filadélfia Bahia. **Diálogos & Ciência:** Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências, v. 4, n. 7, jun. 2006.

² O Corresponde à diferença entre o montante que o consumidor estaria disposto a pagar por determinada quantidade de um bem e o montante que efetivamente paga.

RIBEIRO, F. L. **Valoração de danos ambientais:** uma análise do método de avaliação contingente. 2002. 108 f. Tese (Doctor em Scientiae) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica:** referencial dos conceitos e ações de restaurações florestal. 3. ed. São Paulo: LCB/ESALQ/USP, 2010.

SENTELHAS, P. C.; NUNES, L. H.; PEREZ A. **CEPAGRI.** Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_038.html> Acesso em: ago. 2014.

SILVA, A. M.; ALVES, J. M. Valoração econômica de matas ciliares na microbacia do rio Colônia, região sudeste da Bahia. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL 43., 2005, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: SOBER, 2005.

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP.** 2010. 217 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Anexo

Questionário

Questionário - Disposição a pagar pela população do município de Araras, SP para a revegetação das matas ciliares.

| | |
|------------|---------|
| Município: | Bairro: |
|------------|---------|

1. Entendeu o problema? 1. sim (...) 0. Não (...)

Se “não”, explicar só mais uma vez (Resumo) e fazer a pergunta seguinte:

2. O Sr.(a) concorda em que sua família pague R\$----- a mais por mês na conta de água, durante dez anos?

| | | | | | | | |
|--|-------------|--|-----|--|--------|--|-----------------|
| | 1. Sim →R\$ | | ? → | | 1. Sim | | 0. Não → item 4 |
|--|-------------|--|-----|--|--------|--|-----------------|

| | | | | | | | |
|--|-------------|--|-----|--|--------|--|-----------------|
| | 0. Não →R\$ | | ? → | | 1. Sim | | 0. Não → item 3 |
|--|-------------|--|-----|--|--------|--|-----------------|

No caso de “NÃO” e “NÃO”.

1. Há algum motivo especial por que o sr. (Sra.) não concorda em pagar?

Anotar o item que melhor se aproxima da resposta:

2. O valor é muito alto (...)
3. O problema é do governo (...)
4. O problema é dos agricultores (...)
5. Não confio no uso dos recursos (...)
6. Não acho o assunto importante (...)
7. Preciso de mais tempo para pensar (...)
8. O projeto vai me dar prejuízo (...)
9. Já pago muitos impostos e taxas (...)
10. Outros Só mais umas perguntas:

11. Qual a sua idade?anos

12. O Sr (Sra.) estudou quantos anos?.....

13. Quanto é a renda de sua família por mês?.....Reais

14. Quantas pessoas moram na sua casa?.....

15. A principal renda de sua família vem de que tipo de ocupação?

- Agricultura
- Indústria
- Serviços
- Aposentadoria

Sexo do entrevistado

Masculino (...)

Feminino (...)

Local:

Data:

Entrevistador:

Erosão do solo e valoração de serviços ambientais

Lauro Charlet Pereira, Sérgio Gomes Tôsto, João Paulo de Carvalho

Resumo: O setor agropecuário é o responsável por produzir grande parte de alimentos e de fibras, porém, dado ao uso de tecnologias inadequadas, uma série de efeitos indesejáveis no sistema produtivo tem ocorrido. Uma forma de degradação ambiental em terras brasileiras é a erosão hídrica, sendo considerada a mais importante e que tem causado graves prejuízos em áreas agrícolas e urbanas. O objetivo deste capítulo foi valorar monetariamente as perdas de solos em termos de nutrientes perdidos para as culturas da cana-de-açúcar (dois sistemas de manejo: colheitas crua e queimada) e citros, no espaço rural do município de Araras, SP. Utilizou-se a equação universal de perda de solo para quantificar a perda de solo e o método do custo de reposição para valorar os nutrientes perdidos. A taxa de erosão da cana-de-açúcar queimada foi 3,8 vezes superior ao da cana-de-açúcar crua, e o custo para a reposição de nutrientes perdidos por hectare foi, respectivamente, de R\$ 73,98 e R\$19,47. A cultura do citros apresentou baixa taxa de erosão, resultando num custo de reposição de apenas R\$ 1,56 por hectare. Conclui-se que a taxa de erosão pode se constituir num importante indicador de análise ambiental, pois além de revelar a maior ou menor perda de solos e nutrientes, com reflexos diretos na produção e produtividade agrícola, pode também indicar riscos quanto a qualidade ambiental.

Palavras-chave: Equação universal de perda de solos, economia ambiental, método de reposição, sustentabilidade.

Soil erosion and valuation of ecosystem services

Abstract: The agricultural sector is the responsible for producing a large proportion of food and fibers, however, due to the use of inappropriate technologies, it has led to many undesirable effects on the production system. Water erosion can be considered the most important form of environmental degradation of Brazilian soils and has caused serious losses in both agricultural and urban areas. The objective of this chapter was to quantify monetarily soil losses, considering nutrient losses in sugarcane (two management systems: raw and burnt harvest) and citrus plantations in rural areas of Araras country, São Paulo state. The Universal Soil Loss Equation was used to quantify soil loss and the Replacement Cost Method to value nutrient losses. The erosion rate of sugarcane when burned was 3.8 times higher than with green harvesting, and the cost for replacing nutrient losses was R\$ 73.98 and R\$ 19.47 per hectare, respectively. The citrus cultivation had a low soil erosion rate, resulting in replacement costs of only R\$ 1.56 per hectare. It is concluded that the erosion rate can constitute an important indicator of environmental analysis, as it not only reveals larger or smaller soil and nutrient loss, with direct impacts on agricultural production and productivity, but it can also indicate risks related to environmental quality.

Keywords: universal soil loss equation, environmental economics, replacement method, sustainability.

1. Introdução

O desenvolvimento econômico global, na grande maioria dos países, apoia-se na exploração e na utilização dos recursos naturais, exercendo, assim, pressões sobre os diferentes ecossistemas, com efeitos adversos na qualidade do meio ambiente.

O setor agropecuário é o responsável por produzir grande parte de alimentos e de fibras, porém, dado ao uso de tecnologias inadequadas, tem ocasionado uma série de efeitos indesejáveis ao meio ambiente.

O solo é ainda o recurso natural mais intensivamente utilizado para a produção de alimentos e fibras. Contudo, a exploração agropecuária, realizada sem o conhecimento adequado dos fundamentos conservacionistas, tem criado problemas socioeconômicos e ambientais. Em terras brasileiras, a erosão hídrica é a mais importante e tem causado graves prejuízos, tanto em áreas agrícolas quanto nas cidades. Este fenômeno da erosão hídrica caracteriza-se pelo desprendimento e arraste de partículas de solo decorrente da ação das chuvas. Bertoni e Lombardi Neto (1999) citam que os primeiros trabalhos voltados à predição de perdas de solo datam de 1940, na região do Corn Belt dos Estados Unidos. Posteriormente, outros trabalhos permitiram novos progressos e adaptações no referido método (BROWNING et al., 1947; SMITH, 1941; ZINGG, 1950). No Brasil, os trabalhos iniciais sobre a equação universal de perdas de solos (EUPS) foram desenvolvidos por Bertoni et al. (1975), para as condições do Estado de São Paulo. A partir de então, autores como: Crosson (1997), Cavalcanti (1995) e Tôsto (2010) vêm utilizando esta equação para avaliar as perdas de solo e, também, como guia para planejamento de uso das terras.

Portanto, a erosão do solo coloca um desafio à sustentabilidade da produção agrícola. Como a erosão é um fenômeno universal e está condicionada por diversos fatores ambientais e antrópicos, reconhece-se a necessidade de se fazer estimativas locais ou regionais para que sejam tomadas providências compatíveis com os objetivos de sustentabilidade da agricultura.

Embora seja relevante o conhecimento das perdas físicas do solo para uma determinada área, sabe-se que as estimativas econômicas são indicadores importantes no processo de tomada de decisão por parte dos agricultores e dos formuladores de políticas agrícolas e ambientais.

Como o processo de erosão causa um custo implícito no processo de produção agrícola, torna-se necessário utilizar técnicas e métodos que possam mostrar os seus valores. Dentre os métodos mais utilizados para o cálculo do custo associado à erosão do solo está o método do custo de reposição dos nutrientes perdidos. Este método considera que as perdas de nutrientes levam a reduções na produtividade, que podem ser evitadas por sua reposição. Contudo, a reposição, por meio de fertilizantes industrializados, como sulfato de amônia, superfostato, cloreto de potássio, dentre outros, resulta em custos adicionais incorridos pelos produtores. Vários autores têm

utilizado o método do custo de reposição de nutrientes para dar valor à erosão agrícola, em diferentes níveis de abrangência: Estado (BASTOS FILHO, 1995; SORRENSEN; MONTOYA, 1989); bacias hidrográficas (MARQUES, 1995; MICHELLON, 2002; TÔSTO, 2010) ou, simultaneamente, em nível de propriedades rurais e bacias hidrográficas (KIM; DIXON, 1987).

O objetivo deste trabalho foi estimar a perda de solos, bem como estimar monetariamente a perda de nutrientes pela erosão, para a cultura de cana-de-açúcar em dois tipos de manejo (corte com queima e corte mecanizado/crua) e citricultura, que juntas representam cerca de 77% da área agrícola do município de Araras, SP. Os resultados obtidos podem subsidiar planejamentos agroambientais sustentáveis, bem como a elaboração de políticas públicas conservacionistas de solos.

2. Descrição metodológica do trabalho

2.1. Área de estudo e método para obtenção das perdas de solo

A área de estudo é a mesma descrita no capítulo anterior (Capítulo 27). As taxas de perda de solo foram estimadas, a partir do modelo *universal soil loss equation* (WISCHMEIER; SMITH, 1978), também conhecido por equação universal de perda de solo (EUPS), que foi adaptada para uso nas condições brasileiras, por Bertoni e Lombardi (1999). O modelo estima a perda média de solo de locais específicos, sob sistemas de cultivo e manejo também específicos, tendo por base os valores médios de eventos de precipitação ocorridos, considerando uma série de observações de 20 anos ou mais (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Consiste de um modelo multiplicativo, pelo qual a perda média anual de solo é obtida pelo produto de seis fatores determinantes, de acordo com a equação:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

Onde:

A = perda anual de solo em Mg.ha⁻¹.ano⁻¹;

R = fator erosividade da precipitação e da enxurrada, em M.J.mm.ha⁻¹.h⁻¹.ano⁻¹. A erosividade foi calculada utilizando-se o modelo proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) e os registros pluviométricos mantidos pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC), adotando-se então o valor de R= 6.828.

K = fator de erodibilidade do solo, definido pela intensidade de erosão por unidade de índice erosivo da

chuva, para um solo específico mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as operações normais, em um declive de 9% e comprimento de rampa de 25 m, em Mg.ha.h/MJ.mm. Para a estimativa do fator K foram utilizados os valores calculados para as principais classes de solo do estado de São Paulo, conforme Bertoni e Lombardi Neto (1999). Para o município de Araras, calculou-se a média ponderada do fator K para as classes de solos do município e obteve-se o valor de K= 0,0250.

L = Fator comprimento da encosta, definido pela relação de perdas de solo entre uma encosta com um comprimento qualquer e uma encosta com 25 m de comprimento, para o mesmo solo e grau de inclinação.

S = Fator grau de declividade, definido pela reação de perdas de solo entre um terreno com uma declividade qualquer e um terreno com declividade de 9%, para o mesmo solo e comprimento de rampa.

LS = Fator topográfico que resulta da composição do grau de inclinação e do comprimento de rampa. O valor encontrado foi de 1,35 (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

C = fator de cobertura e manejo da cultura, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado em dadas condições e um terreno mantido continuamente descoberto, em condições semelhantes àquelas em que o fator K é avaliado, adimensional. Os valores de C foram aqueles calculados por Bertoni e Lombardi Neto (1999). Para a colheita de cana-de-açúcar queimada usou-se o valor de C = 0,07540 e valor C = 0,03770 para o manejo da cana-de-açúcar com corte mecanizado.

P = fator prática de controle de erosão, relação de perdas de solo entre um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se planta morro abaixo, adimensional. O fator P refere-se às práticas conservacionistas utilizadas no plantio da cana-de-açúcar, tais como plantio em contorno, terraceamento, cultivo alternado e faixas de retenção, e estão relacionadas com o fator de declividade da área. Os valores de P foram obtidos utilizando-se a fórmula desenvolvida por Bertoni e Lombardi Neto (1999) e Wischmeier e Smith (1978), de acordo com a expressão: $P = 0,69947 - 0,08911 * S + 0,01184 * S^2 - 0,000335 * S^3$; onde S é a declividade em porcentagem.

2.2. Método do custo de reposição

O método do custo de reposição (MCR) apresenta uma das ideias básicas quando se pensa em prejuízo, isto é, a

reparação de um dano provocado. Assim, o MCR se baseia no custo de reposição ou restauração de um bem danificado e entende esse custo como uma medida do seu benefício (PEARCE; TURNER, 1993). Para esses autores, o MCR é, frequentemente, utilizado como uma medida do dano causado. Essa abordagem é correta nas situações em que é possível argumentar que a reparação do dano deve acontecer por causa de alguma outra restrição.

Outra situação de aplicação válida da abordagem do custo de reposição é quando se configura uma restrição total a não permitir um declínio na qualidade ambiental. É o que se chama de “restrição à sustentabilidade”. Sob essas condições, os custos de reposição se apresentam como uma primeira aproximação dos benefícios ou do dano (PEARCE; TURNER, 1993).

A operacionalização desse método é feita pela agregação dos gastos efetuados na reparação dos efeitos negativos provocados por algum distúrbio na qualidade ambiental de um recurso, utilizado numa função de produção. Neste caso, os gastos com todo o processo de recuperação do bem, ou do serviço ambiental, servem como uma medida aproximada do benefício que a sociedade aufera por ter um determinado recurso.

Existem várias aproximações para a estimativa do valor econômico da erosão, sendo a mais comum a mensuração dos custos de reposição dos nutrientes perdidos, via aplicação de fertilizantes industrializados. A aplicação do método do custo de reposição de nutrientes²⁴, cuja ideia básica é a quantificação das perdas de nutrientes, usando-se como parâmetro a equivalência de preços de fertilizantes encontrados no mercado, envolve quatro procedimentos: i. quantificação das perdas de solo por cultura; ii. identificação da quantidade de nutrientes carreada pelo processo erosivo (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio); iii. conversão da quantidade de nutrientes em equivalentes de fertilizantes necessários para repor a fertilidade do solo (sulfato de amônia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico); iv. mensuração dos custos de aplicação dos fertilizantes.

Neste estudo, utilizou-se uma adaptação do método do custo de reposição dos nutrientes proposto por Marques (1995), complementado pelo custo de aplicação dos fertilizantes, que visa atribuir valor monetário aos impactos relacionados à erosão do solo, nas culturas de cana-de-açúcar e citros, conforme a equação abaixo.

²⁴ Para mais detalhes sobre o método do custo de reposição de nutrientes, ver, entre outros, Marques (1995).

Valor econômico de perda de solo agrícola = $\sum_{i=1}^n (Q_n * P_n) + C_a f$

Onde:

Q_n = Quantidade de nutrientes necessários para reposição da fertilidade do solo;

P_n = Preço de mercado de cada fertilizante industrializado;

$C_a f$ = Custo de aplicação dos fertilizantes (transporte e aplicação).

2.3. O uso de geotecnologia

Aplicando-se ferramentas de sistema de informação geográfica (SIG) obteve-se o mapa de uso e cobertura da terra, que foi elaborado a partir de interpretação analógica da imagem orbital do satélite CBERS 2, com resolução espacial de 20 m. Para a definição dos padrões de uso, foram utilizadas características das imagens, como: cor, textura, tonalidade, sombra, tamanho, altura e localização, entre outras. A classificação de imagens que não pode ser definida em laboratório foi verificada *in loco*, em trabalho de campo, com auxílio de GPS. A caracterização do uso e cobertura da terra possibilitou a determinação das áreas com colheita da cana-de-açúcar mecanizada e áreas com colheita com o uso de fogo, além do cultivo de citros.

O mapa de solos do município de Araras foi derivado do mapa pedológico do estado de São Paulo (OLIVEIRA et al., 1982). A integração do mapa de solo, mapa do uso e cobertura da terra e a equação universal de perdas de solos em ambiente SIG, possibilitou a definição das taxas de erosão para o cultivo da cana-de-açúcar com colheita mecanizada e colheita com o uso de fogo, bem como para a cultura de citros.

3. Análise e integração dos resultados

3.1. Taxa de erosão do solo

Foi possível estimar as taxas de perdas de solos para os dois sistemas de cultivos da cana-de-açúcar adotados no município, assim como para a classe de uso e cobertura da terra utilizada com a citricultura.

A cana-de-açúcar, no sistema mecanizado (crua), apresentou taxa de perda de solos de $3,95 \text{ T.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, enquanto para o sistema queimado a taxa de erosão foi da ordem $14,88 \text{ T.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Isto significa que o sistema de corte mecanizado oferece maior proteção ao solo, menor taxa de erosão, maior ganho econômico dado ao menor custo de produção, e maior proteção ambiental.

Além dos benefícios econômicos, a incorporação da palhada com o uso da colheita mecanizada influencia a

interceptação das águas da chuva, ao atenuar seu impacto no solo. A manutenção da palhada da cana-de-açúcar na superfície do solo favorece o controle da erosão hídrica (BEZERRA; CANTALICE, 2006; THOMPSON et al., 2001). A cobertura vegetal contribui para a produção de matéria orgânica, que propicia melhor agregação das partículas e maior estabilidade de agregados do solo. Vários trabalhos como Bertol e Almeida (2000); Lopes e Levien (1987) e Amado et al. (1989) têm demonstrado esse efeito, evidenciado pelo fato de que um solo com aproximadamente 20% de sua superfície coberta pode reduzir em até 60% das perdas por erosão, em comparação com as perdas totais de um solo descoberto.

Solo, água e ar são três recursos naturais básicos dos quais depende a maior parte da vida terrestre. O balanço entre viabilidade econômica e destruição/degradação, em geral, está sujeito ao tipo de manejo desses recursos. Mesmo em países com políticas de proteção local e global, a história tem mostrado repetidamente que o manejo inadequado pode resultar em pobreza, má nutrição e desastre econômico, decorrentes de processos de erosão, acidificação, salinização, perdas de nutrientes, perdas de propriedades de cultivo e de propriedades biológicas e acúmulo de material tóxico (SORRENSEN; MONTOYA, 1989).

Para o caso da citricultura, verificou-se uma taxa de erosão de $2,9 \text{ T.ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, valor este relativamente baixo, explicado pela própria natureza desta cultura que, por ser perene, contribui para a minimização de impacto da chuva, ocasionando baixo escoamento superficial e consequentemente baixa erosão. Além disso, o uso de terraceamento combinado ao manejo dessa cultura, que preconiza o plantio de capim entre as linhas de cultivos, se constitui em prática importante para maior infiltração de água no solo e redução da taxa de erosão.

A taxa de perda de solo, ou taxa de erosão, pode se constituir num importante indicador de análise ambiental, pois além de revelar a maior ou menor perda de solos e nutrientes, com reflexos diretos na produção e produtividade agrícola, pode também indicar riscos quanto à qualidade e quantidade de água de rios e mananciais.

Numa análise comparativa, verificou-se que a área de cana mecanizada, mesmo possuindo extensão quase três vezes maior do que a extensão da área que utiliza a queima, apresentou valores de perdas, tanto de solos quanto de nutrientes (N, P, K, Ca+Mg), cerca de 35% menores. Com relação à área ocupada com citros, dada à sua baixa taxa de erosão, os valores de perdas de solos e de nutrientes foram relativamente baixos (Tabela 1).

Tabela 1. Perda de solo e de nutrientes, na cultura da cana-de-açúcar (dois sistemas de colheitas) e citros.

| Uso da terra | Área (ha) | Perda solo t.ha ⁻¹ ano ⁻¹ | Perda N t.ano ⁻¹ | Perda P t.ano ⁻¹ | Perda K t.ano ⁻¹ | Perda Ca+Mg t.ano ⁻¹ |
|---------------------------|-----------|--|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------------------------------|
| Cana-de-açúcar (crua) | 25.472 | 100,77 | 97,50 | 2,67 | 10,15 | 95,60 |
| Cana-de-açúcar (queimada) | 9.099 | 135,40 | 131,00 | 3,58 | 13,61 | 128,46 |
| Citros | 11.938 | 34,62 | 33,96 | 0,93 | 3,53 | 33,30 |

3.2. Valoração econômica das taxas de erosão

O passo seguinte do trabalho resultou em converter as quantidades perdidas de nutrientes em equivalentes de fertilizantes. Isso foi feito utilizando-se a seguinte equação e o índice de equivalência, fornecido por Bellinazzi Junior et al. (1981)²:

$$QF_i = \sum_{i=1}^n NSj * TF_i$$

Onde:

QF_i = quantidade correspondente de fertilizantes (t);

NSj = teor médio do j-ésimo nutriente perdido nos solos da bacia (t);

TF_i = índice de equivalência entre nutrientes e fertilizantes.

Inicialmente calculou-se as quantidades de fertilizantes necessárias para repor a fertilidade do solo, perdida no processo de erosão no município. Em seguida, com base nos preços de mercado dos fertilizantes considerados (sulfato de amônia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico)³, foi possível conhecer o custo monetário de aquisição dos fertilizantes necessários (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2. Quantidades de fertilizantes necessárias para reposição dos nutrientes perdidos (em Kg).

| Uso e cobertura da terra | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico |
|---------------------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| Cana-de-açúcar (crua) | 487,48 | 14,79 | 17,43 | 251,44 |
| Cana-de-açúcar (queimada) | 655,04 | 19,88 | 23,42 | 337,86 |
| Citros | 169,8 | 5,1 | 6,1 | 87,6 |

Tabela 3. Preço médio dos fertilizantes.

| Fertilizante | Preço médio (R\$ ton ⁻¹) |
|----------------------|--------------------------------------|
| Sulfato de amônia | 1.154,43 |
| Superfosfato simples | 1.060,18 |
| Cloreto de potássio | 1.894,58 |
| Calcário dolomítico | 85,34 |

*Fonte: Instituto de Economia Agrícola (2014).

² Conforme Bellinazzi Junior et al. (1981), são necessários 5 kg de sulfato de amônia para repor 1 kg de nitrogênio, 5,56 kg de superfosfato simples para 1 kg de fósforo, 1,72 kg de cloreto de potássio para 1 kg de potássio e 2,63 kg de calcário dolomítico para repor 1 kg de cálcio+magnésio.

³ Os dados de preço dos fertilizantes foram retirados da base de dados do Instituto de Economia Agrícola (2014) e correspondem à média dos preços pagos no mercado agrícola.

A etapa final de aplicação do método consistiu em agregar ao custo monetário calculado, o custo de aplicação dos fertilizantes. Estes custos foram obtidos a partir do relatório do Projeto ECOAGR⁴.

As Tabelas 4 e 5, respectivamente, apresentam os custos de fertilizantes e os custos de sua aplicação para a reposição da fertilidade do solo. O custo total de reposição de fertilizantes

(despesas com fertilizantes e aplicações), na área de cana queimada, foi cerca de 35% superior ao valor total encontrado para a cana-de-açúcar mecanizada (Tabela 6). Isto demonstra que a prática da queima não só favorece o indesejável processo erosivo, com forte perda de solos e nutrientes, mas também eleva o custo de produção, além de contribuir para o comprometimento da qualidade ambiental do município.

Tabela 4. Custo de fertilizantes (em Reais).

| Uso e cobertura da terra | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico |
|---------------------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| Cana-de-açúcar (crua) | 562.784,63 | 15.690,66 | 32.965,69 | 21.454,48 |
| Cana-de-açúcar (queimada) | 756.151,65 | 21.097,58 | 44.333,17 | 28.836,39 |
| Citros | 196.022,21 | 5.406,92 | 11.556,94 | 7.475,78 |

Tabela 5. Custo de aplicação de fertilizantes (em Reais).

| Uso e cobertura da terra | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico |
|---------------------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| Cana-de-açúcar (crua) | 20.471,38 | 621,40 | 732,09 | 32.382,89 |
| Cana-de-açúcar (queimada) | 26.301,77 | 798,38 | 940,60 | 41.605,77 |
| Citros | 7.081,30 | 214,9 | 253,20 | 11.201,70 |

Tabela 6. Estimativa do custo de reposição de fertilizantes (em Reais).

| Uso e cobertura da terra | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico | Total (R\$) |
|---------------------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|-------------|
| Cana-de-açúcar (crua) | 583.255,93 | 10.246,73 | 19.620,46 | 40.240,39 | 496.547,43 |
| Cana-de-açúcar (queimada) | 782.453,35 | 13.736,28 | 26.320,15 | 52.163,90 | 664.032,90 |
| Citros | 203.103,51 | 5.621,82 | 11.810,14 | 18.677,48 | 18.677,48 |

A diferença entre os custos de reposição de fertilizantes, para os dois tipos de cultivos de cana-de-açúcar, foi evidenciada a partir do cálculo das despesas por hectare, visto que os valores encontrados foram de R\$ 19,49 para a cana mecanizada e R\$ 72,98 para a cana queimada, o que representa um custo 3,8 maior para este sistema de manejo. Para a cultura do citros, esse tipo de cálculo também mostrou-se interessante, pois permite uma visão mais acurada do investimento necessário ($R\$ 1,56 \text{ ha}^{-1}$) para suprir os nutrientes perdidos por erosão.

4. Considerações finais

Entre os dois sistemas de cultivos da cana-de-açúcar, o sistema de colheita da cana crua foi o que apresentou menor taxa de erosão e, consequentemente, menor custo monetário de reposição dos nutrientes perdidos.

A taxa de perda de solo, ou taxa de erosão, pode se constituir num importante indicador de análise ambiental, pois além de revelar a maior ou menor perda de solos e nutrientes, com reflexos diretos na produção e produtividade agrícola, pode também indicar riscos à qualidade ambiental.

⁴ Projeto ECOAGRI – Diagnóstico da Agricultura no Estado de São Paulo: bases para um Desenvolvimento Rural Sustentável, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo número 2002/06685-0).

As estimativas apresentadas (taxas de perdas de solo e custos de reposição) podem servir como parâmetros, tanto para tomadas de decisão, com vistas à adoção de práticas conservacionistas, quanto para subsidiar planos de uso sustentável na propriedade agrícola.

Tendo em vista que o trabalho pautou-se nos princípios da economia ambiental, e com isto seus resultados refletem apenas parcialmente os danos ambientais, recomendam-se estudos adicionais, tanto para ampliar a valoração de outros serviços ambientais da perda de solos, como também métodos que contemplam simultaneamente os aspectos sociais, ecológicos e institucionais, direcionados para o planejamento e gestão ambiental.

Referências

AMADO, T. J. C.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa do manejo do resíduo cultural de soja na redução das perdas de solo por erosão hídrica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 13, n. 2, p. 251-257, 1989.

BASTOS FILHO, G. S. **Contabilizando a erosão do solo:** um ajuste ambiental para o produto agropecuário paulista. 1995. 127 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

BELLINAZZI JUNIOR, R.; BERTONI, D.; LOMBARDI NETO, F. A ocorrência de erosão rural no estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE O CONTROLE DA EROSÃO, 1981, São Paulo. *Anais...* São Paulo: ABGE, 1981. p. 117-137.

BERTOLI, L.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perdas de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 24, p. 657-668, 2000.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** 4. ed. São Paulo: Ícone, 1999. 355 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JUNIOR, R. **Equação de perdas de solo.** Campinas: IAC, 1975. 25 p. (Boletim técnico, 21).

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entressulcos em diferentes condições de cobertura vegetal de solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 30, n. 3, p. 565-573, 2006.

BROWNING, G. M.; PARISH, C. L.; GLASS, J. A. A method for determining the use and limitation of rotation and conservation practices in control of soil erosion in Iowa. *Journal American Society of Agronomy*, Geneva, v. 39, p. 65-73, 1947.

CAVALCANTI, J. E. A. Impactos econômicos das perdas de solo no vale do Rio São Francisco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 33, Curitiba. *Anais*. Curitiba: SOBER, 1995. v. 2. p. 1097-1103.

CROSSON, P. Will erosion threaten agricultural productivity? **Environmental: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 39, n. 8, p. 4-31, 1997.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. **Banco de dados:** defensivos agrícolas. Disponível em: <<http://ciagri.iea.sp.gov.br/nia1/defensivos.aspx>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

KIM, S. H.; DIXON, J. A. **Economic valuation techniques for the environmental:** a case study workbook. Baltimore: The Hopkins University, 1987. 203 p.

LOPES, P. R. C.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de tipos e quantidades de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v. 11, p. 71-75, 1987.

MARQUES, J. F. **Efeitos da erosão do solo na geração de energia elétrica:** uma abordagem da economia ambiental. 1995. 257 f. Tese (Doutorado em Economia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

MICHELON, E. **Políticas públicas, mercados de terras e o meio ambiente:** uma análise a partir do Paraná. 2002. 191 f. Tese (Doutorado em Economia) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

OLIVEIRA, J. B.; MENK, J. R. F.; BARBIERI, J. L.; ROTTA, C. L.; TREMONCOLDI, W. **Levantamento pedológico semidetalhado do estado de São Paulo:** Quadrícula de Araras. Campinas: IAC, 1982. 180 p.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environmental.** London: Chapman & Hall, 1993.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for Field use. **Agricultural Engineering**, St. Joseph, v. 22, p. 173-175, 1941.

SORRENSEN, W. J.; MONTOYA, L. J. **Implicações econômicas da erosão do solo e do uso de algumas práticas conservacionistas no Paraná**. Londrina: IAPAR, 1989. 110 p. (IAPAR. Boletim técnico, 21).

THOMPSON, A. L.; GHIDAY, F.; REDMI, T. P. Raindrop energy effects on chemical and sediment transport. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 44, n. 4, p. 835-841, 2001.

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecosistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP**. 2010. 217 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico)

- Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

WISCHIMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to a conservation planning**. Washington, DC: USDA, 1978. 58 p. (Agriculture Handbook, 537).

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agriculture Engineering**, St. Joseph, v. 21, p. 59-64, 1950.

Áreas verdes urbanas privadas de Curitiba: políticas municipais e mecanismos legais e fiscais para conservação

Alessandro Panasolo, João Carlos Garzel Leodoro da Silva, Edson Luiz Peters,
Anadalvo Juazeiro dos Santos

Resumo: O aumento populacional e a elevada expansão urbana, aliados à especulação imobiliária e à explosão dos preços dos imóveis, tornaram essencial a conservação de áreas verdes (públicas e privadas) nas grandes cidades. Essas áreas são essenciais à manutenção da vida, pois contribuem com a qualidade do ar, o equilíbrio climático, a manutenção da flora e fauna, o controle de erosão e retenção de sedimentos, a formação do solo, a ciclagem de nutrientes e a conservação da água. Estratégias públicas e privadas de valorização econômica, destinadas à permanência de áreas verdes urbanas, bem como a criação e o aperfeiçoamento de políticas públicas eficientes para tal propósito devem ser prioridades do poder público. Os autores analisam o estado da arte sobre áreas verdes urbanas privadas e descrevem políticas municipais, mecanismos legais e fiscais do Município de Curitiba, PR, destinadas à estimular proprietários de áreas verdes urbanas a conservá-las. A metodologia aplicada consiste em pesquisa exploratória com a descrição de aspectos da legislação, que fomenta a implementação de uma cultura diferente da anterior, em que se contrapunha o verde das matas com o descampado das cidades, cujas consequências desastrosas já se mostraram nas enchentes, inundações, deslizamentos de encostas, poluição e outros desastres ambientais.

Palavras-chave: Conservação de áreas verdes urbanas, conservação florestal, legislação ambiental, manutenção da qualidade de vida, política de valorização econômica.

Private green urban areas of Curitiba: municipal policies and legal and fiscal mechanisms for conservation

Abstract: The increase in population and the high urban expansion, coupled with property speculation and the explosion of housing prices, has led to the need for conservation of green areas (public and private) in major cities. These areas are essential for the maintenance of life, as they contribute to air quality, climate balance, maintenance of flora and fauna, erosion control and sediment retention, soil formation, nutrient cycling and especially water conservation. However, to keep the conservation of green areas, it is important to stimulate owners and recognize the importance, especially through payments for environmental services, in order to resist pressure from the construction market. Thus, it is urgent the adoption of public and private strategies for economic recovery and maintenance of the green areas in urban spaces and the establishment and improvement of effective public policies for this purpose. This article aims to analyze the state of the art about urban green areas and private describe, municipal policies, legal and fiscal mechanisms of the city of Curitiba, State of Paraná, intended to stimulate owners of green urban areas to keep them. The methodology applied consists of an exploratory research with the description of aspects of the legislation that seeks the implementation of a new culture different from the previous, which opposed the green of the woods with the field of cities, whose disastrous consequences are already shown in floods, floods, landslides and slopes, pollution and other environmental disasters. It is imperative to rely on private initiative if you really want to ensure the conservation of forest remnants in the cities.

Keywords: urban private green areas, importance of conservation, environmental legislation, maintenance the quality of life, economic recovery policy.

1. Introdução

A urbanização crescente com novas formas de estruturação urbana e de *modus vivendi* introduzidas a partir da Revolução Industrial, aliado à expansão industrial, provocou a degradação das condições de vida e de saúde das populações que se concentravam nas cidades. Aliado a isso, houve também aumento nos impactos ambientais derivados das diversas fontes poluidoras, tanto no meio rural como urbano, onde a evolução desse modelo se fez sentir a partir de meados do Século XX, quando surgiu o movimento ambiental no mundo em contraponto ao crescimento econômico sem limites.

Segundo a ONU (2014), 54% por cento da população mundial vive nas cidades. Em 1950, habitavam nos centros urbanos cerca de 746 milhões de pessoas para 3,9 mil milhões em 2014. Passado pouco mais de meio século esse número saltou para 3,6 dos 7 bilhões da população mundial. Estima-se que até 2030, quase 60% da população mundial viverá em áreas urbanas (ONU, 2014).

O desmatamento¹, uma das primeiras medidas para formação dos centros urbanos, tem consequências socioambientais que não demoram a se manifestar e que rompem o equilíbrio natural que garante a manutenção das diversas formas de vida. Junto com a ocupação desordenada, ele provoca efeitos de degradação e desastres ambientais, como enchentes, inundações, deslizamentos de encostas, perda da qualidade e quantidade da água, perda de abrigo da fauna, perda de material genético e aumento da temperatura. A proposta de criação de praças e jardins² nas cidades surge exatamente para resguardar um mínimo de vegetação e de bosques nessas áreas para conter esses danos (LOBODA; ANGELIS, 2014). Esses espaços servem também para embelezar e criar espaços de lazer e recreação junto à natureza, proporcionando convívio social e, consequente, melhor qualidade de vida urbana.

Foi assim que as áreas verdes urbanas ganharam relevância no contexto da conservação ambiental e status de política pública fundamental para manter e recuperar, em alguns casos, o equilíbrio essencial à saúde e à vida. É inegável a importância das áreas verdes urbanas para a manutenção da qualidade de vida nas cidades e, consequentemente, o bem-estar humano. Esse

processo cultural no qual as áreas verdes não tinham valor perdura por muitos séculos, regida pela ótica dos fatores puramente econômicos internalizados do uso da terra, desconsiderando os fatores ambientais e o conjunto de benefícios diretos e indiretos das florestas no processo econômico³. Este contraste entre campo e cidade (selvagem⁴ versus civilizado) foi se reduzindo à medida em que a expansão urbana e a consequente degradação das condições ambientais nas cidades levaram à necessidade de mudança de paradigma cultural (BRASIL, 1916). Nesse sentido, Senna (2014) considera imprescindível o estabelecimento de uma “Política de Gestão de Áreas Verdes”, que reflita a preocupação com a qualidade do ambiente urbano pautada no máximo aproveitamento dos benefícios ecológicos, econômicos e sociais que a vegetação inserida no meio urbano proporciona.

No modelo de planejamento urbano e do consequente zoneamento, as cidades passam a ser ordenadas de modo a manter áreas verdes e minimizar impactos das atividades industriais nas partes habitadas, valorizando-se a moradia digna e a sadia qualidade de vida. O conceito de ambiente urbano não contrapõe à cidade ou à natureza, ao contrário, pressupõe a necessidade de conservação dos recursos naturais para garantir bem-estar nas cidades e, por consequência, de sua população. Contudo, ao contrário dos ambientes naturais, as cidades apresentam artificialidades, como forte impermeabilização do solo, abundância de materiais altamente refletores, absorventes e transmissores de energia, excessivo conjunto de energia e matéria, com correspondente geração de resíduos, poluição atmosférica, hídrica, sonora e visual, além de reduzida cobertura vegetal (MILANO; DALCIN, 2000). Tais características afetam negativamente o ambiente urbano, e interferem na qualidade de vida das suas populações.

O Estatuto das Cidades, Lei Nº 10.257/2001 (BRASIL, 2001), consagra e regulamenta a função socioambiental da propriedade urbana como um dos princípios soberanos, orientando a condução urbanística. Tal princípio deve, obrigatoriamente, ser considerado no planejamento das cidades, pois é essencial ao equilíbrio ambiental nos aglomerados urbanos. Na medida em que se comprehende

¹ Necessário, em certa medida, para viabilizar a instalação de moradia e outras construções, além de vias de deslocamento, para suprir as necessidades humanas, porém, em muitos locais, totalmente inadequadas.

² “Os jardins do Renascimento Francês, Italiano e da Inglaterra representam uma evolução do que houve na Grécia e Roma, onde estes espaços tinham caráter mítico-religioso, guardando estátuas dos deuses e entidades sagradas.” (LOBODA; ANGELIS, 2014, p. 126).

³ Conceito conhecido da ciência econômica como “externalidades”, o que representa um desafio para a devida valorização destes benefícios.

⁴ Vale notar que o 1º Código Civil Brasileiro, de 1916 (BRASIL, 1916), utilizou a expressão silvícola para se referir aos índios e outros povos da floresta, que foram considerados relativamente incapazes para os atos da vida civil. Neste sentido transcreve-se o Art. 6º, inciso III e § único:

essa dinâmica, sobreleva-se a importância das áreas com remanescentes de vegetação nativa.

Ocorre que as áreas verdes urbanas, principalmente as privadas, muitas vezes não são valorizadas pelo poder público, tampouco pela coletividade, por seu valor na conservação e manutenção dos recursos naturais, isto é, pelos serviços ambientais que prestam à coletividade. As mesmas áreas são valorizadas, tão somente pelo potencial construtivo que representam, servindo não raro para fomentar a especulação imobiliária.

De modo geral, há poucas estratégias capazes de mudar esse quadro, de desprovimento por parte dos municípios desse importante patrimônio, que propicia benefícios diversos e imensuráveis para a coletividade, inclusive a prevenção de desastres ambientais.

Dante desse cenário, com poucas e isoladas iniciativas, insuficientes para a efetiva conservação das áreas verdes urbanas, principalmente as privadas, percebe-se a maioria dos proprietários cedendo às pressões do mercado e vendendo seus imóveis num ciclo comercial já pré-estabelecido. Comumente, proprietários e titulares de relevantes áreas ainda preservadas com vegetação nativa desconhecem os benefícios e estímulos existentes na legislação urbanística e ambiental, o que aponta para a necessidade de disseminar essas informações para congregar interesses comuns na manutenção de tais áreas que tantos serviços ambientais prestam à vida nas cidades.

Em diversos casos, essas áreas são consideradas como ônus, ao invés de serem tidas como bônus para os proprietários, uma vez que há riscos de invasão, despejo de resíduos, incêndios provocados, desmatamentos, refúgio de criminosos e usuários de drogas, entre outros problemas. Problemas como esses acarretam, inclusive, penas aos proprietários atribuídas pelo Poder Público, visto ser o fiel guardião da área. Uma iniciativa que populariza e garante em parte a conservação das áreas verdes urbanas é a sua aquisição pelo Poder Público, para transformá-las em parques e praças, com a intenção de implantar áreas de lazer, recreação e contato com a natureza. Porém, além de ser uma ferramenta limitada, geralmente os municípios não reúnem condições orçamentárias e administrativas para adquirir todas as áreas verdes privadas existentes nos centros urbanos, tampouco para implantar e manter as áreas nos objetivos que foram definidos.

A gestão das áreas verdes urbanas de uma cidade não requer receituários, não podendo ser tratada de forma universalizante como meras cópias de experiências observadas (SENNA, 2014). As cidades se constituem em cenários estruturados pelo homem e impregnados de sua presença. A ele cabe imprimir suas características à paisagem urbana, sendo possível observar que essas refletem realidades diferenciadas de cidade para cidade, devendo sua gestão também adotar políticas capazes de contemplar todas as especificidades e particularidades apresentadas pelas áreas urbanizadas de uma forma geral. Segundo Hardt (1994), com o crescimento e o desenvolvimento urbano das cidades, uma política de gestão das áreas verdes urbanas é essencial à construção de um conjunto de soluções para melhoria das condições ambientais.

Para as áreas verdes privadas é necessário, por parte do poder público, o desenvolvimento de instrumentos de fomento, com enfoque político e legal, como a permissão da regeneração natural e reflorestamento de áreas prioritárias, e também a criação de programas dirigidos em educação ambiental, identificando a importância, os valores e as potencialidades das reservas florestais. Com isso, o poder público assume iniciativas de conservação desses remanescentes urbanos que ocorrem por parte dos proprietários, por altruísmo, ou motivados por aspectos históricos, familiares de pessoas que ainda residem em locais anteriormente conservados por seus ancestrais.

Neste capítulo, analisamos o estado da arte sobre áreas verdes urbanas privadas, as políticas municipais, e os mecanismos legais e fiscais do município de Curitiba, PR, destinados a estimular proprietários de áreas verdes urbanas a conservá-las.

2. Descrição metodológica do trabalho

2.1. Aspectos geográficos de Curitiba

Curitiba, a capital paranaense, está localizada na Região Sul do Brasil. Foi fundada em 1693 e ocupa uma área de 432,17 km², sendo a principal cidade da Região Metropolitana composta por 29 municípios, ocupando uma área de 16.628,94 km² (INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA, 2005; PARANÁ, 2012a). A Região Metropolitana de Curitiba (RMC) concentra atualmente 3,4 milhões de habitantes, ou seja, 30,9% da população estadual,

⁶ Art. 6º São incapazes relativamente a certos atos, ou à maneira de exercê-los: [...] III - Os silvícolas. Parágrafo único. Os silvícolas ficarão sujeitos ao regime tutelar, estabelecido em leis e regulamentos especiais, o qual cessará à medida que se forem adaptando à civilização do País.

em 7,72% do território paranaense, dentre esses 91,7% vivendo na área urbana e 8,3% na área rural.

A população da capital é a maior entre os municípios, com 1.751.907 habitantes e 54,3% da população da Região Metropolitana, sendo considerada 100% urbana (PARANÁ, 2012b). Entretanto, Curitiba ainda abriga 275 pequenas propriedades com características rurais, com área equivalente a 3% do território urbano e produção diversificada (PROGRAMA BIOCIDADE, 2012 citado por CURITIBA, 2012).

O estado do Paraná está situado na porção meridional do território brasileiro, ocupando 199.880 km² (IPARDES, 2012 citado por CURITIBA, 2012), e limita-se a Leste com o oceano Atlântico, a Norte e Nordeste com o estado de São Paulo, a Noroeste com o estado de Mato Grosso do Sul, a Sul e Sudeste com o estado de Santa Catarina e a Oeste com o Paraguai e Argentina (MAACK, 1968 citado por CURITIBA, 2012).

A RMC caracteriza-se por apresentar ao norte altas declividades, baixa fertilidade do solo e grande potencial geológico para minerais não metálicos, basicamente o calcário. A leste encontra-se a Serra do Mar, uma das principais reservas florestais do estado, em cujas vertentes encontram-se os mananciais que alimentam os afluentes do Rio Iguaçu.

Ao Sul, a RMC apresenta um relevo plano, com áreas sujeitas a inundações e em parte apropriadas ao cultivo de hortigranjeiros. A Oeste ocorre topografia diferenciada em espigões e vales onde se desenvolvem a agricultura tradicional e a extração de minerais argilosos (CURITIBA, 2007 citado por CURITIBA, 2012).

Visando a proteção do ambiente, a RMC conta com 20 unidades de conservação, sendo 8 de proteção integral e 14 de uso sustentável, além de 4 Unidades Territoriais de Planejamento, que tem o objetivo de servir como uma transição entre áreas urbanas já consolidadas e áreas com maiores restrições ambientais.

2.2. Caracterização do meio físico

A altitude média do município é de 934,60 m, variando de 1021 m no ponto mais alto ao norte do município a 864,90 m no ponto mais baixo, no sul do município na cabeceira do rio Iguaçu. O Planalto de Curitiba, onde o município está inserido, localizado no Primeiro Planalto Paranaense, caracteriza-se por uma série de terraços escalonados dispostos em intervalos altimétricos, caracterizando Curitiba com uma topografia ondulada de colinas suavemente arredondadas, ou seja, um relevo levemente ondulado, atribuindo-lhe uma fisionomia relativamente regular.

O planalto de Curitiba consiste de diversas unidades litoestratigráficas do embasamento précambriano/eopaleozóico e da Bacia Sedimentar de Curitiba. Na porção mais ao Noroeste do município predominam os migmatitos, gnaises, quatztos; migmatitos, xistos, ultrabasitos, metabasitos, anfibolitos; argilitos, arcósios, margas, arenitos e conglomerados. Já na região nordeste e centro predominam os sedimentos arenosilícos argilosos inconsolidados e argilitos, arcósios, margas, arenitos e conglomerados. A porção sul do município caracteriza-se por apresentar: argilitos, arcósios, margas, arenitos, conglomerados; migmatitos, gnaises, quatztos e sedimentos arenosilícos argilosos inconsolidados. Uma pequena porção na região norte (Bairro Lamenha Pequena) apresenta metassedimentos sílico-argilosos (CURITIBA, 2012).

Segundo a classificação de Köppen, a região em que está inserido o município de Curitiba situa-se no contexto climático Cfb, que é um clima mesotérmico, úmido e superúmido, sem estação seca com verões frescos e invernos com geadas frequentes e ocasionais precipitações de neve. Entre os anos de 1998 a 2010, a temperatura média de Curitiba foi de 17,82 °C, a média mínima de 11,1 °C para o mês de julho e a média máxima de 23,1 °C para o mês de fevereiro (CURITIBA, 2012).

Por sofrer influência dos anticiclones Polar Ártico e Tropical do Atlântico, Curitiba apresentou neste mesmo período (1998 a 2010), média de umidade relativa do ar de 78,80%, com ocorrência mínima de 10,1% no mês de julho de 2000 e máxima nos meses de agosto de 2000 a outubro de 2010, com 100% (CURITIBA, 2012; INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA, 2014).

A média mensal de precipitação do período compreendido entre janeiro de 1998 a dezembro de 2001 foi de 131 mm e a precipitação média anual entre o ano de 2000 e 2001 foi de 1.385 mm, com 144 dias chuvosos e 1.625,20 mm em 2001 com 170 dias chuvosos, respectivamente. Quanto à época das chuvas, esta ocorre sempre na estação de verão, sendo que a maior incidência mensal foi em janeiro de 1999 com 27 dias de precipitação (INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA, 2014).

2.3. Cobertura vegetal do município

O município de Curitiba está inserido no Bioma Mata Atlântica, na ecorregião da Floresta com Araucária ou Floresta Ombrófila Mista. Essa é uma vegetação florestal que tem sua delimitação fitogeográfica dada pela ocorrência natural do pinheiro-do-paraná (*Araucaria angustifolia*), tido como a espécie característica da formação – exclusiva dos planaltos

da Região Sul do Brasil, com disjunções na região Sudeste e em países vizinhos: Argentina e Paraguai (CURITIBA, 2012). A Floresta com Araucária ocorre normalmente entre 800 a 1.200 m de altitude, em sua formação mais representativa com o pinheiro-do-paraná formando um estrato dominante e contínuo, geralmente acima dos 30 m de altura (RODERJAN et al., 1993 citado por CURITIBA, 2012).

2.4. Cobertura vegetal em área urbana

Segundo o Plano Municipal de Conservação e recuperação da Mata Atlântica de Curitiba (2012), a cidade de Curitiba detém quase 18% da área do Município com vegetação arbórea, o que representa aproximadamente 77.786.020,60m², distribuídos em áreas públicas e privadas.

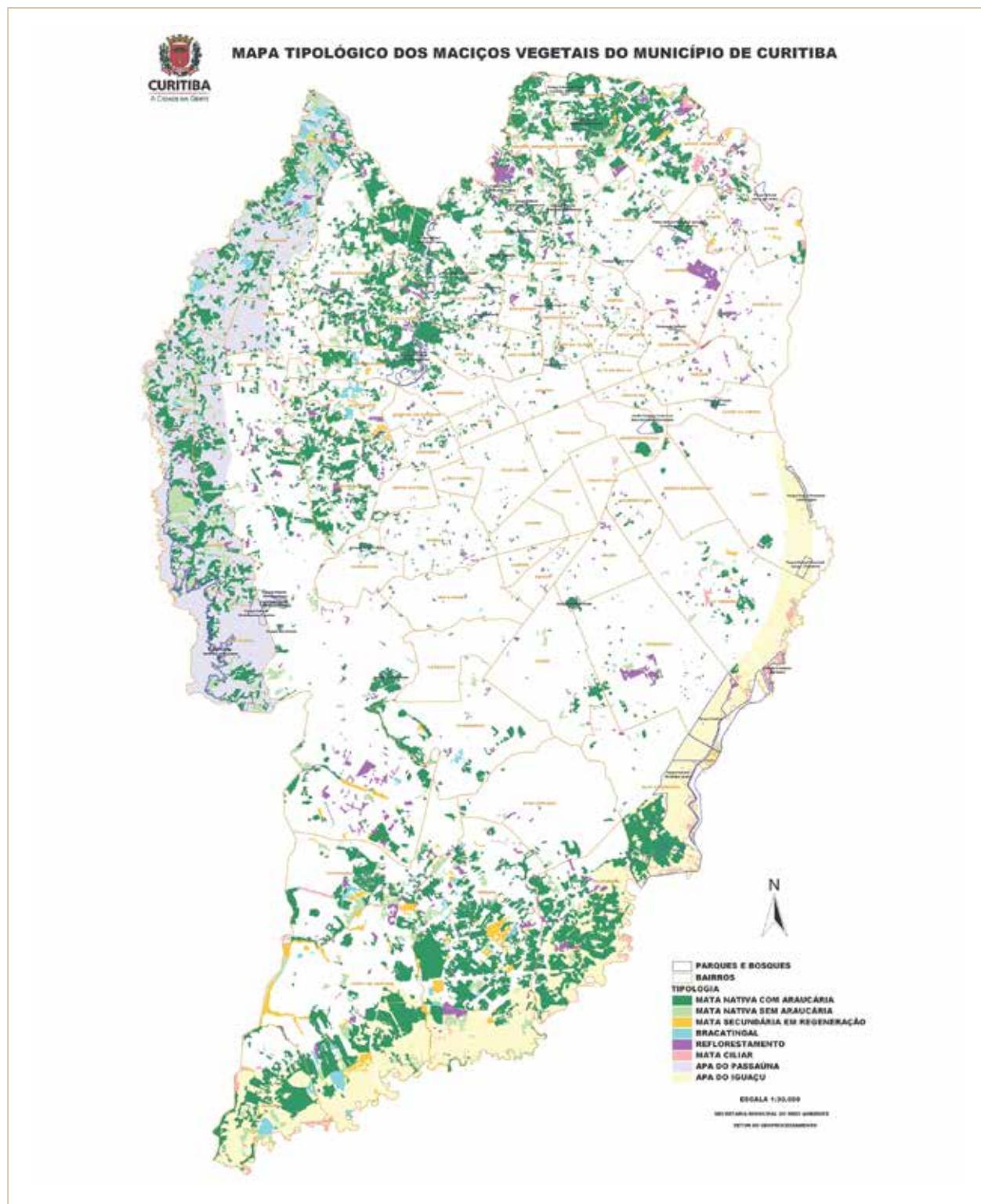


Figura 1. Mapa tipológico dos maciços vegetais do Município de Curitiba. *Fonte: Savi (2014).

Os imóveis com cobertura florestal significativa são cadastrados pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA) no Setor Especial de Áreas Verdes, tendo taxa de utilização determinada de acordo com a área, cobertura e tipologia florestal de cada propriedade (RIBEIRO, 2012).

Em 2006 foi aprovada a lei da Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM), sendo um instrumento que incentiva a criação e a manutenção de maciços vegetais particulares no município, criando a possibilidade de retorno financeiro para os proprietários dessas áreas, por meio da venda e da transferência de potencial construtivo, além das atividades de turismo e de educação ambiental.

Dentre as áreas públicas, 97 foram selecionadas em 2011 pela Prefeitura para serem analisadas pela Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem (SPVS) sobre a possibilidade de criação de unidades de conservação municipais denominadas Bosque da Conservação da Biodiversidade Urbana. O resultado mostrou que 86 áreas são contíguas ou próximas e 69 estão próximas a áreas protegidas, fato que possibilita a formação de corredores. Para fins de comparação, em 2010 o Índice de Cidades Verdes (SIEMENS GREEN CITY INDEX, 2014) analisou a cobertura de vegetação urbana de 27 cidades dos Estados Unidos, obtendo uma cobertura média de 11,7%. Comparando-se a cobertura por vegetação urbana obtidos nestas cidades dos Estados Unidos, Curitiba mantém quase o dobro de áreas com vegetação urbana.

2.5. Levantamento dos dados

Para o alcance dos objetivos desta pesquisa foram realizadas:

- consultas junto à prefeitura Municipal de Curitiba de documentos, levantamentos, registros e mapas de localização das áreas verdes privadas e das Reservas Particulares do Patrimônio Natural Municipal (RPPNMs) constituídas, bem como, o conjunto de leis e decretos municipais relacionados ao tema em estudo;
- identificação de proprietários de áreas verdes urbanas privadas no município, através de dados fornecidos pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA);
- revisão bibliográfica (consultas a livros, teses, dissertações, monografias e trabalhos de conclusão de curso, documentos históricos, periódicos e internet);

d) visitas às propriedades privadas com áreas verdes, e reuniões com a Promotoria de Meio Ambiente, comissão de direito ambiental da Ordem dos Advogados do Brasil Paraná (OAB-PR), Fórum PRÓ BARIGUI, sindicato dos Arquitetos e Urbanista de Curitiba, Associação de Protetores de Áreas Verdes de Curitiba e Região Metropolitana (APAVE), Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem (SPVS), construtoras e servidores da Prefeitura Municipal de Curitiba nas Secretarias Municipais de Meio ambiente, Urbanismo e Finanças.

3. O planejamento urbano de Curitiba como modelo

Curitiba já foi reconhecida nacional e internacionalmente por seu planejamento urbano, por suas ideias inovadoras relacionadas à mobilidade urbana e como precursora na proposição de políticas públicas ambientais.

Apesar de todas essas conquistas, como qualquer outra grande metrópole brasileira, Curitiba sofre as mesmas pressões e perda de áreas naturais por conta do processo de urbanização, que muitas vezes ocorre em áreas que abrigam renascentes florestais importantes para a manutenção da biodiversidade e da qualidade de vida dos seus habitantes. Segundo dados apresentados pelo Programa Condomínio da Biodiversidade (ConBio)⁶ (CONDOMÍNIO DA BIODIVERSIDADE, 2014), cerca de 75% das áreas com remanescentes de bosques nativos de Curitiba se concentram em terrenos de domínio privado.

Porém, o Poder Público, desde o início da década de setenta, vem implementando políticas municipais, mecanismos legais e fiscais com vistas à conservação de suas áreas verdes urbanas privadas e instituição de unidades de conservação. Exemplos disso, são:

A Lei nº 4.199/72 (CURITIBA, 1975) que trata de uso do solo, contemplando o termo Setor Especial de Áreas Verdes;

Quase 20 anos depois editou a Lei nº 7.833/1991 (CURITIBA, 1991), instituindo a Política Municipal de Meio Ambiente, reafirmando o termo áreas verdes e sua relevância presente e futura;

A Lei nº 8.353/1993 (CURITIBA, 1993), que instituiu o desconto no IPTU para os proprietários que mantêm área verde em seus terrenos;

A Lei Municipal nº 12.080/06 (CURITIBA, 2006), que cria a Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM).

⁶ O ConBio – Condomínio da Biodiversidade surgiu como um projeto sem fins lucrativos, formado por pessoas interessadas em conservar a biodiversidade em propriedades particulares de Curitiba e Região Metropolitana – bioma Mata Atlântica – ecossistema Floresta com Araucária e Campos Naturais. A iniciativa foi apresentada à sociedade em 2000 pelas ONGs SPVS – Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental e Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais. Recebeu este nome por manifestar a integração de interesses dos participantes – “condôminos” – em prol da conservação da natureza em ambientes urbanos (CONDOMÍNIO DA BIODIVERSIDADE, 2014).

Esses recursos não têm se mostrado suficientes para convencer maior número de proprietários a manter, pelo menos em parte, seus bosques em pé. Ao mesmo tempo, com o início da preocupação com a conservação de áreas verdes, era necessário conhecer quanto havia dessas áreas e onde elas estavam localizadas.

Segundo Miguez (2001) em 1974 foi realizado o primeiro levantamento de áreas verdes de Curitiba, quando foram identificadas 93 áreas com remanescentes de vegetação nativa, totalizando 3.92 km². Considerando a área territorial total do município de 432,887 km², tinha-se um índice de aproximadamente 0,90% do território em área verde urbana na forma de maciços vegetais.

Em 1982, novo levantamento foi realizado e foram cadastradas mais 208 áreas, totalizando 2017,7 ha do território em área verde urbana. Portanto, naquela época, foi cadastrado um percentual baixo em relação à área potencial existente. Em 1987, foi realizado um estudo amplo e foram mapeados e identificados 65.190.468 m² de vegetação, representando, naquele momento, 15,05% da área do município de Curitiba (MILANO; DISPERATTI, 1987).

Com a promulgação do Código Florestal Municipal, instituído pela Lei nº 9.806/2000 (CURITIBA, 2000b), sobreveio uma conquista importante: o conceito de bosques nativos relevantes⁷, o que possibilitou preservar fragmentos de vegetação nativa representativa.

De acordo com Miguez (2001), em 2000 foi realizado novo mapeamento dos maciços florestais do município, com base em ortofotos digitais georreferenciadas. Segundo o autor, a área total de maciços vegetais encontrada no Município de Curitiba foi de 77.786.020,60 m², alcançando um índice de 17,97% de área verde na forma de maciços vegetais, um aumento significativo em relação ao primeiro levantamento realizado em 1974.

Com relação aos maciços vegetais com área superior a 2.000 m², foram mapeados 2.971 áreas, totalizando 75.727.156,49 m². Destaca-se que destes, 15% são áreas verdes privadas (CURITIBA, 2012).

No mesmo período, foi instituído projeto Condomínio da Biodiversidade (ConBio)⁸ (CONDOMÍNIO DA BIODIVERSIDADE, 2014), iniciativa pioneira que congrega entes públicos, empresas e sociedade civil, com o objetivo de

construir apoiar e construir estratégias para conservação de áreas verdes públicas e privadas.

Em 2006, por ocasião da Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica (COP8), outra importante ação relacionada à conservação foi implantada pela Prefeitura de Curitiba. Trata-se do Programa de Biodiversidade Urbana (Biocidade), que tem a finalidade de propor estratégias para salvaguardar a biodiversidade presente nas áreas verdes públicas e privadas. Esse programa propiciou atividades mais detalhadas de levantamento das áreas verdes existentes no município de Curitiba, como pode ser verificado no Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica da cidade de Curitiba, realizado em 2012 (CURITIBA, 2012).

Em 2008 a Secretaria Municipal de Meio Ambiente, em parceria com a SPVS (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental) realizou uma análise das áreas verdes urbanas no município. Foram identificadas 1.000 propriedades particulares com remanescentes florestais em mais de 60% de sua área, destas, 900 foram caracterizadas. Durante este trabalho verificou-se que 442 áreas têm conectividade com Unidades de Conservação e 730 possibilitam a formação de um corredor ecológico (CURITIBA, 2012).

Recentemente, em 2012, novo mapeamento feito pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente, mostrou que "a cidade possui 78 milhões de m² de cobertura florestal, com índice de 64,5 m² de vegetação de porte arbóreo por habitante" (CURITIBA, 2013). A Organização Mundial de Saúde (OMS) recomenda 12 m². Porém, estas áreas não estão dispersas equitativamente pelo município, mas estão principalmente nas regiões de Santa Felicidade, Umbará e Barreirinha.

No que tange à legislação ambiental, o Município, desde o início da década de 1970, conta com diplomas legais relacionados à proteção das áreas verdes urbanas e instituição de unidades de conservação. Exemplos disso são a Lei Municipal Nº 12080/06, que cria a Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM), (CURITIBA, 2006) e a Lei Nº 8353/93, que instituiu a redução no IPTU para os proprietários que mantêm área verde em seus terrenos.

Contudo, cabe salientar que em se tratando de áreas verdes privadas, esta política não se mostra suficiente para garantir a integridade desses importantes renascentes. Constatam-se, ainda, inúmeros conflitos⁹ entre empreendedores da

⁷ Bosques nativos relevantes: aqueles que possuem as características citadas acima e que pela tipologia florestal e localização estejam inscritos no cadastro 37 do setor especial de áreas verdes junto à Secretaria Municipal de Meio Ambiente.

⁸ Merece destaque o trabalho desenvolvido pelas ONGs SPVS – Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental e Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais na implantação e colaboração da presente iniciativa.

⁹ É público e notório os inúmeros procedimentos e Inquéritos Civis instaurados e em trâmite nas Promotorias de Justiça de Proteção ao Meio Ambiente de Curitiba, além das Ações Civis Públicas ajuizadas nos últimos anos.

construção civil e as comunidades vizinhas diretamente afetadas pela supressão de bosques para instalação destes empreendimentos, notadamente condomínios de luxo.

A partir do interesse de inúmeros proprietários em preservá-las, foi levantada a possibilidade de criação de uma associação com o objetivo de unir ideais e reivindicar uma política urbana de reconhecimento, valorização e pagamento pelos serviços ambientais prestados por tais reservas nativas.

A iniciativa resultou na criação da Associação dos Proprietários e Protetores de Áreas Verdes da Região Metropolitana de Curitiba (APAVE), que já gerou ações como a criação de 11 RPPNM's, garantindo sustentabilidade urbana para a metrópole curitibana.

A APAVE contribui na identificação de proprietários de áreas verdes remanescentes de domínio privado em Curitiba; proporciona integração entre os mesmos; identifica interesses comuns na preservação e reconhecimento pelo poder público municipal da importância das áreas verdes e da biodiversidade; e desenvolve ações, inclusive de educação ambiental, com foco no equilíbrio ecológico e na qualidade de vida essencial ao bem-estar humano e animal. Essas ações resultam em prevenção de desastres ambientais, como enchentes, deslizamentos, além de garantirem a permeabilidade das águas das chuvas e proteção das nascentes (ASSOCIAÇÃO DOS PROTETORES DE ÁREAS VERDES DE CURITIBA E REGIÃO METROPOLITANA, 2014).

A associação também conduz as tratativas com o Poder Público Municipal para aperfeiçoar a política de valorização social, econômica e ambiental destas áreas para o futuro da cidade, contemplando uma proposta de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

Esta aliança, entre proprietários e o poder público, apoiada por entidades e sociedade civil organizada está garantindo a conservação de diversas reservas nativas. São várias as ações que estão sendo desenvolvidas, destacando-se

como a mais recente e concreta conquista, fruto do trabalho consorciado, a transferência onerosa do potencial construtivo que beneficia diretamente os proprietários que optaram pela criação de RPPNM em seus imóveis¹⁰ (CURITIBA, 2006).

Historicamente, o instrumento de transferência de potencial construtivo é destinado para estimular os proprietários de imóveis históricos a preservarem suas edificações. Desde 2006 foi estendido às áreas verdes privadas com a finalidade de beneficiar propriedades com remanescente de vegetação nativa. Com a transferência do potencial construtivo, o proprietário renuncia ao direito de construir no seu imóvel, transferindo tal direito para terceiros, na mesma proporção, por intermédio dos órgãos municipais competentes.

Após a instituição e publicação do decreto de criação da RPPNM, o proprietário pode requerer junto à Prefeitura de Curitiba a transferência do potencial construtivo do imóvel. É importante destacar que a instituição de RPPNM é ato voluntário do proprietário, de caráter perpétuo e aprovada pelo poder público municipal. O comprador (imóvel receptor) recebe um certificado de reconhecimento oficial da Prefeitura de Curitiba de acordo com o Decreto Municipal N° 1.599 de 11 de dezembro de 2012.

Para fins de apuração do potencial construtivo, no cálculo do valor do imóvel transformado em RPPNM não é aplicado qualquer fator depreciatório (atingimentos prejudiciais), ou seja, o lote será considerado vago e com uso pleno do seu potencial construtivo, correspondente à área ocupada por bosque ou APP, conforme dispõe o Art. 6ºB da Lei Municipal Nº 12.080/2006 (CURITIBA, 2006).

4. Considerações finais

A urbanização não planejada e consequente perda de cobertura vegetal acarreta perda de serviços ambientais e compromete o bem-estar humano. A aplicação efetiva e

¹⁰ Art. 2º Os proprietários de imóveis que se enquadrem nas situações descritas nos incisos deste artigo poderão requerer ao Município, por intermédio da Secretaria Municipal do Meio Ambiente - SMMA, a sua transformação em RPPNM:

I - imóveis atingidos por bosques nativos relevantes com taxa igual ou superior a 70% de sua área total coberta de vegetação nativa, que não esteja edificado ou no máximo possuam um núcleo familiar, onde em função da tipologia florestal não é possível efetuar a remoção da vegetação;

II - imóveis atingidos em uma área superior a 80% de sua área total por áreas de preservação permanente (APP), conforme definido pelo art. 2º da Lei Federal nº 4.771, de 1965, e suas regulamentações, nas bacias dos rios Passaúna, Barigüi e Iguazu, dentro do Município de Curitiba, desde que recobertos com vegetação nativa ou mediante compromisso para recuperação florestal da área de preservação permanente, que não estejam edificados ou no máximo possuam um núcleo familiar devidamente aprovado, comprovado pelo Alvará de Construção, mas ainda possuam área permeável superior a 80%, onde em função das restrições ambientais e legais não é possível a ocupação integral do imóvel;

III - imóveis atingidos por uma combinação dos incisos I e II deste artigo que inviabilizem em 100% a sua ocupação;

IV - imóveis com áreas totais significativas, conforme definido em regulamentação, que possuam no mínimo 60% de sua área total coberta de vegetação nativa, que não esteja edificado ou no máximo possuam um núcleo familiar, onde em função da tipologia florestal não é possível efetuar a remoção da vegetação, desde que mediante compromisso de atingimento da taxa de 70% para o inciso I e de 80% para o inciso II, conforme cronograma definido no Plano de Manejo.

Art. 4º A título de incentivo será concedido aos proprietários de áreas transformadas em RPPNM's, o direito de requererem ao Município a transferência do potencial construtivo destas áreas pra outros imóveis, respeitados os parâmetros previstos na legislação específica e condicionado à aprovação do Conselho Municipal de Urbanismo - CMU, após ouvidos o Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba - IPPUC e a Secretaria Municipal de Meio Ambiente - SMMA. (grifamos)

eficiente de estratégias de valorização das áreas verdes urbanas pode aperfeiçoar a conservação das mesmas, proporcionando interações sociais, desenvolvimento urbano e gestão ambiental equilibrada.

Ainda que tenha inaugurado um Sistema Nacional, a Política Nacional de Unidades de Conservação (Lei Nº 9985/2000, BRASIL, 2000), esta não alcançou os ambientes urbanos, pois a maioria dos municípios não implementou o sistema municipal. Com isso, apenas a União e alguns estados membros criaram suas áreas protegidas. Curitiba se destaca neste quadro por contar com uma Política de Unidades de Conservação (Lei nº 9.804/2000, CURITIBA, 2000a), sendo que diversos parques municipais foram criados e implementados desde a década de 1970.

Neste capítulo, discutimos as ações que o município vêm desenvolvendo para conservar e recuperar a reserva de áreas verdes necessárias à qualidade de vida das cidades e a proteção dos recursos naturais, em especial, aqueles 1.000 lotes particulares e 97 lotes públicos identificados pela Secretaria de Meio Ambiente.

Apesar das ações realizadas, é fundamental que o poder público conte com o apoio da iniciativa privada para garantir a conservação de remanescentes florestais nas cidades. Um programa de pagamento por serviços ambientais, voltado para a manutenção e conservação das áreas verdes, como política de fomento que compense economicamente os particulares que resistem à pressão do mercado da construção civil e conservam suas áreas em benefício da coletividade privada de Curitiba, contribuiria para o bem-estar da população.

Referências

ASSOCIAÇÃO DOS PROTETORES DE ÁREAS VERDES DE CURITIBA E REGIÃO METROPOLITANA. Disponível em: <<http://www.apaveturitiba.blogspot.com.br/p/14-pppnms-ficializadas-ate-abril-de.html>>. Acesso em: 17 ago. 2014.

BRASIL. Lei Nº 3.071, de 1º de janeiro de 1916. Código Civil. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 5 jan. 1916. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l3071.htm>. Acesso em: 23 ago. 2014.

BRASIL. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 133, 11 jul. 2001. Retificado em 17 jul. 2001.

BRASIL. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 138, 19 jul. 2000.

CONDOMÍNIO DA BIODIVERSIDADE. Disponível em: <<http://www.condominiobiodiversidade.org.br>>. Acesso em: 04 ago. 2014.

CURITIBA. Prefeitura Municipal. Lei n. 4.199 de 8 de maio de 1972. Dispõe sobre zoneamento urbano de Curitiba, e revoga os artigos 5º a 41 da Lei n. 2.828/66, o artigo 36 da Lei n. 2.942/66, e as Leis 2.995/67 e 3.503/69. **[Diário do Município de Curitiba]**, Curitiba, 15 dez. 1975.

CURITIBA. Prefeitura Municipal. Lei n. 7.833 de 19 de dezembro de 1991. Dispõe sobre a política de proteção, conservação e recuperação do meio ambiente, revoga a Lei n. 7.447/90, o artigo 3º da Lei n. 5.263/75, e da outras providências. **[Diário do Município de Curitiba]**, Curitiba, 19 dez. 1991.

CURITIBA. Prefeitura Municipal. Lei n. 8.353 de 1993. Dispõe sobre o monitoramento da vegetação arbórea e estímulos à preservação das áreas verdes no município de Curitiba. **[Diário do Município de Curitiba]**, Curitiba, 22 dez. 1993.

CURITIBA. Prefeitura Municipal. Lei n. 9.804 de 2000. Cria o sistema de Unidades de Conservação do Município de Curitiba e estabelece critérios e procedimentos para implantação de novas Unidades de Conservação. **[Diário do Município de Curitiba]**, Curitiba, 3 jan. 2000a.

CURITIBA. Prefeitura Municipal. Lei n. 9.806 de 2000. Institui o Código Florestal do Município de Curitiba, revoga as Leis n. 8.353/93 e 8.436/94, e dá outras providências. **[Diário do Município de Curitiba]**, Palácio 29 de março, Curitiba, 3 jan. 2000b.

CURITIBA. Prefeitura Municipal. Lei n. 12.080 de 19 de dezembro de 2006. Cria reserva particular do patrimônio natural municipal - RPPNM. **[Diário do Município de Curitiba]**, Curitiba, 19 dez. 2006.

CURITIBA. Prefeitura Municipal **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica Curitiba – PR**. Curitiba, 2012. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2014/03/pmma_curitiba.pdf>. Acesso em: 27 ago. 2014.

CURITIBA. Prefeitura Municipal. **Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal (RPPNM) em Curitiba**: roteiro para criação e elaboração do plano de manejo e conservação. Curitiba: Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, 2013.

HARDT, L. P. A. **Subsídios ao planejamento de sistemas de áreas verdes baseado em princípios de ecologia urbana: aplicação a Curitiba – PR**. 1994. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA. **Área e distância dos bairros até o marco zero de Curitiba**. Curitiba, 2005.

INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA. **Curitiba em dados**. Disponível em: <http://curitibaemdados.ippuc.org.br/Curitiba_em_dados_Pesquisa.htm>. Acesso em: 17 ago. 2014.

LOBODA, C.; ANGELIS, B. L. D. **Áreas verdes públicas urbanas**: conceitos, usos e funções. Disponível em: <<http://revistas.unicentro.br/index.php/ambienca/article/view/157/185>>. Acesso em: 10 ago. 2014.

MIGUEZ, L. A. L. **Mapeamento e monitoramento dos maciços vegetais do município de Curitiba, PR**. 2001. 36 f. Monografia (Especialização em Qualidade de Vida Urbana) – Faculdade de Administração e Economia do Paraná, Curitiba.

MILANO, M. S.; DALCIN, E. **Arborização de vias públicas**. Rio de Janeiro: Light, 2000.

MILANO, M. S.; DISPERATI, A. A. Análise da quantidade e distribuição das áreas verdes no município de Curitiba - PR. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 1987, Maringá. **Anais...** Maringá: [s.n]. 1987. v. 2. p. 165.

ONU. **Fatos sobre as cidades**. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/rio20/temas-cidades/>>. Acesso em: 20 abr. 2014.

PARANÁ. Secretaria do Desenvolvimento Urbano. Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. **Área dos municípios da RMC - comparativo - IBGE / SEMA**. 2012a. Disponível em: <http://www.comec.pr.gov.br/arquivos/File/RMC/Area_rmc_ibge2010_SEMA.pdf>. Acesso em: 17 ago. 2014.

PARANÁ. Secretaria do Desenvolvimento Urbano. Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. **População total, urbana e rural dos municípios da Região Metropolitana de Curitiba – 2010**. 2012b. Disponível em: <http://www.comec.pr.gov.br/arquivos/File/RMC/Populacao_Total_Urbana_Rural_2012.pdf>. Acessado em: 17 ago. 2014.

PARANÁ. Secretaria do Desenvolvimento Urbano. Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba. **Unidades de Conservação da Região Metropolitana de Curitiba**. 2010. Disponível em: <http://www.comec.pr.gov.br/arquivos/File/RMC/Meio_Ambiente/RMC_Unidades_Conservacao.pdf>. Acesso em: 17 ago. 2014.

RIBEIRO, J. B. **Critérios para a seleção de áreas prioritárias para a criação de unidades de conservação em áreas urbanas**. 2012. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental) - Universidade Positivo, Curitiba.

SAVI, M. **Análise da distribuição das Unidades de Conservação do município de Curitiba - PR**. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

SENNA, D. C. **Estado actual de la informacion sobre arbol esfuera del bosque**. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/AD399S/AD399S00.pdf>>. Acesso em: 27 abr. 2014.

SIEMENS GREEN CITY INDEX. Disponível em: <<http://www.siemens.com/entry/cc/en/greencityindex.htm>>. Acesso em: 25 ago. 2014.

Metodologia para análise da viabilidade financeira e valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais

Marcelo Francia Arco-Verde, George Corrêa Amaro

Resumo: a Análise Financeira (AF) examina os custos e benefícios em função dos preços de mercado e determina suas relações com os diferentes indicadores financeiros. O valor econômico de um bem (serviço, produto, processo) é estabelecido pela interação das percepções dos indivíduos a respeito de sua utilidade, determinando os preços como indicativos dessa utilidade, resultantes da oferta e demanda dos bens, e as quantidades de equilíbrio. Por meio da valoração do custo de reposição de solo e de água, de acordo com os coeficientes técnicos utilizados na avaliação financeira do sistema, pode-se comparar diversos sistemas de produção e estimar o valor dos serviços ambientais (externalidades positivas) da adoção de um novo sistema, com base na diferença dos custos. A metodologia proposta para realizar a AF indica a necessidade de definir o período de análise, o tamanho da área de estudo, a taxa de juros e o fluxo de custos e receitas. Os principais critérios para a AF são: definir os critérios de decisão; a rentabilidade financeira; as opções de logística; e identificar as políticas de incentivos. Os resultados indicaram a viabilidade financeira dos sistemas agroflorestais, avaliados por 20 anos, com taxa de juros de 4%, onde foram obtidos os seguintes indicadores financeiros: valor presente líquido (VPL) de R\$ 83.276,50; valor anualizado equivalente (VAE) de R\$ 6.127,63; relação benefício custo (RB/C) de 3,7; taxa interna de retorno (TIR) de 35,40%; e tempo de retorno do investimento (TRI) de 5,4 anos.

Palavras-chave: planejamento, custos, receitas, fluxo de caixa, coeficientes técnicos, indicadores financeiros.

Methodology for analyze of financial availability and valuation of environmental services in agroforestry systems

Abstract: The Financial Analysis (AF) examines the costs and benefits on the basis of market prices and determines its relations with the various financial indicators. The economic value of a good (service, product, process) is established by the interaction of the perceptions of individuals with respect to their usefulness, determining the prices as indicative of this usefulness, resulting from the supply and demand of goods, and the quantities of balance. Through the valuation of the replacement cost of soil and water, according to the technical coefficients used in the financial evaluation of the system, you can compare different production systems and estimate the value of environmental services (positive externalities) the adoption of a new system, on the basis of the difference in costs. The proposed methodology to perform the AF indicates the need to define the period of analysis, the size of the study area, the interest rate and the flow of costs and revenues. The main criteria for the AF are: define the criteria of decision; the financial profitability; the options of logistics; and identify the incentive policies. The results indicated the financial viability of agroforestry systems, evaluated for 20 years, with interest rate of 4 %, where were obtained the following financial indicators: Net Present Value (NPV) of R\$ 83,276,50; Annualized Value Equivalent (AVE) of R\$ 6,127,63; The Benefit Cost (RB/C) of 3.7; Internal Rate of Return (TIR) of 35,40 %; and Time of Return on Investment (TRI) of 5.4 years.

Keywords: planning, costs, revenues, cash flow, technical coefficients, financial indicators.

1. Introdução

As pesquisas com sistemas agroflorestais (SAFs) vêm enfatizando, principalmente, os aspectos biofísicos, deixando uma lacuna sobre os temas econômicos. Nesse contexto, é importante ampliar os estudos sobre aspectos financeiros como forma de aumentar a aceitabilidade dos sistemas agroflorestais (SAFs) pelos produtores e definir parâmetros que possam respaldar os diferentes modelos agroflorestais propostos.

Para o planejamento e avaliação de tecnologias agroflorestais, deve-se conhecer um conjunto de práticas de manejo, considerando os seguintes aspectos: definição dos sistemas de produção de acordo com o perfil e características dos produtores rurais aos quais se destinam; definição dos objetivos e funções que a tecnologia deverá cumprir; descrição dos componentes e requerimentos demandados pela tecnologia, assim como do método de implantação e regime de manejo a serem seguidos pelos agricultores; e estimativa de produção e serviços ambientais sob condições favoráveis e desfavoráveis.

Os sistemas agroflorestais, na medida em que representam atividades sustentáveis de uso da terra, adequam-se precisamente à estratégia e prioridade do desenvolvimento equilibrado. Desta maneira, as tecnologias agroflorestais são ferramentas promissoras para melhorar o bem-estar da população rural; conservar os recursos naturais; contribuir para a redução da taxa de desflorestamento; e manter a integridade das bacias hidrográficas e a estabilidade do clima. Potencializam também oportunidades significativas para a segurança alimentar com a oferta de múltiplos produtos e serviços, favorecendo ainda o ingresso de renda adicional para as propriedades rurais.

Produtos oriundos de SAFs possuem características tanto de bens privados (podem ser comercializados) quanto de bens públicos (serviços ambientais, por exemplo), sendo que estes últimos não são remunerados pelo mercado, o que pode ser decisivo para a adoção ou para a transição desses para sistemas de produção. A implantação de SAFs, pode reduzir os impactos ambientais da atividade agropecuária no Brasil e diminuir o avanço das fronteiras produtivas.

O problema inerente, entretanto, é que, mesmo sendo considerada a multifuncionalidade da atividade agropecuária (produção conjunta de commodities e

serviços ambientais), o mercado não consegue incorporar o benefício social gerado pelas externalidades positivas com características de bens públicos impuros¹, produzidas conjuntamente à atividade agrícola a partir da adoção de SAFs.

A análise financeira (AF) examina os custos e benefícios em função dos preços de mercado e determina suas relações com os diferentes indicadores, permitindo refletir a possível viabilidade de um empreendimento ou projeto (MENDES, 2004; SANTOS et al., 2002). Desta forma, ao realizar a AF, o investidor é informado sobre quando e quanto deve investir ou receber de um projeto sob a forma de ingressos, podendo mensurar quando serão realizadas as atividades produtivas e o fluxo real de custos e ingressos durante o período da análise e o balanço final do investimento.

Este trabalho visa apresentar a metodologia para análise da viabilidade financeira e da valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais.

2. Descrição do sistema agroflorestal

A base dos dados foi obtida nos trabalhos de pesquisa conduzidos no campo experimental Confiança, pertencente à Embrapa Roraima, localizado entre as coordenadas 02° 15' 00" N e 60° 39' 54" W, a 90 km de Boa Vista, RR. Esta área apresenta vegetação de floresta e clima Ami (Köppen), caracterizado como tropical chuvoso com nítida estação seca, temperatura média anual variando entre 26 a 29 °C e amplitude térmica inferior a 5 °C entre as médias do mês mais quente e do mês mais frio. A precipitação pluvial está entre 1.795 e 2.385 mm ano⁻¹, com período chuvoso compreendido entre os meses de maio, junho e julho, representando mais de 55% do total de precipitação (MOURÃO JUNIOR et al., 2003).

O solo é classificado como tipo argissolo, constituído por material mineral que tem como características argila de atividade baixa e horizonte B textural (SISTEMA..., 1999).

O modelo agrossilvicultural é composto por espécies intercaladas com distribuição regular por unidade de área, com espaçamento geral de 3 m x 2 m, onde cada parcela de 48 m x 48 m ocupou uma área de 2.304 m².

O modelo agrossilvicultural foi composto por culturas anuais (arroz, milho, soja, feijão caupi (*Vigna* sp.) e

¹ Onde as características de não rivalidade de consumo e de não exclusividade não estão presentes.

mandioca), bananeira, ingá-de-metro, gliricídia (*Gliricidia sepium*), cupuaçuzeiro, pupunheira, castanha-do-brasil e cupiúba (*Gouania glabra*) (ARCO-VERDE et al., 1999, 2000).

As culturas anuais (arroz, milho, soja e mandioca) foram consideradas para segurança alimentar dos agricultores (autoconsumo). No início dos estudos, em 1995, pensava-se comercializar tanto os frutos como o palmito das pupunheiras. Entretanto, a produção do palmito não ocorreu devido à ação de animais, principalmente de macacos-prego (*Cebus apella*) e cutias (*Dasyprocta aguti*), que usam as plantas tanto para suporte de passagem, quebrando-as muitas vezes, como para sua alimentação. A ação da fauna local também prejudicou a produção do cupuaçuzeiro, mas com menor intensidade.

As duas espécies plantadas para aumentar a fertilidade do solo e a ciclagem de nutrientes dos SAFs, *Inga edulis* e *Gliricidia sepium*, foram podadas anualmente e a biomassa resultante foi distribuída nas linhas de plantio, favorecendo as demais espécies do sistema. Os principais benefícios decorrentes desta prática foram a manutenção da umidade do solo por um maior período, a diminuição do aparecimento das plantas oportunistas e a melhoria da fertilidade do solo.

A castanha-do-brasil foi considerada principalmente pela produção de frutos e, também, pelo elevado preço de sua madeira. A escolha do cupuaçu baseia-se na sua característica de produção contínua de frutos e no alto valor agregado da polpa (ARCO-VERDE, 2008). A banana, voltada fundamentalmente para o mercado, além de oferecer as condições de sombreamento necessárias ao estabelecimento do cupuaçu, otimiza o uso do solo e apresenta rápido retorno financeiro (menos de um ano).

O modelo formulado considerou a inclusão de uma faixa permanente para o plantio continuado de culturas anuais (FaCA), conforme proposto por Arco-Verde (2008), correspondendo a 10% de um ha (1.000 m²), com 10 m de largura e 100 m de comprimento, onde serão mantidos os cultivos de mandioca e milho, sem a presença das demais espécies do SAF, em uma densidade superior àquela utilizada na combinação com as outras espécies.

A distribuição espacial das espécies pode ser observada através das Figuras 1, 2 e 3 (sem escala para o milho), onde foi representado um módulo do sistema, que pode ser replicado até que a área desejada seja alcançada. A disposição das culturas anuais na faixa dedicada é

apresentada na Figura 4 (sem escala), de forma a permitir a visualização do consórcio proposto entre a mandioca e o milho.

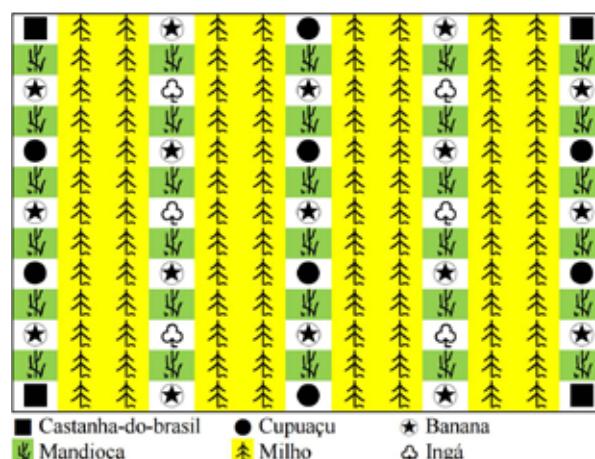


Figura 1. Composição de um módulo do SAF proposto, no 2º. ano após implantação.

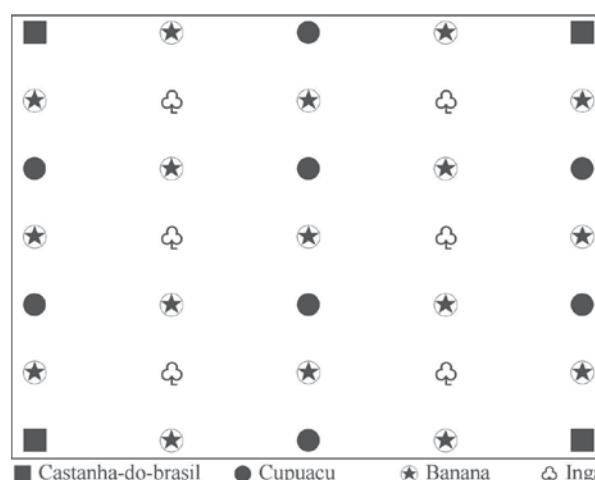


Figura 2. Composição de um módulo do SAF proposto, no 5º. ano após implantação.

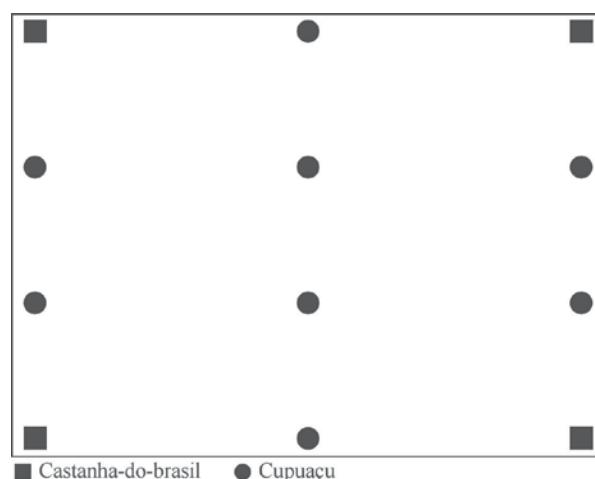


Figura 3. Composição de um módulo do SAF proposto, a partir do 7º ano após implantação.

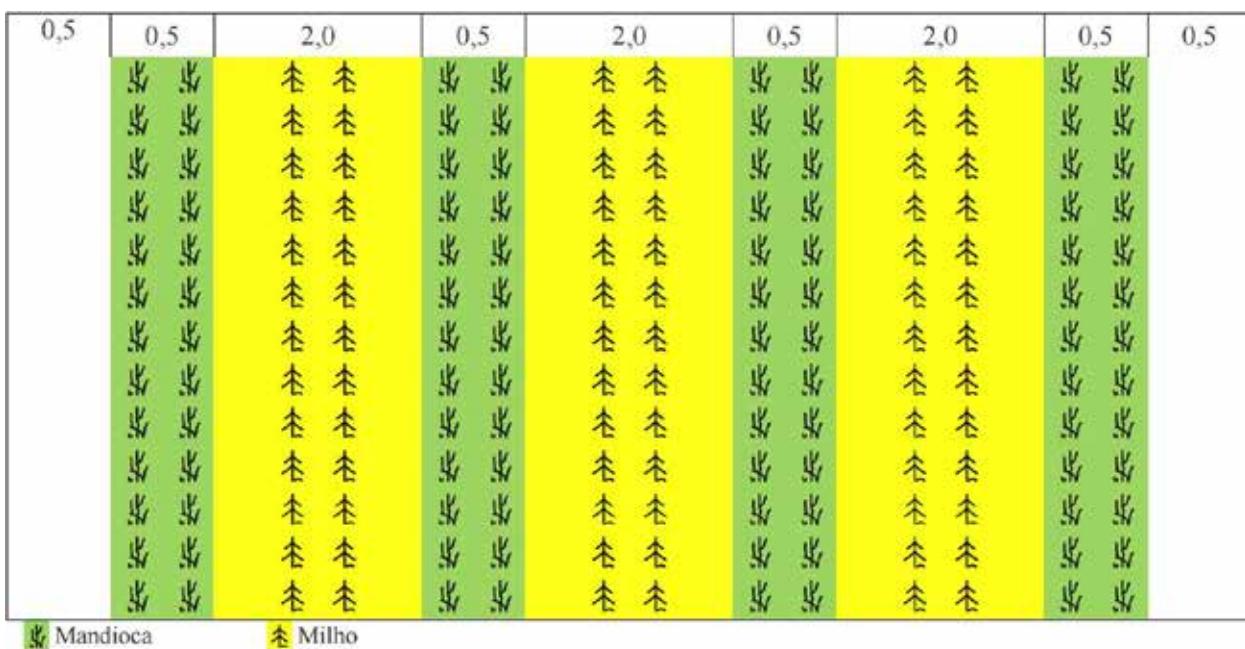


Figura 4. Composição da faixa permanente para culturas anuais, no sistema proposto.

O sistema agrossilvicultural apresentado parte de algumas premissas básicas que levaram em consideração, principalmente, o fato de que a produção objetiva o mercado e a segurança alimentar e de que se deve desenvolver o potencial produtivo das espécies selecionadas, com as tecnologias produtivas disponíveis, sem uso do fogo.

3. Critérios para a elaboração da análise financeira

1. Estabelecer critérios de decisão de acordo com as possibilidades do produtor e a realidade local. Ao avaliar a AF, o produtor identifica os diferentes custos das atividades assim como o tempo de retorno do investimento, permitindo, caso necessário, alterar (incluir ou excluir) espécies, formas de preparo de área, tipos de insumos ou equipamentos que seriam usados (BAQUERO, 1986).
2. Definir a rentabilidade financeira do projeto, já que ao comparar os resultados da AF com outros investimentos o produtor tem opções para escolher qual a atividade é mais rentável (CASTILLO, 2000).
3. Avaliar as opções de manejo do projeto, sendo possível planejar a contratação de mão de obra, indicando a época do ano e o número de trabalhadores necessários para realizar as práticas de manejo das culturas como: preparo de solo, desbastes, podas e coroamentos (SANTOS et al., 2002).
4. Identificar e definir as políticas de incentivos, considerando-se que a AF apresenta dados² às instituições financeiras

para abertura de linhas de crédito para implantar sistemas agroflorestais (NAIR, 1993).

O proponente deve estar ciente de que a elaboração de um projeto é o estágio inicial da execução de uma dada atividade de interesse e que esta atividade sempre deve ter um objetivo definido, ou pelo menos estimado. Deste modo, algumas questões devem ser respondidas, desde o momento da confecção do projeto, com a finalidade de que o proponente não se desvie de seus objetivos (BAQUERO, 1986; KRISHNAMURTH; ÁVILA, 1999; NAIR, 1993).

A seguir são apresentados **questionamentos básicos** que devem ser considerados na elaboração de um projeto agroflorestal:

1. Quais as características do local onde será implantado o projeto com as espécies selecionadas? Conhecer e adequar as características edafo-climáticas do local onde será implantado o projeto agroflorestal (solos, declividade, temperatura, precipitação, altitude, luminosidade) com as necessidades ecofisiológicas das espécies selecionadas (ciclo de vida, ritmo de crescimento, necessidades nutricionais, água, luz, temperatura, alelopatia, características morfológicas (ARCO-VERDE, 2008).

2. O que será produzido? Respostas vagas como árvores frutíferas ou espécies madeiráveis não são desejáveis, já que o espectro de espécies é amplo e algumas destas podem não ser adaptadas ou adaptáveis à região-alvo do projeto. Resgatar experiências relatadas na literatura ou obtidas de maneira

² Custos de implantação e manutenção dos SAFs e o tempo de retorno do investimento indicam a capacidade de pagamento do agricultor e o tempo necessário para que isto ocorra.

participativa são fundamentais para a redução ou eliminação de erros primários na confecção e execução de um projeto. Muitos produtores já realizam práticas agroflorestais exitosas sem que a pesquisa tenha registrado ou acompanhado tais experiências e, nestes casos, deve-se considerar tais experiências.

3. Qual a finalidade? Sem uma finalidade específica, mensurável, é muito difícil traçar metas e fornecer indicadores de viabilidade e aferidores de cumprimento destas metas. Respostas como: aumento de renda, geração de emprego, etc. são melhores quando precedidas de valores, como aumentar a renda em torno de 45%, gerar 40 empregos diretos e 120 indiretos, por exemplo.

4. Quanto e quando será produzido? A magnitude e escala da geração de produtos e os impactos da atividade devem ser sempre considerados, seja esta uma única unidade de produção ou uma microrregião. Estas definições servem como aferidoras para os órgãos de fomento e para a inspeção do cumprimento de metas.

5. Qual o destino do produto? A inclusão do componente de mercado, algumas vezes desconsiderada, é de importância reconhecida, refletindo a própria segurança e subsequência do empreendimento. Estudos de mercado disponíveis são fontes de informações valiosas e devem ser tomados como norteadoras aos projetos a serem praticados (MENDES, 1998).

Além destas “perguntas”, outros aspectos, relacionados a execução e avaliação dos projetos, devem ser especificados, de maneira a permitir uma criteriosa análise financeira (BAQUERO, 1986; LEONE, 1981):

1. Período de análise: todo projeto deve estabelecer seu ciclo de planejamento. Normalmente os projetos agropecuários são mensurados em anos, mas há casos onde o acompanhamento é realizado semestral ou trimestralmente.

2. Dimensão da área de estudo e unidade de inversão: geralmente a área do projeto está dimensionada em hectare. Entretanto, há a possibilidade de se utilizar metro quadrado, alqueire ou acre, devendo-se em qualquer situação definir com precisão o tamanho total ou parcial da área que será considerada.

3. Taxa de juros: a taxa de juros ou de desconto é, na realidade, o valor do uso do dinheiro ou da moeda. Com isso, torna-se necessário definir a taxa de juros para aferir o ganho ou perda com o uso de recursos financeiros durante determinado período de tempo, ou o que se paga pela obtenção de recursos de terceiros (empréstimos) durante determinado período.

4. Fluxo de custos e ingressos: esta é a etapa que requer mais tempo e labor para sua realização, onde será necessário

elaborar as planilhas de custos e ingressos de todas as atividades inerentes ao projeto. Os valores referentes aos cálculos de rendimento da mão de obra em cada atividade são mensurados em diárias, ou seja, em quantas horas ou dias um operário rural será capaz de realizar uma determinada atividade. Os ingressos do projeto são medidos através do cálculo da produtividade de cada componente (espécie vegetal ou animal) presente no sistema (BAQUERO, 1986).

4. Componentes mais comumente encontrados na análise financeira

Custos de mão de obra: de todos os custos usados nas atividades agrícolas, a mão de obra é a mais importante, principalmente em pequenas propriedades onde a terra e o capital são limitados. Na análise financeira, a mão de obra familiar representa um custo de oportunidade, que varia de acordo com a época do ano (alta ou baixa temporada), tipo de trabalho (especializado ou não), e sexo (MACDICKEN; VERGARA, 1990).

Os custos de mão de obra geralmente são avaliados em atividades de amostragem de solo, limpeza da área, roçagem manual, aração, gradagem, aplicação de corretivos e agroquímicos, marcação da área, marcação das linhas de plantio, plantio, replantio, capina, colheita, adubação, preparo de mudas, transporte das mudas, podas, desbastes, desfolha, retirada do coração das bananeiras, controle de pragas, assim como as demais atividades de manejo do solo e das culturas presentes no sistema de produção.

Custos de insumos: fertilizantes (calcário, NPK, super fosfato simples, FTE BR 12, uréia), adubos (esterco de gado, esterco de galinha, compostos orgânicos), sementes, maniva-semente, agroquímicos (herbicida, óleo mineral, inseticida), sacos ou recipientes para mudas, ferramentas (pás, enxadas, foices, facões, cavadores, tesouras, podões), combustíveis.

Ingressos: são as receitas geradas pela venda dos produtos dos sistemas agroflorestais, como grãos, frutos, madeira/lenha, plantas medicinais, flores, resina/látex, óleos, etc. Também é importante mensurar e valorar, com metodologia específica, o ingresso de nutrientes ao solo provenientes da queda das folhas e ramos das árvores presentes no sistema, assim como o armazenamento de carbono e serviços ambientais (manutenção da qualidade da água de rios e igarapés, diminuição dos riscos de erosão, recomposição vegetal na propriedade, diminuição da pressão do desmatamento nas áreas da reserva legal).



5. Coeficientes técnicos de sistemas agroflorestais

Para a correta utilização de SAFs, dada à necessidade de consociação de diferentes culturas, é necessário o planejamento detalhado do sistema a partir da identificação dos coeficientes técnicos das espécies que serão utilizadas, objetivando a posterior análise da viabilidade financeira e econômica do projeto e tomada de decisão com relação ao investimento necessário.

De acordo com Brasil (1996 citado por CONAB, 2010), no cálculo do custo de produção de uma determinada cultura deve constar como informação básica a combinação de insumos, de serviços e de máquinas e implementos utilizados ao longo do processo produtivo. Esta combinação é conhecida como Sistema de Produção e indica a quantidade de cada item em particular, por unidade de área, que resulta num determinado nível de produtividade. Essas quantidades mencionadas, referidas a unidade de área (hectare) são denominadas de coeficientes técnicos de produção, podendo ser expressas em tonelada, quilograma ou litro (corretivos, fertilizantes, sementes e agrotóxicos), em horas (máquinas e equipamentos) e em dia de trabalho (humano ou animal). Não usar unidades de medidas locais ou regionais como “linha”, “lata”, “cacho”, “palma”, “alqueire”, “braça”, “tarefa”, “quintal”, entre outras. Desta forma poderemos comparar os resultados das análises financeiras entre as diferentes regiões do país.

Portanto, um coeficiente técnico é um valor numérico que expressa a relação existente entre a quantidade de insumos gasta e a quantidade de produtos obtida; ou o tempo necessário para realizar uma atividade.

Os coeficientes técnicos podem ser obtidos, basicamente, de três formas diferentes, crescentes em nível de complexidade e tempo:

- por meio da revisão de literatura, buscando-se informações nas publicações disponíveis;
- consultas a técnicos com experiência na implantação e manejo de SAFs. É importante destacar que nesta etapa, a contribuição dos produtores rurais, que são referência na implantação e uso de SAFs de forma participativa, é fundamental para a obtenção de dados para a elaboração da análise financeira.
- realizando-se uma avaliação no local de implantação do SAF, com todas as medições, em tempo real, durante o desenvolvimento das atividades. Esta é a forma mais precisa para obter as informações, entretanto, demanda muito tempo para acompanhar as atividades de campo.

Os coeficientes técnicos para os SAFs são calculados conforme a quantidade de mão de obra necessária para desenvolver as devidas atividades à implantação, manutenção e colheita no sistema e nas quantidades de insumos demandadas por cada cultura. A partir da multiplicação da matriz de coeficientes técnicos pelo vetor de preços dos fatores de produção, são identificados os custos de produção do sistema. As receitas são obtidas por meio da produção estimada de cada cultura, considerando-se as condições edafoclimáticas locais, os respectivos ciclos e o sistema de produção utilizado.

Uma vez conhecidos os custos e receitas pertinentes ao sistema, pode-se realizar a análise financeira do projeto do SAF, a partir do cálculo e interpretação de seus indicadores financeiros.

6. Indicadores financeiros

Durante o processo de planejamento e elaboração da análise financeira, os indicadores financeiros do projeto permitem comparar os resultados obtidos com outros projetos avaliados e demais investimentos existentes no mercado financeiro. Desta forma, é possível verificar a rentabilidade e, consequentemente, a viabilidade do projeto.

A avaliação financeira é *ex ante*, uma vez que se baseia nos resultados esperados do projeto. Na análise do SAF completo são considerados os custos e benefícios de todas as culturas. Como indicadores de rentabilidade podem ser utilizados o valor presente líquido (VPL), a taxa interna de retorno (TIR), a relação benefício-custo (RB/C), o tempo de recuperação do capital (*payback* simples ou descontado), o valor anual equivalente (VAE), dentre outros, para análises de horizonte plurianual (ARCO-VERDE, 2008; BÖRNER, 2009; GAMA, 2003; SANTOS; CAMPOS, 2000).

Pode-se também realizar ajustes na AF ao longo da execução do projeto, substituindo-se os valores dos coeficientes técnicos estimados por informações obtidas *in loco*. Desta forma, aumenta-se a precisão dos indicadores financeiros.

O VPL apresenta os valores líquidos atualizados ao instante considerado inicial, a partir de um fluxo de caixa formado por uma série de receitas e custos (HIRSCHFELD, 1998 citado por ARCO-VERDE, 2008), descontando-se o investimento inicial do projeto. Quando o resultado é um valor superior a zero, diz-se que o projeto apresenta viabilidade econômica (BÖRNER, 2009). O VPL, por considerar o efeito do tempo em seu cálculo e, com isso, o valor financeiro descontado, é sensível à taxa de juros, conforme apresentado na Figura 5.

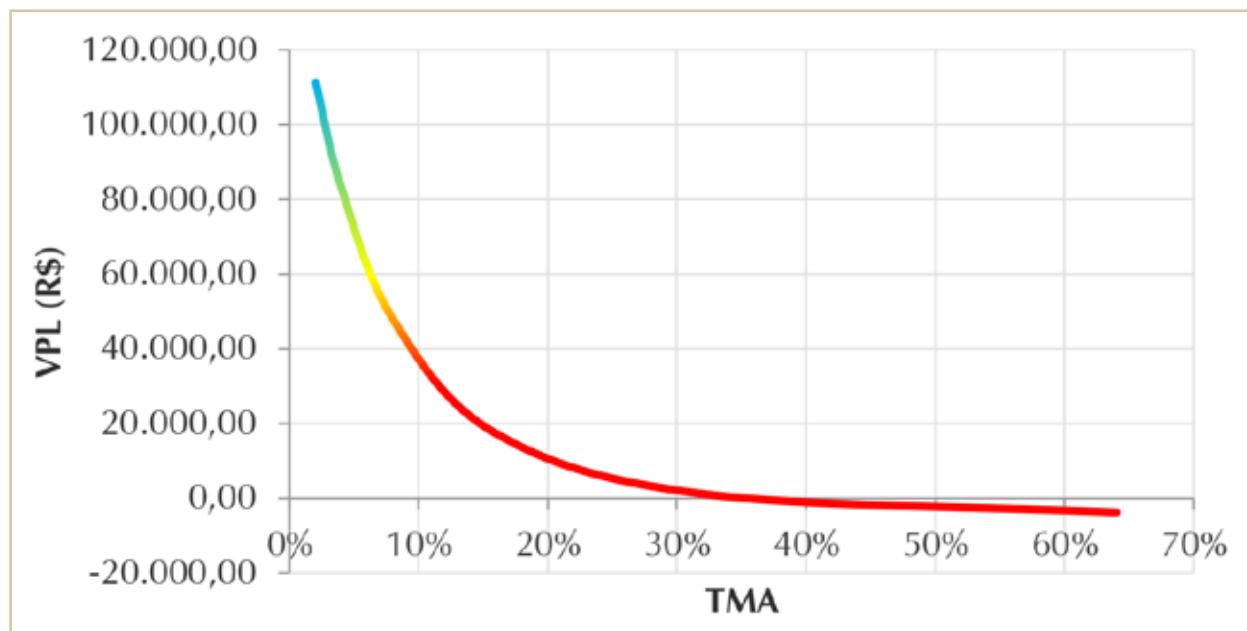


Figura 5. Curva de variação do VPL de acordo com o aumento da taxa de juros.

O cálculo do VPL pode ser efetuado através da seguinte equação (BUARQUE, 1984):

$$VPL = \sum_{j=1}^n \frac{R_j - C_j}{(1+i)^j}$$

onde: R_j = receitas no período j ; C_j = custos no período j ; i = taxa de desconto (juros); j = período de ocorrência de R_j e C_j ; n = duração do projeto, em anos, ou em número de períodos de tempo; I = investimento inicial.

Conforme Rezende e Oliveira (2001), o VAE é a parcela periódica e constante, necessária ao pagamento de uma quantia igual ao VPL, da opção de investimento em análise ao longo de sua vida útil. Ou seja, o VAE transforma o VPL em um fluxo de receitas ou despesas contínuo e periódico, durante toda a vida útil do projeto. Quanto maior for o VAE calculado, maior a viabilidade do projeto.

O VAE pode obtido através da seguinte equação:

$$VAE = \frac{VPL \cdot i}{1 - (1+i)^{-n}}$$

onde: VPL = valor presente líquido; i = taxa de desconto (juros); n = duração do projeto, em anos, ou em número de períodos de tempo.

A RB/C indica o quanto os benefícios superam ou não os custos totais. O critério para a condição de viabilidade do projeto, segundo Börner (2009), é que o valor obtido seja maior ou igual à unidade.

A equação para cálculo da RB/C é:

$$RB/C = \frac{\sum_{j=0}^n R_j (1+i)^{-j}}{\sum_{j=0}^n C_j (1+i)^{-j}}$$

onde: R_j = receitas no período j ; C_j = custos no período j ; i = taxa de desconto (juros); j = período de ocorrência de R_j e C_j ; n = duração do projeto, em anos, ou em número de períodos de tempo.

A TIR é a taxa de juros que iguala o valor presente dos benefícios ao valor presente dos custos, ou seja, iguala o VPL a zero, podendo ser entendida como a taxa percentual do retorno do capital investido (Figura 1). Se a TIR for maior do que a taxa de desconto exigida pelo investimento, conclui-se pela viabilidade do projeto (BÖRNER, 2009).

O cálculo da TIR, conforme Buarque (1984), é dado pela equação:

$$0 = \sum_{j=1}^n \frac{R_j - C_j}{(1+TIR)^j} - I$$

onde: R_j = receitas no período j ; C_j = custos no período j ; i = taxa de desconto (juros); j = período de ocorrência de R_j e C_j ; n = duração do projeto, em anos, ou em número de períodos de tempo; I = investimento inicial.

O período de *payback* é o tempo necessário para retornar o capital investido, ou seja, é o tempo decorrido entre o investimento inicial e o momento no qual o lucro líquido acumulado se iguala a esse valor (BÖRNER, 2009).

Algebricamente o período de payback, ou período de recuperação (PR), pode ser descrito como:

$$PR = T, \text{ quando } \sum_{j=0}^T R_j - C_j = I$$

onde: R_j = receitas no período j ; C_j = custos no período j ; j = período de ocorrência de R_j e C_j ; T = tempo para o fluxo de caixa igualar os investimentos; I = investimento inicial.

Pode ser considerado tanto o payback simples, no qual os valores não são atualizados, quanto o payback descontado, onde todos os valores são atualizados pela taxa mínima de atratividade (TMA), que é a taxa de juros que representa o custo de oportunidade do capital investido.

Esses são os indicadores financeiros mais comumente utilizados, embora existam outros, e podem ser calculados por diversos processos, inclusive com a utilização de planilhas eletrônicas.

7. Valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais

De acordo com De Groot et al. (2002), o primeiro passo para uma avaliação inteligível de serviços ambientais envolve a tradução da complexidade ecológica (estruturas e processos) em um número limitado de funções ecossistêmicas que, por sua vez, fornecem os bens e serviços que têm valor para as pessoas.

O valor econômico de um bem (serviço) é estabelecido pela interação das percepções de todos os indivíduos a respeito de sua utilidade, sejam eles consumidores ou produtores, determinando os preços como indicativos dessa utilidade, resultantes da oferta e demanda dos bens, e as quantidades de equilíbrio (MARSHAL, 1997).

Entretanto, no caso dos serviços ambientais, que, embora úteis, são, a priori, abundantes, a percepção resultante é de que são de livre acesso e com direitos de propriedade não definidos (RANDALL, 1987), sem uma medida de utilidade marginal e, por consequência, sem preço determinado no mercado, o que passa a mudar apenas a partir de sua indisponibilidade, pois o custo do uso de bens comuns é diluído em toda a sociedade e os benefícios percebidos superam esses custos (HARDIN, 1968).

A despeito dos vários métodos de valoração existentes, a partir da definição dos coeficientes técnicos de SAFs e da avaliação financeira do projeto do sistema, pode-se, de forma simples e objetiva, recorrer ao método dos custos

de reposição para solo e água e, desta forma, obter um indicativo de valor para estes serviços ambientais.

O método consiste na utilização do modelo USLE (*universal soil loss equation*), convertendo-se as quantidades médias perdidas de nutrientes em equivalentes de fertilizantes que, por sua vez, têm preços de mercado. Naturalmente, devem ser considerados todos os custos envolvidos na aplicação de fertilizantes, como mão de obra e frete e, neste sentido, é essencial fazer referência aos coeficientes técnicos estabelecidos para o sistema de produção.

A partir de informações já existentes, derivadas dos coeficientes técnicos utilizados para análise financeira, é possível, considerando o método de custo de reposição de nutrientes, proposto por Marques (1995), atribuir valor monetário ao serviço de manutenção da produtividade.

O custo de reposição da água baseia-se no cálculo do volume de água escoada por tipo de cobertura do solo, juntamente com a utilização de tabelas CN (curva número), para determinação do escoamento superficial. Posteriormente, utiliza-se o preço da água, com base nos valores estipulados pelos comitês de bacias hidrográficas ou mesmo aqueles praticados pelo serviço de abastecimento local, para estipular um valor de referência para o serviço ambiental.

Dessa forma, através da valoração do custo de reposição de solo e de água, de acordo com os coeficientes técnicos utilizados na avaliação financeira do sistema, pode-se comparar diversos sistemas de produção e estimar o valor dos serviços ambientais (externalidades positivas) da adoção de um novo sistema, com base na diferença dos custos.

8. Avaliação financeira de sistemas agroflorestais

Nas Figuras 6 e 7 são apresentadas informações que devem ser consideradas para avaliação de projetos de sistemas agroflorestais e permitem entender a dinâmica do sistema de produção ao longo do tempo planejado.

Observa-se na Figura 6 a proporção entre as receitas e os custos em cada ano do desenvolvimento do projeto. Destaca-se que, no exemplo, as receitas superaram os custos a partir do oitavo ano, com uma tendência positiva até o último ano de avaliação do projeto. Os maiores custos ocorreram nos três primeiros anos após a implantação. A fase de implantação é a mais onerosa e sugere-se que seja realizada ao longo dos 3 ou 4 anos, evitando-se a alta concentração dos custos em um só ano.

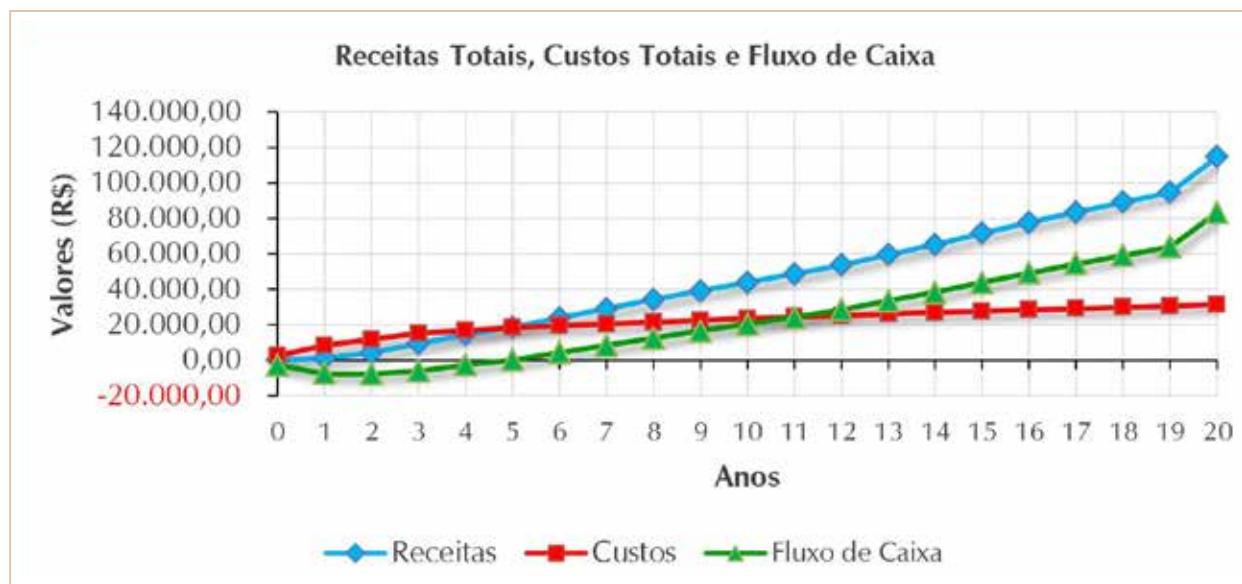


Figura 6. Previsão de receitas, custos e fluxo de caixa, acumulados, durante os 20 anos.

A partir do quinto ano até o décimo-nono ano os custos anuais mantiveram-se praticamente estáveis. Nesta fase as culturas anuais já não foram mais cultivadas e as despesas foram alocadas principalmente para a manutenção das espécies perenes. No vigésimo ano, houve o corte das árvores madeiráveis. Analisando-se a dinâmica das receitas, verificou-se a geração de receitas em todos os anos do estudo, com os valores oscilando nos primeiros seis anos e apresentando uma tendência de estabilização a partir do décimo até o décimo-nono ano. No vigésimo e último ano do estudo houve um forte aumento na geração de receitas devido ao corte das árvores madeiráveis.

Normalmente se espera, em projetos agropecuários, uma maior demanda de mão de obra no início da implantação do projeto, com uma gradativa redução desta necessidade à medida que o projeto atinge sua estabilidade (Figura 7).

O ponto mais importante a ser observado nesta tendência é a quantidade de diárias necessárias em cada fase de avaliação do projeto. Desta forma, é possível verificar se haverá disponibilidade de mão de obra para atender toda a área de abrangência do projeto em todas as suas fases de execução.



Figura 7. Demanda anual de mão de obra no SAF, para 1 ha, durante 20 anos.

Destacam-se quatro fases com diferentes necessidades de diárias ao longo do período de avaliação:

I- Fase inicial ou de implantação: corresponde aos 3 primeiros anos onde houve, de forma geral, a demanda acima de 100 diárias ha^{-1} . As atividades de preparo de área, semeadura e manutenção das culturas anuais contribuíram para o aumento das diárias nesta fase.

II- Fase de consolidação: ocorre entre o quarto e o sétimo ano. Nesse período ainda há um decréscimo da necessidade de mão de obra, em relação ao período anterior, com valores oscilando entre 40 - 45 diárias ha^{-1} . Após esta fase não há mais a presença das culturas anuais devido ao sombreamento projetado pelas espécies perenes e bananeiras.

III- Fase de estabilização: corresponde ao período do oitavo ao décimo-nono ano, o qual apresentou as mais baixas demandas de mão de obra. A mão de obra foi alocada para as atividades de manutenção e colheita das espécies perenes e frutíferas.

IV- Fase de finalização: refere-se ao vigésimo e último ano de avaliação, na qual houve aumento da necessidade de mão de obra, principalmente para a colheita da madeira, atividade que requer maior intensidade de trabalho.

Ao considerar-se o valor dos gastos com insumos para correção (durante o preparo da área) e para adubação

(relativos aos tratos culturais) obtém-se, de forma direta, um valor de referência para a prestação de serviços ambientais relativos à manutenção da fertilidade do solo. Pode-se ainda, com relação a este mesmo serviço, considerar o aporte de nutrientes (que deverão ser estimados) a partir da utilização de espécies adubadoras, descontando-se seu custo de implantação e manutenção no sistema.

De forma análoga, podem ser considerados os custos com a irrigação do sistema, com o valor de referência para o serviço ambiental referente à disponibilidade de água, naturalmente, acrescidos do valor base do metro cúbico de água para a região.

Na Tabela 1 são apresentados os principais indicadores financeiros, para dois períodos, aos 10 e aos 20 anos após o plantio, sem considerar a remuneração por serviços ambientais. A escolha de um ou mais de um indicador deve se dar de acordo com critérios previamente definidos e basear-se em padrões determinados pelo mercado ou estabelecidos mediante a comparação de diversas opções de investimento. Os resultados dos indicadores financeiros (TIR, VPL, VAE, Payback e Relação B/C) confirmam a viabilidade financeira do sistema agroflorestal avaliado.

Tabela 1. Indicadores financeiros do projeto do SAF proposto, para os períodos de 10 e 20 anos.

| Avaliação financeira | 10 anos | 20 anos |
|----------------------|-----------|-----------|
| TMA (juros) | 4,0% | 4,0% |
| TIR do projeto | 30,6% | 35,4% |
| VPL do projeto | 20.372,75 | 83.276,50 |
| Payback simples | 5,4 | 5,4 |
| VAE | 2.511,78 | 6.127,63 |
| Relação B/C | 1,9 | 3,7 |

9. Considerações finais

O que se poderia fazer para reduzir o tempo de retorno do investimento? Pode-se elencar algumas práticas de desenho e manejo nos sistemas agroflorestais que poderiam atender a este questionamento:

1. Intensificar o uso de culturas anuais nos modelos agroflorestais. Neste estudo as culturas anuais não

apresentaram o rendimento esperado. Mas este fato não representa o que acontece na região. Deve-se melhorar as práticas de manejo para cada espécie, otimizar o uso de fertilizantes e mão de obra e selecionar variedades mais adequadas para o local de plantio.

2. Aumentar a frequência de plantio das culturas anuais. Normalmente o plantio de culturas anuais é viável até o terceiro

ano de implantação dos SAFs, uma vez que o crescimento das copas das espécies arbóreas aumenta o sombreamento sobre as culturas agrícolas. Neste caso, deve-se otimizar o plantio de espécies anuais durante o ano, principalmente nos primeiros três anos de implantação desde que seja realizada uma avaliação das condições edáficas com a finalidade de suprir as necessidades nutricionais das culturas anuais. Neste estudo a mandioca poderia ter sido plantada durante três anos, fornecendo duas produções a mais para o sistema.

3. Realizar análise técnica das espécies componentes. Diluindo-se a instalação dos sistemas em três ou quatro anos, os custos de implantação e mão de obra empregada seriam melhor distribuídos, contribuindo para o uso mais intensivo das culturas anuais.

4. Desenhar e implantar aléias permanentes nos sistemas agroflorestais. Com isso seria possível a produção de culturas anuais durante todo o ciclo do SAF. Deste modo o agricultor deixará de desflorestar novas áreas, para a prática da agricultura de “derruba e queima”, além de concentrar seus esforços no SAF.

A demanda de mão de obra é o mais importante de todos os custos usados nas atividades agrícolas, principalmente em pequenas propriedades, onde a terra e o capital são limitados. Na análise financeira, a mão de obra familiar representa um custo de oportunidade, que varia de acordo com a época do ano (alta ou baixa temporada), tipo de trabalho (especializado ou não), e sexo (MACDICKEN; VERGARA, 1990).

No âmbito econômico, considerar opções viáveis para o pagamento por serviços ambientais, a partir dos valores identificados nas planilhas de análise financeira dos projetos de SAF, especialmente de forma indireta, como o rebate ecológico do crédito rural ou compra de alimentos a preços diferenciados por mercados institucionais (Lei 1.926/95), implementados na forma de políticas públicas, teriam um possível impacto significativo na adoção de SAFs.

Referências

ARCO-VERDE, M. F.; SCHWENGBER, D. R.; DUARTE, O. R. **Desenvolvimento de sistemas agroflorestais para recuperação de áreas de mata abandonadas de Roraima.** Manaus, 1999. Resultados da Fase Emergencial e Fase 1 do Programa Piloto para a proteção das florestas.

ARCO-VERDE, M. F.; SCHWENGBER, D. R.; DUARTE, O. R.; LUCAS, J. G. dos S. Avaliação Silvicultural da castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*) e cupiúba (*Goupi glabra*) em sistemas agroflorestais no estado de Roraima. In: III CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE SISTEMAS AGROFLORESTAIS: Manejando a Biodiversidade e Compondo a Paisagem Rural. **Anais...** Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 2000. p. 61-62.

ARCO-VERDE, M. F. **Sustentabilidade biofísica e socioeconómica de sistemas agroflorestais na Amazônia Brasileira.** 2008. 188 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

BAQUERO, H. I. Evaluación económica de proyectos agroforestales. In: TALLER SOBRE DISEÑO ESTADÍSTICO Y EVALUACIÓN ECONÓMICA DE PROYECTOS AGROFORESTALES, 1986, Curitiba. **Taller sobre...** Curitiba: FAO para América Latina y Caribe, 1986. 142 p. (Documento de Apoyo).

BÖRNER, J. Serviços ambientais e adoção de sistemas agroflorestais na Amazônia: elementos metodológicos para análises econômicas integradas. In: PORRO, R. (Ed.). **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

BUARQUE, C. **Avaliação econômica de projetos.** Rio de Janeiro: Elsevier, 1984.

CASTILLO, W. G. Como aplicar los conceptos de costo de oportunidad y costobeneficio para la toma de decisiones en la producción agroforestal? **Agroforestería en las Américas**, v. 7, n. 28, p. 26-28. 2000.

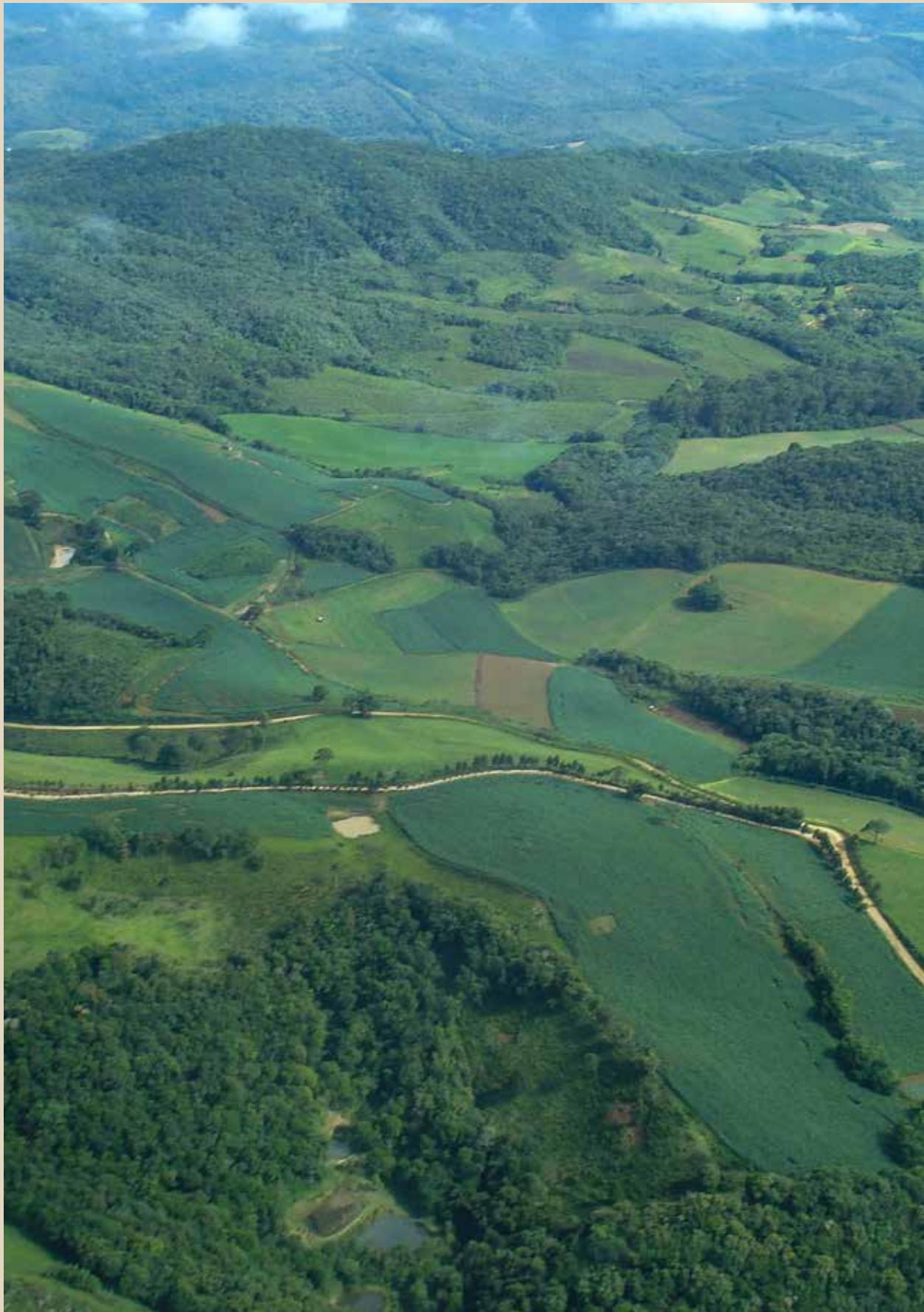
CONAB. **Custos de produção agrícola:** a metodologia da Conab. Brasília, DF, 2010.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Amsterdam, n. 41, p. 393-408, 2002.

GAMA, M. M. B. **Análise técnica e econômica de sistemas agroflorestais em Machadinho D'Oeste, Rondônia.** 2003. 112 f. Tese (Doctor Scientiae) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

- HARDIN, G. Tragedy of the Commons. **Science**, n. 162, p. 1243-1248, 1968.
- NAIR, P. K. R. **An introduction to agroforestry**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993. 499 p.
- KRISHNAMURTHY, L.; ÁVILA, M. **Agroforestería básica**. México, DF: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente , 1999. 340 p. (Série Textos Básicos para la Formación Ambiental, 3).
- RANDALL, A. **Resource economics**: an economic approach to natural resource and environmental policy. 2nd ed. New York : John Wiley & Sons, 1987. 434 p.
- LEONE, G. S. G. **Custos**: planejamento, implantação e controle. São Paulo: Atlas, 1981. 512 p.
- REZENDE, J. L. P.; OLIVEIRA, A. D. **Análise econômica e social de projetos florestais**. Viçosa, MG: Ed da UFV, 2001.
- MACDICKEN, K. G.; VERGARA, N. T. **Agroforestry**: classification and management. New York: Wiley 1990. 382 p.
- SANTOS, G. J. dos; MARION, J. C.; SEGATTI, S. **Administração de custos na agropecuária**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2002. 165 p.
- MARQUES, J. F. **Efeitos da degradação do solo na geração de energia elétrica**: uma abordagem da economia ambiental. 1995. 257 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SANTOS, J. C. dos; CAMPOS, R. T. **Metodologia para análise de rentabilidade e risco de sistemas agroflorestais**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. (Embrapa Acre. Documentos, 47).
- MARSHALL, A. **Principles of economics**. New York: Amherst, 1997
- SISTEMA brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412 p.
- MENDES, J. T. G. **Economia agrícola**: princípios básicos e aplicações. 2. ed. Curitiba: ZNT , 1998. 458 p.
- MENDES, J. T. G. **Economia**: fundamentos e aplicações. São Paulo. Prentice Hall, 2004. 309 p.
- MOURÃO JUNIOR, M.; XAUD, M. R.; XAUD, H. A. M.; MOURA NETO, M. A. de; ARCO-VERDE, M. F.; PEREIRA, P. R. V. S.; TONINI, H. **Precipitação pluviométrica em áreas de transição savana-mata de Roraima**: campos experimentais Serra da Prata e Confiança. Embrapa Roraima. Boa Vista: Embrapa Roraima, 2003. 7 p. (Embrapa Roraima. Comunicado técnico, 17).

Parte 3



Subsídios para formulação de políticas públicas em pagamentos por serviços ambientais

No Brasil, o reconhecimento da importância do meio ambiente para o bem-estar humano está na Constituição Federal de 1988, em seu artigo 225º: “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida [...]”. No entanto, a formulação de políticas públicas que visem a melhoria da qualidade ambiental e a preservação dos ecossistemas tem sido um grande desafio, embora o país disponha de um dos melhores aparatos legais em termos de gestão ambiental.

No período recente, a intensificação dos eventos climáticos globais e dos efeitos da degradação em escala local e regional têm elevado o grau de pressão não apenas pela regulamentação do aparato legal já existente, mas também pela execução de uma política de gestão ambiental em todos os setores da economia. Neste contexto, o uso de esquemas de pagamentos por serviços ambientais (PSAs) tem chamado a atenção da sociedade e dos gestores públicos como um instrumento que possa contribuir para a melhoria da qualidade ambiental em várias regiões do país. Assim, os capítulos que compõem essa terceira seção têm por objetivo apresentar e discutir a elaboração de políticas públicas a respeito da instituição de esquemas de pagamentos por serviços ambientais (PSAs) e para a gestão de serviços ambientais no Brasil. Essa seção é composta por dois capítulos.

Capítulo 31: apresenta a discussão da Lei nº 12.651/2012 que contempla o tratamento normativo ao do pagamento por serviços ambientais (PSAs) no Brasil;

Capítulo 32: investiga a necessidade de se estruturar as mudanças institucionais e os novos instrumentos econômicos que possam orientar a formulação e execução de políticas públicas que tratem da gestão dos serviços ambientais.

A previsão normativa para o pagamento por serviços ambientais no código florestal brasileiro

Sergio Ahrens, Caroline Ahrens

Resumo: neste capítulo documenta-se uma análise introdutória acerca do tratamento propiciado ao pagamento por serviços ambientais (PSAs) no Código Florestal brasileiro, reformado com a edição da Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012). Em seu art. 41, aquela Lei estabelece que o poder público federal poderá instituir um programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente, prevendo-se, no inciso I, a possibilidade de se promover PSAs como retribuição às atividades de conservação e melhoria de ecossistemas nos casos nominados: sistemas produtivos agrícolas. Todavia, são contemplados no inciso II, do mesmo artigo, que trata da obtenção de crédito agrícola, com taxas de juros menores, e da contratação de seguro agrícola em condições mais favoráveis que as praticadas no mercado. De outro lado, por se tratar de norma programática, e para que tenha efetividade, o art. 41 ainda requer regulamentação, o que se recomenda.

Palavras-chave: Lei nº 12.651/2012, PSA.

The normative provision concerning payment for environmental services in the brazilian forest code

Abstract: An introductory analysis is reported on the provision given to payment for environmental services in the Brazilian Forest Code, as enacted with the publication of Law No. 12.651/2012 (BRASIL, 2012). Article 41 of that Act has determined that the federal government is authorized to secure a program in order to provide support and incentives to environmental conservation: payment for environmental services provided through the conservation and improvement of ecosystems is also anticipated. Agricultural systems are also considered, but only in respect to loans with lower interest rates and insurance contracts with more beneficial conditions than those practiced in the market. On the other hand, in order to be effective, and given its programmatic nature, that provision still demands additional ruling, which is strongly recommended.

Keywords: Law No. 12.651/2012.

1. Introdução: antecedentes e a natureza do problema

Ecossistemas produzem serviços essenciais e de inestimável valor para a existência humana e, especialmente por esse motivo, deve-se promover a sua conservação. No Brasil, todavia, a obrigatoriedade de que seja conservada a vegetação que deve existir em determinados espaços legalmente protegidos, na propriedade privada, tem

sido objeto de intenso conflito entre as diferentes partes interessadas na matéria. Nesse sentido, formadores de opinião argumentam que proprietários e possuidores rurais são injustamente onerados pois devem conservar a vegetação natural nas áreas de preservação permanente (APPs), na reserva legal (RL) e nas áreas de uso restrito

(AUR), sem que por isso recebam qualquer compensação monetária¹. Tais limitações constituiriam um impedimento à plena utilização de todo o potencial produtivo de imóveis rurais. De outro lado, a doutrina sobre a matéria consagra que essas condicionantes de uso são limitações administrativas e, por esse motivo, gratuitas, compondo o que se denomina o cumprimento da função social da propriedade². Nesse cenário de percepções antagônicas, programas que contemplam o pagamento por serviços ambientais (PSAs) têm sido reconhecidos como uma alternativa factível para superar o mencionado conflito de uma forma construtiva e eficiente³. Registre-se, no entanto, que se um programa de PSAs fizer uso de recursos públicos certamente haverá que se ter a necessária previsão legal. Nesse sentido, segundo se noticia, sete estados (LAVRATTI, 2014) e 418 municípios (IBGE, 2013) disporiam de algum programa de PSAs no âmbito de seus respectivos territórios. Em nível federal, à exceção das Leis nº 12.114/2009 (BRASIL, 2009) e nº 12.512/2011 (BRASIL, 2011) que tratam, respectivamente, do Fundo Nacional sobre Mudanças do Clima (Fundo Clima) e do Programa de Apoio à Conservação Ambiental Bolsa Verde (e que contemplam a elegibilidade de beneficiários especificados), apenas a Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) considera PSAs de forma ampla e abrangente em nível de todo o território nacional (ver anexo).

Em função do exposto, estas breves notas introdutórias examinam a forma como PSAs encontram-se contemplados na Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) assim como a urgente necessidade de regulamentação da matéria. Inicialmente, todavia, uma análise da origem e do significado das expressões “serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais”, como apresentado na sequência, faz-se oportuna e necessária para possibilitar o seu melhor entendimento e sua aplicação no âmbito do processo legislativo pertinente.

2. Serviços ecossistêmicos e serviços ambientais

As expressões serviços ecossistêmicos e serviços ambientais têm sido frequentemente utilizadas como se

porventura fossem sinônimos muito embora entre as mesmas existam substanciais diferenças. Conforme indicado por Eloy et al. (2013, p. 21), o conceito de serviços ecossistêmicos começou a ser utilizado na década de 1980 por cientistas norte-americanos como argumento em favor da conservação da biodiversidade. Tais preocupações contribuíram para que, entre 2001 e 2005, no âmbito da Organização das Nações Unidas (ONU), fosse realizada a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003, 2005) estabelecendo-se o que se denominou “Objetivos do Milênio”. Naquele documento adotou-se um conceito amplo de ecossistema e que considerou prioritariamente ecossistemas naturais, terrestres e aquáticos, assim como, também, muito embora de forma secundária, os chamados sistemas manejados, incluindo-se os agroecossistemas.

De outro lado, um ano após a realização da Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, em 2012 (evento popularizado como Rio+20), surgiram as primeiras propostas, ainda em nível de consulta pública, para se organizar o que se denomina Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS): estes últimos, por sua vez, deverão substituir os Objetivos do Milênio após 2015 (UNITED NATIONS SUSTAINABLE DEVELOPMENT SOLUTIONS NETWORK, 2014)⁴. Dentre os dez objetivos propostos para ampla discussão destaca-se, para esta análise, o de número nove: “assegurar os serviços ecossistêmicos e a biodiversidade e o bom manejo de águas, oceanos, florestas e recursos naturais”. Ainda naquele documento, “o aprimoramento de sistemas agrícolas e o aumento da prosperidade rural” são tratados separadamente no objetivo seis.

Conforme exposto por Wunder et al. (2008, p. 20), o termo “serviço ambiental” é o mais comumente empregado na literatura sobre o tema, tanto na língua portuguesa como também na espanhola, assim como em arenas de debate político sobre o tema, na América Latina. Anteriormente, Chomitz et al. (1999) adotaram a percepção de que serviço ambiental constitui uma atividade humana que contribui para manter ou aumentar a provisão de benefícios obtidos

¹ A Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) define áreas de uso restrito como aquelas constituídas pelo pantanal e planícies pantaneiras e pelos terrenos com declividade entre 25° e 45° (estes últimos, em qualquer parte do território nacional), conforme determinado nos arts. 10 e 11, respectivamente.

² Para Meirelles (1999, p. 567-573) uma limitação administrativa é toda imposição geral, gratuita, unilateral e de ordem pública condicionadora do exercício de direitos ou de atividades particulares às exigências do bem-estar social. As limitações administrativas são preceitos de ordem pública, derivam do poder de polícia inerente e indissociável da administração e se exteriorizam em imposições unilaterais e imperativas, sob a tríplice modalidade positiva (fazer), negativa (não fazer) ou permissiva (deixar fazer).

³ Segundo Nusdeo (2012, p. 165-166), PSAs podem ser compreendidos como uma iniciativa para valorização e integração da preservação de ecossistemas na esfera econômica.

⁴ Uma versão preliminar do relatório, disponibilizada em 14/02/2014, ainda em nível de consulta pública, pode ser examinada em United Nations Sustainable Development Solutions Network (2014).

do meio ambiente. Na mesma linha de raciocínio, Tôsto et al. (2012) informam que a principal diferença entre serviços ambientais e serviços ecossistêmicos é que no primeiro caso, os benefícios gerados estão associados a ações de manejo nos ecossistemas naturais; já os serviços ecossistêmicos refletem apenas os benefícios diretos e indiretos providos pelo funcionamento dos ecossistemas, sem a interferência humana. Em suma, o conceito de serviços ambientais tem como fundamento e justificativa a manutenção dos serviços ecossistêmicos.

De acordo com os autores que distinguem serviços ecossistêmicos e serviços ambientais, para que ecossistemas possam continuar produzindo serviços (ecossistêmicos) é requerida a ação humana por meio da realização de serviços ambientais tais como, por exemplo, a preservação, a conservação e a recomposição (de ecossistemas), cuja compensação financeira busca-se efetivar por meio de PSAs. Assim, o que se objetiva remunerar com PSAs é a ação humana que possibilita a continuidade da produção de determinado(s) serviço(s) ecossistêmico(s)⁵. Tal percepção foi acertadamente recepcionada pelo legislador brasileiro na Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), examinada na sequência no que seja pertinente a esta análise, assim como nos Projetos de Lei (PLs) que também tratam da matéria e que tramitam nas duas casas do legislativo federal. Tanto a mencionada Lei como os PLs utilizam a expressão serviços ambientais.

3. A Lei nº 12.651/2012 e os serviços ambientais

O Código Florestal brasileiro vigente foi instituído com a publicação da Lei nº 12.651, em 28-05-2012. Apesar de que diversos dispositivos da Lei 4.771/1965 (BRASIL, 1965), revogada, tenham sido mantidos na nova lei, como, por exemplo, as APPs, a RL e os Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), novas figuras jurídicas foram criadas pelo legislador, mencionando-se, de forma exemplificativa, a Área Rural Consolidada (ARC), o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e o Programa de Recuperação Ambiental (PRA). Incluiu-se, também, no texto da nova lei, dispositivos que objetivam constituir o que se denominou Programa de Apoio

e Incentivo à Conservação do Meio Ambiente (PAICMA) e que integram o seu art. 41, segundo os seguintes termos⁶:

*Art. 41. É o Poder Executivo federal autorizado a instituir, sem prejuízo do cumprimento da legislação ambiental, programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente, bem como para adoção de tecnologias e boas práticas que conciliem a produtividade agropecuária e florestal, com redução dos impactos ambientais, como forma de promoção do desenvolvimento ecologicamente sustentável, observados sempre os critérios de progressividade, abrangendo as seguintes categorias e linhas de ação: (Redação dada pela Lei nº 12.727, de 2012)*⁷.

I - pagamento ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais, tais como, isolada ou cumulativamente:

a) o sequestro, a conservação, a manutenção e o aumento do estoque e a diminuição do fluxo de carbono;

b) a conservação da beleza cênica natural;

c) a conservação da biodiversidade;

d) a conservação das águas e dos serviços hídricos;

e) a regulação do clima;

f) a valorização cultural e do conhecimento tradicional ecossistêmico;

g) a conservação e o melhoramento do solo;

h) a manutenção de Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito;

...

II - compensação pelas medidas de conservação ambiental necessárias para o cumprimento dos objetivos desta Lei, utilizando-se dos seguintes instrumentos, dentre outros:

a) obtenção de crédito agrícola, em todas as suas modalidades, com taxas de juros menores, bem como limites e prazos maiores que os praticados no mercado;

b) contratação do seguro agrícola em condições melhores que as praticadas no mercado;

...

III - incentivos para comercialização, inovação e aceleração das ações de recuperação, conservação e uso

⁵ Tendo em vista as imensas dificuldades que existem para a correta valoração de serviços ecossistêmicos, o valor de um determinado serviço ambiental tem sido muitas vezes quantificado pelo seu respectivo custo de oportunidade.

⁶ Apenas excertos do conteúdo do art. 41 são aqui apresentados, no que sejam relevantes para esta análise. Ao leitor interessado recomenda-se o exame do texto integral do referido artigo, apresentado no Anexo.

⁷ O Princípio da Progressividade é amplamente consagrado no âmbito do Direito Tributário e possibilita o aumento da carga tributária, pela majoração da alíquota, na medida em que se verifique o aumento da base de cálculo. O referido princípio aplica-se, por exemplo, ao imposto de renda (IR), ao Imposto sobre a propriedade territorial rural (ITR) e ao Imposto sobre a propriedade de veículos automotores (IPVA). No caso de um programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente considera-se ser plausível o entendimento de que a chamada progressividade deva ser inversa, na medida em que quanto menor a área de um imóvel rural maior seja a necessidade de apoio e incentivo às ações de conservação do meio ambiente (posto que, presume-se, maior seja a vulnerabilidade socioeconómica do titular do domínio).

sustentável das florestas e demais formas de vegetação nativa, tais como:

...

IV - O pagamento ou incentivo a serviços ambientais a que se refere o inciso I deste artigo serão prioritariamente destinados aos agricultores familiares como definidos no inciso V do art. 3º desta Lei. (Incluído pela Lei nº 12.727, de 2012).

O enunciado do art. 41, *caput*, não é diretamente autoaplicável pois apenas informa que o Poder Executivo federal encontra-se autorizado a instituir um “programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente” mas não estabelece um prazo para tal providência nem informa sobre a fonte dos recursos necessários para viabilizar tal programa. Trata-se, portanto, de norma programática. Por esse motivo, depreende-se que o mencionado conteúdo normativo ainda requer regulamentação para que somente assim fosse possível promover a sua efetividade.

As hipóteses elegíveis para recebimento de PSAs são aquelas explicitamente nominadas no art. 41, I, que trata de melhoria e conservação de ecossistemas. De outro lado, sistemas produtivos agrícolas, ou agroecossistemas, são contemplados no inciso II que trata da obtenção de crédito agrícola a juros e prazos diferenciados.

Outro dispositivo do art. 41 a ser ponderado é aquele estabelecido pelo §7º no qual o legislador determina que a destinação de PSAs deve priorizar agricultores familiares tal qual definidos no inciso V do art. 3º, segundo os seguintes termos:

Art. 3º Para os efeitos desta Lei, entende-se por:

...

V - pequena propriedade ou posse rural familiar: aquela explorada mediante o trabalho pessoal do agricultor familiar e empreendedor familiar rural, incluindo os assentamentos e projetos de reforma agrária, e que atenda ao disposto no art. 3º da Lei nº 11.326, de 24 de julho de 2006;

...

Registre-se, todavia, que o aludido dispositivo (art. 3º, V) não define o que seja(m) agricultor(es) familiar(es) mas sim o que se deve entender por propriedade rural familiar. Ou seja: o dispositivo em questão trata do objeto do domínio mas não diz respeito propriamente à sua titularidade. Argumenta-se, assim, que a redação do mencionado dispositivo permite uma interpretação dúbia, o que deve ser lamentado.

Associado ao disposto no art. 3º, V, deve-se considerar, também, na regulamentação da matéria, o que rege o art. 58, da mesma lei, que assim determina:

...

Art. 58. Assegurado o controle e a fiscalização dos órgãos ambientais competentes dos respectivos planos ou projetos, assim como as obrigações do detentor do imóvel, o poder público poderá instituir programa de apoio técnico e incentivos financeiros, podendo incluir medidas indutoras e linhas de financiamento para atender, prioritariamente, os imóveis a que se refere o inciso V do caput do art. 3º, nas iniciativas de: (Redação dada pela Lei nº 12.727, de 2012).

I - preservação voluntária de vegetação nativa acima dos limites estabelecidos no art. 12;

II - proteção de espécies da flora nativa ameaçadas de extinção;

III - implantação de sistemas agroflorestal e agrossilvopastoril;

IV - recuperação ambiental de Áreas de Preservação Permanente e de Reserva Legal;

V - recuperação de áreas degradadas;

VI - promoção de assistência técnica para regularização ambiental e recuperação de áreas degradadas;

VII - produção de mudas e sementes;

VIII - pagamento por serviços ambientais.

O art. 58 informa que o poder público “poderá” instituir programa de apoio técnico e incentivos financeiros, com atendimento prioritário aos imóveis rurais a que se refere o art. 3º, V, nas iniciativas especificadas. Registre-se, adicionalmente, que o inciso VIII, do art. 58, remete, de forma direta e explícita, às iniciativas de PSAs. Todavia, na medida em que o *caput* do aludido dispositivo utiliza o vocábulo condicional “poderá” depreende-se que, também nesse caso, será necessário promover a sua regulamentação, para que somente assim seja possível dar-lhe efetividade. Tal como previsto na redação atual daquele dispositivo, dispõe-se apenas de uma possibilidade ou expectativa.

4. A necessidade de regulamentação da matéria

É importante registrar que, na reforma do Código Florestal, o legislador incorporou a percepção contemporânea de que a conservação de ecossistemas será promovida de forma mais efetiva na medida em que o proprietário pudesse receber um estímulo monetário para tal. Nesse sentido, PSAs constituem um importante complemento às políticas de comando e

controle que tem historicamente prevalecido na gestão do patrimônio florístico brasileiro. Nas palavras de Altmann (2010, p. 9), "PSAs representam promissor mecanismo de incentivo positivo para superar os complexos problemas ambientais no país." Ainda segundo aquele autor, PSAs são um importante instrumento para a função promocional do Direito.

Como exposto anteriormente, na Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) atividades relativas à manutenção de APPs e RL são elegíveis para recebimento de PSA. Registre-se, no entanto, que antes da vigência da mencionada Lei a conservação da vegetação que integrasse tais espaços protegidos constituía uma limitação administrativa e, por esse motivo, gratuita, sem que ensejasse a possibilidade de qualquer espécie de compensação monetária. De outro lado, os dispositivos que tratam na matéria não contemplam a possibilidade de que fosse possível fazer uso de PSAs para remunerar sistemas produtivos ou agroecossistemas, na medida em que atividades não foram explicitamente contempladas. Ademais, sistemas produtivos são estabelecidos para produzir algo e que tem valor de mercado e, por esse motivo, presume-se, geram renda. Em contrapartida, a conservação da vegetação nos mencionados espaços protegidos muitas vezes constitui um ônus ao proprietário ou possuidor: nesses casos, a ausência de renda é o que justifica e fundamenta a elegibilidade para recebimento de PSAs.

O anunciado retorno do Projeto de Lei (PL) 792/2007 (BRASIL, 2013) aos trabalhos e debates na Câmara dos Deputados permite antecipar perspectivas muito positivas para a evolução da matéria no plano legislativo. Todavia, apesar do otimismo, certamente haverá que se elaborar um substitutivo que incorpore novas percepções sobre o tema em face da vigência da Lei nº 12.651/2012.

Registre-se que diversos outros PLs foram apensados ao PL 792/2007, posto que propostos posteriormente àquele, muito embora tratem da mesma matéria. Particularmente relevante é o PL 5487/2009 (BRASIL, 2014), de iniciativa do poder executivo, que define conceitos, objetivos e diretrizes de uma Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais, além de propor a criação de uma Comissão Nacional de Política de PSAs, de um Programa Federal de PSAs e do Fundo Federal de PSAs. Adicionalmente, o referido PL encontra-se em conformidade com as percepções conceituais consagradas pois considera as seguintes categorias básicas de serviços ambientais: a) serviços de aprovisionamento; b) serviços de suporte e regulação, e c) serviços culturais.

A sociedade brasileira demanda uma política pública federal consistente sobre o pagamento por serviços ambientais e assim também um marco normativo acerca da matéria. Após transcorridos dois anos de vigência do Código Florestal configura-se urgente a necessidade de dar eficácia aos dispositivos que tratam de PSAs naquele diploma legal por meio de sua regulamentação, o que se recomenda.

Referências

ALTMANN, A. Pagamento por serviços ambientais: aspectos jurídicos para sua aplicação no Brasil. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL, 14., 2010, São Paulo. **Florestas, mudanças climáticas e serviços ecológicos.** [São Paulo]: Instituto O Direito por um Planeta Verde, [2010]. v. 1, p. 3-16.

BRASIL. Câmara dos Deputados. Comissão quer acelerar discussão de pagamento por serviços ambientais. **Meio Ambiente**, Brasília, DF, 2 abr. 2013. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/camaranoticias/noticias/MEIO-AMBIENTE/439010-COMISSAO-QUER-ACELERAR-DISCUSSAO-DE-PAGAMENTO-POR-SERVICOS-AMBIENTAIS.html>>. Acesso em: 03 abril, 2014.

BRASIL. Câmara dos Deputados. Projeto de lei. Institui a Política Nacional dos Serviços Ambientais, o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, estabelece formas de controle e financiamento desse Programa, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=667325&filena-me=PL+5487/2009>; <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=439941>>; <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=348783>>. Acesso em: 15 abril, 2014.

BRASIL. Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Novo Código (com alterações introduzidas pela Lei n. 7.803, de 18 de julho de 1989 que altera a redação da Lei n. 4.771 de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis n.s 6.535, de 15 de junho de 1978 e 7.511, de 7 de julho de 1986). **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 16 set. 1965. Retificado em 28 set. 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm>. Acesso em: 9 dez. 2013.

BRASIL. Lei n. 12.114, de 9 de dezembro de 2009. Cria o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima, altera os arts. 6º e 50 da Lei no 9.478, de 6 de agosto de 1997, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 236, 10 dez. 2009. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L12114.htm>. Acesso em: 03 abril, 2014. Publicada originalmente em 10 dez. 2009 e retificada em 11 dez. 2009.

BRASIL. Lei nº 12.512, de 14 de outubro de 2011. Institui o Programa de Apoio à Conservação Ambiental e o Programa de Fomento às Atividades Produtivas Rurais; altera as Leis nºs 10.696, de 2 de julho de 2003, 10.836, de 9 de janeiro de 2004, e 11.326, de 24 de julho de 2006. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 199, 17 out. 2011. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2011/Lei/L12512.htm>. Acesso em: 03 abril, 2014.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 102, 28 maio, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651compilado.htm>. Acesso em: 3 abr. 2014.

CHOMITZ, K. M.; BRENES, E.; CONSTANTINO, L. Financing environmental services: the Costa Rican experience and its implications. **The Science of the Total Environment**, v. 240, p. 157-169, 1999.

ELOY, L.; COULDEL, E.; TONI, F. Implementando pagamento por serviços ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica. **Sustentabilidade em Debate**, v. 4, n. 1, p. 21-42, 2013.

IBGE diz que 418 cidades do país pagam por serviços ambientais: dados são da Pesquisa de Informações Municipais (Munic) de 2012: pagamento é retribuição à atividade humana que preserve ecossistemas. **G1: Natureza**, 3 jul. 2013. Disponível em: <<http://g1.globo.com/natureza/noticia/2013/07/ibge-diz-que-418-cidades-do-pais-pagam-por-servicos-ambientais.html>>. Acesso em: 13 jun. 2014.

LAVRATTI, P. (Org.). **Sistemas estaduais de pagamento por serviços ambientais**: diagnóstico, lições aprendidas e desafios para a futura legislação: relatório final. São Paulo: Instituto O Direito por um Planeta Verde, 2014. 155 p. Disponível em: <http://www.planetaverde.org/arquivos/biblioteca/arquivo_20140425110842_667.pdf>. Acesso em: 28 abr. 2014.

MEIRELES, E. L. **Direito administrativo brasileiro**. 24 ed. São Paulo: Malheiros, 1999. 749 p.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**: a framework for assessment: a report of the millennium ecosystem assessment. Washington, DC: Island Press, 2003. Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.299.aspx.pdf>>. Acesso em: 9 dez. 2013.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**: biodiversity synthesis: a report of the millennium ecosystem assessment. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>>. Acesso em: 9 dez. 2013.

NUSDEO, A. M. de O. **Pagamento por serviços ambientais**: sustentabilidade e disciplina jurídica. São Paulo: Atlas, 2012. 179 p.

TÔSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; MANGABEIRA, J. A de C. Serviços ecossistêmicos e serviços ambientais: conceitos e importância. **EcoDebate**: Cidadania & Meio Ambiente, 13 dez. 2012. Disponível em: <<http://www.ecodebate.com.br/2012/12/13/servicos-ecossistemicos-e-servicos-ambientais-conceitos-e-importancia-artigo-de-sergio-gomes-tosto-lauro-charlet-pereira-e-joao-alfredo-de-c-mangabeira/>>. Acesso em: 14 fev. 2014.

UNITED NATIONS SUSTAINABLE DEVELOPMENT SOLUTIONS NETWORK. Disponível em: <<http://unsdsn.org/wp-content/uploads/2014/02/140214-SDSN -indicator-report-DRAFT-for-consultation3.pdf>>. Acesso em: 28 abr. 2014.

WUNDER, S.; BÖRNER, J.; TITO, M. R.; PEREIRA, L. (Org.). **Pagamento por serviços ambientais para a Amazônia legal**. Brasília, DF: MMA, 2008. 131 p. (Série Estudos, 10). Disponível em: <<http://revistapesquisa.fapesp.br/2014/08/28/quanto-custa-preservar-mata-atlantica/>>. Acesso em: 28 abr. 2014.

ANEXO: transcrição integral da redação do art. 41 da Lei nº 12.651/2012

Art. 41. É o Poder Executivo federal autorizado a instituir, sem prejuízo do cumprimento da legislação ambiental, programa de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente, bem como para adoção de tecnologias e boas práticas que conciliem a produtividade agropecuária e florestal, com redução dos impactos ambientais, como forma de promoção do desenvolvimento ecologicamente sustentável, observados sempre os critérios de progressividade, abrangendo as seguintes categorias e linhas de ação: (Redação dada pela Lei nº 12.727, de 2012).

I - pagamento ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais, tais como, isolada ou cumulativamente:

- a) o sequestro, a conservação, a manutenção e o aumento do estoque e a diminuição do fluxo de carbono;*
- b) a conservação da beleza cênica natural;*
- c) a conservação da biodiversidade;*
- d) a conservação das águas e dos serviços hídricos;*
- e) a regulação do clima;*
- f) a valorização cultural e do conhecimento tradicional ecossistêmico;*
- g) a conservação e o melhoramento do solo;*
- h) a manutenção de Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito;*

II - compensação pelas medidas de conservação ambiental necessárias para o cumprimento dos objetivos desta Lei, utilizando-se dos seguintes instrumentos, dentre outros:

- a) obtenção de crédito agrícola, em todas as suas modalidades, com taxas de juros menores, bem como limites e prazos maiores que os praticados no mercado;*
- b) contratação do seguro agrícola em condições melhores que as praticadas no mercado;*
- c) dedução das Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito da base de cálculo do Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, gerando créditos tributários;*
- d) destinação de parte dos recursos arrecadados com a cobrança pelo uso da água, na forma da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, para a manutenção, recuperação ou recomposição das Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito na bacia de geração da receita;*
- e) linhas de financiamento para atender iniciativas de preservação voluntária de vegetação nativa, proteção de*

espécies da flora nativa ameaçadas de extinção, manejo florestal e agroflorestal sustentável realizados na propriedade ou posse rural, ou recuperação de áreas degradadas;

f) isenção de impostos para os principais insumos e equipamentos, tais como: fios de arame, postes de madeira tratada, bombas d'água, trado de perfuração de solo, dentre outros utilizados para os processos de recuperação e manutenção das Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito;

III - incentivos para comercialização, inovação e aceleração das ações de recuperação, conservação e uso sustentável das florestas e demais formas de vegetação nativa, tais como:

- a) participação preferencial nos programas de apoio à comercialização da produção agrícola;*
- b) destinação de recursos para a pesquisa científica e tecnológica e a extensão rural relacionadas à melhoria da qualidade ambiental.*

§1º Para financiar as atividades necessárias à regularização ambiental das propriedades rurais, o programa poderá prever:

I - destinação de recursos para a pesquisa científica e tecnológica e a extensão rural relacionadas à melhoria da qualidade ambiental;

II - dedução da base de cálculo do imposto de renda do proprietário ou possuidor de imóvel rural, pessoa física ou jurídica, de parte dos gastos efetuados com a recomposição das Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito cujo desmatamento seja anterior a 22 de julho de 2008;

III - utilização de fundos públicos para concessão de créditos reembolsáveis e não reembolsáveis destinados à compensação, recuperação ou recomposição das Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito cujo desmatamento seja anterior a 22 de julho de 2008.

§2º O programa previsto no caput poderá, ainda, estabelecer diferenciação tributária para empresas que industrializem ou comercializem produtos originários de propriedades ou posses rurais que cumpram os padrões e limites estabelecidos nos arts. 4º, 6º, 11 e 12 desta Lei, ou que estejam em processo de cumpri-los.

§3º Os proprietários ou possuidores de imóveis rurais inscritos no CAR, inadimplentes em relação ao cumprimento do termo de compromisso ou PRA ou que estejam sujeitos a sanções por infrações ao disposto nesta Lei, exceto aquelas suspensas em virtude do disposto no Capítulo XIII, não são elegíveis para os incentivos previstos nas alíneas a e do inciso II do caput deste artigo até que as referidas sanções sejam extintas.

§4º As atividades de manutenção das Áreas de Preservação Permanente, de Reserva Legal e de uso restrito são elegíveis para quaisquer pagamentos ou incentivos por serviços ambientais, configurando *adicionalidade para fins de mercados nacionais e internacionais de reduções de emissões certificadas de gases de efeito estufa.*

§5º O programa relativo a serviços ambientais previsto no inciso I do caput deste artigo deverá integrar os sistemas em âmbito nacional e estadual, objetivando a criação de um mercado de serviços ambientais.

§6º Os proprietários localizados nas zonas de amortecimento de Unidades de Conservação de Proteção Integral são elegíveis para receber apoio técnico-financeiro da compensação prevista no art. 36 da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, com a finalidade de recuperação e manutenção de áreas prioritárias para a gestão da unidade.

§7º O pagamento ou incentivo a serviços ambientais a que se refere o inciso I deste artigo serão prioritariamente destinados aos agricultores familiares como definidos no inciso V do art. 3º desta Lei. (Incluído pela Lei nº 12.727, de 2012).

Base teórica e pontos fundamentais para a concepção de políticas públicas de serviços ambientais

Luciano Mansor de Mattos

Resumo: Política pública significa um conjunto de formulações conceituais, de objetivos orientados para a solução de problemas e de diretrizes que orientam condutas. A definição dos objetos que baseiam a concepção, execução e análise de políticas públicas envolvem complexidade política e econômica. Enquanto nos países desenvolvidos os estudos e a operacionalização de políticas públicas não se limitam como ação de governos nacionais, mas como questão estratégica de Estado, com modificações menos abruptas entre mandatos governamentais, no contexto latino-americano a diferenciação Governo-Estado é menos nítida, pois nossa formação recente como nação resulta em frágil institucionalidade. Mas o avanço do processo democrático tende a evidenciar as diferenças entre Governo e Estado. As políticas públicas se diferenciam entre “distributivas”, com novos critérios na distribuição orçamentária, “redistributivas”, que determinam novos tributos, “reguladoras”, que orientam condutas, e “constitucionais”, que estabelecem procedimentos para decisões públicas e relações entre instâncias do Estado. A inserção do meio ambiente como variável do desenvolvimento econômico é complexa, pois redireciona interesses e redonda em menos visibilidade política devido à percepção social de curto prazo quanto à sua importância estratégica. A partir da base em economia ecológica, há de se estruturar mudanças institucionais e novos instrumentos econômicos. O presente capítulo tem como objetivo apresentar base teórica e problematizar a relação entre políticas públicas, economia e meio ambiente, assim como, a partir da base teórica trazida, recomendar e discutir cinco pontos fundamentais para a concepção de políticas públicas de serviços ambientais.

Palavras-chave: economia ambiental, economia ecológica, políticas públicas, serviços ambientais, serviços ambientais.

Theoretical basis and key points for conception of public policies for environmental services

Abstract: Policy means a set of conceptual formulations, oriented to the solution of problems and lines that guide conduct goals. Definition of design, implementation and analysis of policies involves political and economic complexity. In developed countries, studies and implementation of policies do not mean national governments actions, but strategic matter of state, with fewer abrupt changes among government mandates. On the other hand, in the Latin American context, the differentiation state-government is less clear, because recent nation formation results in fragile institutions. But the advance of democratic process tends to highlight the differences between state-government. Policies differentiate in “distributive”, with new criteria in budgetary allocation, “redistributive”, that determines new taxes, “regulators”, which guides behaviors, and “constitutional”, to establish procedures for public decisions and relationships among instances of State. The insertion of environment as variable of economic development is complex because redirects interests and results in less political visibility due short-term social awareness in strategic importance. In turn, ecological economics proposes to structured institutional changes and

new economic instruments. This chapter aims present theoretical basis and problematize the relationship between public policy, economics and environment, as well as from this theoretical base recommend and discuss five key points for conception of public policies for environmental services.

Keywords: ecological economics, ecosystem services, environmental economics, environmental services, policy.

1. Introdução: base teórica em políticas públicas e suas relações com as questões ambientais

Precisar quais são os elementos constitutivos de pesquisa e gestão de políticas públicas representa definir metodologias e desencadear processos de tomadas de decisão com alta complexidade. As dificuldades tornam-se evidentes ao se considerar que os próprios pioneiros no estudo de políticas públicas provêm indicações distintas, ora identificando uma política como um programa projetado com valores, fins e práticas, ora apontado que o *policy making* é um processo de aproximações sucessivas ao seu objeto, onde que é desejado é continuamente reconsiderado. A ênfase no orgânico e programado controle da intervenção pública, implícita na primeira definição, se atenua na segunda, que ao revés, conduz a aspectos como o ajustamento ininterrupto aos fins e à negociação (LINDBLOM, 1995, 1968; REGONINI, 1989).

Os estudos baseados na formulação e execução de políticas públicas têm diversas origens. Da academia norte-americana deriva grande parte dos pioneiros no assunto, entretanto, com foco nos aspectos particulares daquele país. Posteriormente, nos anos 1970, países europeus, sobretudo Inglaterra, Alemanha e Suécia, e Itália mais tarde, estruturaram as cadeiras de análise de políticas públicas (HOGWOOD; GUNN, 1984; REGONINI, 1989).

Para Von Beyme (1986) e Bauer e Gergen (1968), o atraso no estudo de políticas públicas nos países latinos não se deve, obviamente, às dificuldades léxicas, no entanto, é notório que em nosso vocabulário exista somente um único termo, isto é, “política”, para identificar *politics* (atividades de ampliação de consenso e poder por parte de grupos sociais, classes profissionais, partidos políticos e afins) e *policy* (intervenções públicas em um setor particular, como educação, saúde, economia, agricultura, dentre outros). De modo resumido, *politics* representa a negociação e a prática política, ao passo que a *policy* remete-se à intervenção governamental via políticas públicas.

No contexto europeu, face às suas tradições políticas, há diferenciação mais nítida entre Governo e Estado, pois a execução de políticas públicas estratégicas não se traduz somente como uma ação de governos nacionais, mas como uma questão de Estado, com modificações menos abruptas executadas entre mandatos governamentais. É relevante deixar claro que a coexistência de linhas de pensamento distintas é um dos fundamentos da democracia, assim como mudanças estratégicas podem e devem se basear pela linha democraticamente eleita. Porém, com ou sem alternância de linhas de pensamento no poder, a diferenciação entre Governo e Estado, no contexto latino-americano, é menos nítida, e decorre da frágil institucionalidade de nossos Estados, com formação recente. Mas o avanço do processo democrático e dos acordos sócio-políticos nos países latino-americanos tendem, a cada dia, a evidenciar as diferenças entre Governo e Estado, a conflitar com interesse de grupos sociais secularmente assentados no poder e a fortalecer as políticas públicas. Para promover tal diferenciação, é fundamental que o Estado crie uma burocracia meritocrática que conduza as políticas públicas conforme os acordos sócio-políticos pré-estabelecidos, definindo aos Governos eleitos os limites que podem transitar dentro dos mesmos acordos. Nos Estados latino-americanos, este processo institucional já ocorre em países como Costa Rica, Uruguai e Chile, com avanços no caso brasileiro (MATTOZ; HERCOWITZ, 2011; VAN DYKE, 1968).

Basicamente, há quatro tipologias de políticas públicas: “distributivas”, “redistributivas”, “reguladoras” e “constitucionais”, conforme a Tabela 1. É importante também diferenciar leis (que são nacionais) de acordos internacionais, tais como de proteção da camada de ozônio e de regulação climática. Neste caso, os países signatários dos acordos internacionais devem ratificar as exigências ambientais nos seus parlamentos e promover o cumprimento por meio de políticas públicas (LOWI, 1970, 1972, 1995; MATTOZ et al., 2011; REGONINI, 1989).

Tabela 1. Tipologias de políticas públicas.

| Tipologias de políticas públicas | Grupos sociais beneficiados | Origem da receita | Exemplos convencionais | Exemplos ambientais |
|----------------------------------|---|---|---|---|
| Políticas distributivas | Grupos sociais, setoriais ou regionais específicos. | Novos critérios na distribuição do orçamento já arrecadado. | Programas de transferência de renda; subsídios agrícolas. | Bolsa Verde; ICMS Ecológico. |
| Políticas redistributivas | Grandes faixas sociais. | Custos sensíveis repartidos entre grupos sociais mais restritos, baseadas em novas taxações de renda e riqueza. | Novas alíquotas de imposto de renda; reforma da previdência social; reforma tributária; desapropriações e indenizações fundiárias para efeito de reforma agrária. | Imposto adicional sobre combustíveis; desapropriações públicas de propriedades rurais e plantas industriais por não cumprimento de exigências ambientais. |
| Políticas reguladoras | Condicionam comportamentos ao impor respeito às leis, códigos e normas. | Sem demanda orçamentária. | Lei de Defesa do Consumidor; Código Nacional de Trânsito; normas que limitam fusões de monopólios a fim de não comprometer a economia do país. | Lei de Crimes Ambientais. |
| Políticas constitucionais | Estabelecem procedimentos transversais às demais tipologias. | Sem demanda orçamentária. | Não se aplica. | Não se aplica. |

O processo de construção de uma pauta ambiental que efetivamente se insira no desenvolvimento nacional é complexo, pois exige políticas públicas integradas de perfil distributivo, redistributivo e regulador. Seria um grande chavão mencionar que a questão ambiental é complexa somente por essa particularidade, pois questões sociais e econômicas também trazem consigo essa complexidade. A grande diferença que se põe em curso é que a problemática ambiental é mais abstrata e menos perceptível pela sociedade, em curto prazo, do que os problemas sociais, econômicos e políticos (a não ser que ocorra um grande impacto ambiental, como o desastre nuclear da região japonesa de Fukushima). Assim, a inserção da questão ambiental nos processos de desenvolvimento torna-se menos interessante politicamente.

Segundo Sarmento (2007), na visão heterodoxa de economia (que é indissociável de políticas públicas), a intervenção do Governo na política econômica e na provisão de serviços sociais são fundamentais para estimular o crescimento econômico e o bem-estar social do Estado nacional. Já na visão neoclássica, a economia deve se basear no livre mercado, numa suposição utópica de que a intervenção do Estado desestabiliza a vida econômica da nação e a não intervenção garante o equilíbrio econômico e a igualdade social.

De acordo com Mattos e Hercowitz (2011), a complexidade na concepção, execução e análise de políticas públicas aumenta quando a questão ambiental se insere na pauta, pois mudanças no *modus operandi* e nos interesses econômicos envoltos nos sistemas de produção (de modo a inserir o meio

ambiente como variável do desenvolvimento econômico representam repactuação política na *politics* e execução da *policy* de forma não setorial, mas transversal, baseado em planejamento estratégico desafiador.

Mattos et al. (2011), Mattos e Cau (2009) e Romeiro (1999, 2001) apontam que a economia do meio ambiente traz duas linhas de pensamento, a economia ambiental e a economia ecológica. Na economia ambiental, com base teórica neoclássica, as atividades econômicas são apenas relativamente limitadas pelas restrições ambientais, as quais seriam superáveis indefinidamente pelo progresso científico e tecnológico. Os mesmos autores salientam que não há dúvida de que as inovações tecnológicas são fundamentais para fomentar atividades produtivas mais limpas e qualidade de vida mais saudável, porém, devem compor um conjunto de estratégias mais amplas. Na economia ecológica, sem uma base teórica única definida, mas com abordagem mais heterodoxa, as restrições ambientais podem impor restrições absolutas às atividades econômicas, sendo somente superáveis pela integração de ciência e tecnologia, mudanças institucionais e novos mecanismos econômicos (e/ou adaptações nos mecanismos existentes).

Para a economia ambiental, a escassez crescente de recursos naturais e comprometimento gradativo da provisão de serviços ambientais encontra solução na elevação de preços, apoiado em enquetes oficiais quanto à “disposição a pagar” pelos mesmos recursos ou serviços. No entanto, a capacidade de julgamento dos indivíduos é socialmente condicionada pelos interesses econômicos e políticos locais, e os preços de mercado refletem a escassez de cada recurso em particular, e não a escassez absoluta de recursos em geral. Ademais, esta metodologia não observa a relevância da distribuição de renda e do acesso aos recursos naturais por toda a sociedade nos processos de desenvolvimento. A alternativa ideal para a economia ambiental seria a definição de “direitos de propriedade” sobre todos os recursos naturais, de modo a criar o mercado necessário para solucionar problemas ecológicos.

O que não se considera é que os recursos naturais são bens públicos (de propriedade pública, via concessão pública ou de uso privado submetido à legislação ambiental) e que a valoração da vida é intangível. Ainda na linha neoclássica, a alternativa proposta seria o Estado intervir e atribuir valores aos bens e serviços ambientais de domínio público, isto é, internalizar nos custos de produção a externalidade ambiental pela atribuição de taxas aos bens públicos (um bom exemplo é a Lei de Crimes Ambientais). Não há dúvida que este último tópico é de extrema relevância, mas não suficiente para solucionar a questão ambiental. Também há de se considerar que se a taxa for muito baixa, o empreendimento que, por ventura, gerar impactos negativos ao meio ambiente poderá incorporá-la como seu custo de produção, ao revés, se for muito alta, poderá sonegá-la (MATTOS et al., 2011).

Para a economia ecológica, primeiramente, o “Princípio da Precaução” é valorizado como a adoção antecipada de medidas contra fonte potencial de danos sem esperar certezas científicas de causa e efeito da atividade produtiva, isto é, a racionalidade econômica também envolve valores culturais e sociais, o que demanda mudanças institucionais, novos instrumentos econômicos e inovadoras metodologias de valoração de serviços ambientais¹. A ciência e tecnologia devem promover estudos que determinem escalas locais de uso dos recursos naturais, com base em estudos integrados de conhecimentos científico e empírico, e de relações sociais nos territórios. A determinação de escalas também deve primar por processos negociados (entre entes públicos e privados) de tomadas de decisão pública subsidiados por informações científicas², interesses legítimos de grupos sociais e planos governamentais estratégicos. E a valoração de serviços ambientais deve considerar os custos de oportunidade da transição produtiva e/ou das mudanças qualitativas de uso da terra e dos recursos naturais. Entretanto, os retornos econômicos desses processos de transição e/ou mudanças podem ser reduzidos pela elevação de custos e/ou pela queda de faturamento, com potencial conflito de interesses. Nesse

¹ O artigo considera que todos os serviços ecossistêmicos e ambientais, de alguma forma, derivam de funções ecossistêmicas. Os serviços ecossistêmicos são provados por ambientes naturais, enquanto os serviços ambientais derivam de agroecossistemas ou sistemas agrícolas. Ao longo do tempo, parte dos ambientes naturais é manejada pelos seres humanos, com objetivos diversos, desde sistemas de produção mais primitivos (populações tradicionais e povos indígenas), passando pela pluralidade da agricultura familiar (da subsistência à participação majoritária nos mercados consumidores de alimentos e minoritária no mercado de *commodities* agrícolas) até a agricultura de grande escala (com participação minoritária nos mercados consumidores de alimentos e majoritária no mercado de *commodities* agrícolas). Conforme a resiliência do ecossistema e a intensidade da interferência humana no uso da terra e dos recursos naturais, diferentes gradientes de provisão se constituirão, sendo necessário aferir se as provisões de serviços ambientais (em ambientes manejados) superam ou não os impactos ambientais. Logo, toda provisão de serviços ambientais depende do ambiente ecossistêmico, com maior ou menor intensidade, de acordo com as intervenções humanas e as características naturais do bioma.

² Com relação às informações científicas, é relevante considerar que uma política pública pode não depender, necessariamente, de processos de validação científica (com exceções, como uma política ou programa de produção de medicamentos para saúde humana, por exemplo), podendo se apoiar em aproximações provisórias que vão se ajustando na integração dos avanços do conhecimento científico, a partir da avaliação de desempenho da própria política pública.

sentido, é papel do Estado mediar estes conflitos e estipular incentivos econômicos, na forma de pagamento de serviços ambientais diretos (PSA)³ (exemplo: transferência de renda com critérios socioambientais) ou PSA indiretos (exemplo: redução ou isenção de tributos apoiado em critérios ambientais, desconto em crédito agrícola baseado em indicadores ambientais ou compra de alimentos orgânicos com preços diferenciados por mercados institucionais) (MATTOS et al., 2011).

2. Recomendações para a concepção de políticas públicas de serviços ambientais

Baseado nos conceitos de políticas públicas e economia ecológica contidos no tópico anterior, a seguir são listados e comentados os cinco pontos fundamentais para a concepção de políticas públicas de serviços ambientais:

2.1. Coordenação pelo Estado

Para a operacionalização de um programa governamental de serviços ambientais há de se considerar que existem atributos de Estado que são intransferíveis, sendo operados via políticas públicas. O Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (MPOG), a quem compete, no Estado brasileiro, a concepção e avaliação do Plano Plurianual (PPA) (que agrega o conjunto de políticas públicas – *policy* – e seus respectivos programas governamentais, enquanto à Casa Civil compete a coordenação política do Governo – *politics*), define política pública como um conjunto de formulações conceituais, de objetivos orientados para a solução de um (ou um conjunto de) problema(s) e de diretrizes que orientam condutas, sendo que um conjunto de programas (ou um programa abrangente) compõe uma política pública.

Para a efetiva internalização da questão ambiental no PPA, é imprescindível que haja um plano nacional de desenvolvimento, e dentro dele, uma política nacional de meio ambiente renovada, de modo a balizar a concepção de todas as políticas públicas federais, estaduais e municipais. Esse ponto não é tarefa trivial e exige uma renovação institucional nos processos de gestão pública. No contexto brasileiro, conhecimentos de gestão ambiental necessitam ser assimilados pelos gestores públicos do Ministério do

Planejamento, Orçamento e Gestão (MPOG) (e órgãos estaduais e municipais afins) para que a construção do Plano Plurianual (PPA) (e planos de governos estaduais e municipais) conte com os critérios ambientais na concepção e avaliação de resultados de todos os programas governamentais, ficando sob a responsabilidade do Ministério do Meio Ambiente (MMA) (e órgãos estaduais e municipais ambientais) o apoio à execução de políticas públicas aos demais ministérios, secretarias estaduais e municipais, estratégia esta que garante os quesitos ambientais previamente aos processos de desenvolvimento. E no processo de renovação institucional, os gestores públicos ambientais também demandam assimilar conhecimentos de gestão pública e de estratégias de desenvolvimento. Uma das grandes dificuldades do Brasil é que a gestão ambiental é atribuição restrita dos órgãos ambientais, que não têm orçamento, staff competente e força política para balizar, com critérios ambientais, a execução de políticas públicas, tampouco atribuição legal para conceber e analisar os resultados, com foco ambiental, das políticas públicas dos demais ministérios e secretarias estaduais e municipais. O papel conjunto de planejamento e meio ambiente deve ser o de qualificar todas as políticas públicas, de modo a não reduzir a questão ambiental a algo setorial e oposto à diretriz nacional de desenvolvimento econômico (MATTOS et al., 2011).

2.2. Marco legal e orçamento garantido por lei

A ausência de um marco legal de serviços ambientais compromete a efetivação de um programa governamental de serviços ambientais em longo prazo. A discussão sobre serviços ambientais vinha avançando no Brasil, tanto no âmbito da esfera pública quanto da sociedade, porém, a crise econômica mundial, desde 2008, vem colaborando para o aumento de restrições políticas a uma pauta que rediscute o processo de desenvolvimento econômico apoiado em novas bases (e não é particularidade apenas de nosso país). E apesar dos avanços na proposição do Projeto de Lei (PL) 792/2007 (BRASIL, 2007) (que define serviços ambientais e dá outras providências) no Congresso Nacional, o mesmo ainda contém um conteúdo mais contratual que estratégico.

Tão importante quanto o marco legal, sem dúvida, é a definição de fontes financeiras continuadas, que devem

³ O uso do termo “pagamento de serviços ambientais” é mais pertinente que a utilização de “pagamento de serviços ecossistêmicos”, pois são relações sociais e políticas que baseiam tanto as transações econômicas quanto as medidas governamentais de transferência de renda com critérios socioambientais. Num ambiente natural, com provisão de serviços ecossistêmicos e sem interferência humana, não há relações sociais e políticas, portanto, não é pertinente o uso do termo “pagamento de serviços ecossistêmicos”. O “pagamento de serviços ambientais” só irá se justificar num espaço com interferência antrópica (mesmo que amena, como florestas naturais com ocupação humana), seja com um viés mais heterodoxo para incentivar processos de transição produtiva e mudanças qualitativas de uso da terra e dos recursos naturais, seja com uma abordagem neoclássica baseada no princípio do usuário-pagador e do provedor-recededor.

se dividir entre fontes fixas e fontes complementares. Não há como esperar resultados em longo prazo se um programa governamental de serviços ambientais for operado, restritamente, por meio de doações de agências bilaterais e multilaterais de cooperação internacional ou por meio de acordos voluntários e temporários. As fontes fixas devem ter origem no Orçamento Geral da União (OGU), numa conjugação de políticas distributiva (com realocação de tributos já existentes), redistributivas (com definição de novos tributos de caráter progressivo, ou seja, que distribua renda), regulatória (para orientar condutas) e constitucional. Como fontes complementares, é possível conceber doações de agências bilaterais e multilaterais de cooperação internacional ou de empreendimentos privados, porém, diretamente ao fundo que opera o programa governamental, e não diretamente aos provedores de serviços ambientais, visando garantir a coordenação pelo Estado.

2.3. Integração a um programa territorial

Um programa governamental deve ser atrelado a um programa territorial estratégico para potencializar resultados, incorporando conceitos da economia ecológica que valorizem a provisão de serviços ambientais em ambientes naturais e nas atividades produtivas. Se for um programa governamental isolado, sem contexto territorial, corre-se o risco de se conformar como uma ação meramente compensatória, sem viés estratégico.

Isto não significa que um programa territorial garanta, necessariamente, uma visão estratégica. No caso brasileiro, há uma profusão de programas territoriais e regionais dispersos e não prioritários, além da falta acúmulo aos gestores públicos para lidar com a pauta. A estruturação do Estado, prioritariamente, se dá (e historicamente se deu, salvo algumas exceções) baseado em aspectos setoriais, que não devem ser absolutamente extintos, mas que se tornam prioritários por resultar em dividendos políticos mais visíveis e centralizados na União, enquanto no aspecto territorial e regional, os dividendos podem ser repartidos ou apropriados também por lideranças locais que nem sempre transitam no campo político da situação. A questão pode ser verificada ao se comparar a alocação de recursos públicos em programas territoriais e regionais que priorizam bases municipais da situação (em qualquer Governo) e redutos de atuação política dos ordenadores de despesas dos programas governamentais sob suas responsabilidades. É o clássico conflito entre o público e o privado bastante presente em programas governamentais.

Apesar das críticas acima, é notório que há esforços na esfera pública no tema, como o estudo desenvolvido pelo Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (MPOG) em parceria com o Ministério da Integração Nacional (MI), em 2008, visando balizar as ações governamentais. Portanto, é papel da sociedade civil organizada se atentar para a análise crítica e a formulação de sugestões ao estudo governamental supracitado, visando inserir dentro do mesmo os conceitos da economia ecológica e garantir a estruturação de um programa governamental de serviços ambientais atrelado aos programas territoriais. Os dois programas territoriais mais visíveis conhecidos atualmente no país são os “Territórios da Cidadania”, coordenado pela Casa Civil (com estratégia de integração de ações e programas governamentais em execução num mesmo território) e o “Programa Nacional de Territórios Rurais” (Pronat), coordenado pelo Ministério do Desenvolvimento Agrário (com foco na agricultura familiar). Apesar da importância de ambos, é legítimo afirmar que perderam visibilidade política nos últimos quatro anos.

2.4. Participação social

Qualquer que seja a estratégia de integração entre programas territoriais e de serviços ambientais, há de se prever uma estrutura de participação social nas instâncias deliberativas, que se constitui uma bandeira histórica dos movimentos sociais no processo de democratização do Estado brasileiro.

Por meio de conselhos setoriais, a sociedade brasileira tem avançado na busca de uma ação fiscalizadora e na construção de espaços de concepção de políticas públicas. Como nos conselhos setoriais, os conselhos territoriais podem alcançar os mesmos avanços. E o cenário ideal não está, propriamente, na criação de novos conselhos, mas na qualificação de conselhos já existentes que criem condições para a mudança no ambiente institucional. E os exemplos internacionais nos ensinam que o ideal é que existam conselhos territoriais que deliberem sobre as formas locais de execução das grandes diretrizes traçadas pelas políticas nacionais, um dever de Estado.

2.5. Indicadores oficiais para valoração de serviços ambientais

Um programa governamental deve conter indicadores oficiais que baseiem a valoração dos serviços ambientais. O método de verificação necessita ser simples e evitar altos custos de transação, pois se trata de uma atividade meio custeada pelas fontes financeiras fixas, de modo a destinar o montante orçamentário majoritário para a atividade fim, o próprio PSA.

Uma alternativa seria definir previamente, sempre com abertura para ajustes, tipologias de uso da terra e dos recursos naturais, mensurar indicadores financeiros e ambientais, e estruturar meios de extração espacial baseado em biomassas e mapas de solos⁴. Os indicadores financeiros podem balizar estimativas de custos de oportunidade para a transição produtiva e/ou de manejo de áreas naturais, dentro de diversas tipologias de uso da terra e dos recursos naturais (em diversos biomas), enquanto os indicadores ambientais discriminam unidades de produção (ou propriedades rurais) menos ou mais agressivas ao meio ambiente. A estratégica não somente fornece dados para valoração e pagamento de serviços ambientais, como também premia as unidades de produção (ou propriedades rurais) que adotaram anteriormente práticas com mais qualidade ambiental, além de estabelecer processos gradativos e adequados para vários estágios da transição produtiva e/ou de manejo de áreas naturais.

Por fim, não bastam metodologias e dados oficiais num processo social tão complexo como a prestação de serviços ambientais em escala de paisagem rural. É também importante existirem instrumentos de uso interno dos territórios envolvidos num programa governamental. Mattos e Narahara (2005) apresentam como alternativa os acordos comunitários (ou acordos territoriais adaptados), que podem ou não ser regulados pelo Estado (a depender da situação), construídos com protagonismo dos responsáveis pelas unidades de produção, no intuito de se garantir o cumprimento de normas (submetida a sanções graduadas aos não cumpridores) e fazer crescer a cidadania, a participação e o controle social ao longo do tempo.

3. Considerações finais

A inserção do meio ambiente como variável do desenvolvimento econômico representa um processo político complexo, pois envolve mudanças no *modus operandi* e nos interesses econômicos vinculados aos sistemas de produção convencionalmente empregados no campo, demandando repactuação política na *politics* e execução da *policy* de forma não setorial, mas transversal, baseado em planejamento estratégico que contemple um conjunto de políticas distributivas, redistributivas e reguladoras integradas. A diferença que se põe em curso é que a problemática ambiental é mais abstrata e menos perceptível pela sociedade, no curto prazo, do que os problemas sociais, econômicos e políticos. Assim, a inserção da questão ambiental nos processos de desenvolvimento torna-se menos interessante politicamente.

A economia do meio ambiente traz duas linhas de pensamento, a economia ambiental e a economia ecológica. Na economia ambiental, com base teórica neoclássica, as atividades econômicas são apenas relativamente limitadas pelas restrições ambientais, as quais seriam superáveis indefinidamente pelo progresso científico e tecnológico. Não há dúvida de que as inovações tecnológicas são fundamentais para fomentar atividades produtivas mais limpas e qualidade de vida mais saudável, porém, devem compor um conjunto de estratégias mais amplas. Na economia ecológica, sem uma base teórica única definida, mas com abordagem mais heterodoxa, as restrições ambientais podem impor restrições absolutas às atividades econômicas, sendo somente superáveis pela integração de ciência e tecnologia, mudanças institucionais e novos mecanismos econômicos (e/ou adaptações nos mecanismos existentes visando promover incentivos econômicos às mudanças qualitativas de uso da terra).

A valoração de serviços ambientais deve considerar os custos de oportunidade das mudanças qualitativas de uso da terra, entretanto, os retornos econômicos desses processos podem ser reduzidos pela elevação de custos e/ou pela queda de faturamento, com potencial conflito de interesses. Nesse sentido, é papel do Estado mediar estes conflitos e estipular incentivos econômicos, na forma de PSA direto (em "cash") ou indireto (rebate ecológico – ou desconto – na amortização do crédito rural voltado para sistemas de produção ambientalmente mais adequados, desconto ou isenção de tributos para determinadas práticas, compra de alimentos orgânicos com preços diferenciados por mercados institucionais).

Por fim, a efetivação de uma política nacional de serviços ambientais requer a coordenação pelo Estado, marco legal e orçamento garantido por lei, a integração a um programa territorial, a participação social e indicadores oficiais para valoração de serviços ambientais.

Referências

BAUER, R. A.; GERGEN, K. J. (Ed.). **The study of policy formation**. New York: The Free Press, 1968. 392 p.

BRASIL. Câmara dos Deputados. Projetos de leis e outras proposições: PL 792/2007: projeto lei. Brasília, DF, 2007. Disponível em: <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=348783>>. Acesso em: 03 abr. 2014.

⁴ Esta proposição é trazida pelo Projeto Transição Produtiva e Serviços Ambientais (Embrapa).

HOGWOOD, B.; GUNN, L. **Policy analysis for the real world.** Oxford: Oxford University Press, 1984.

LINDBLOM, C. E. The science of muddling through. In: THEODOULOU, S. Z.; CAHN, M. A. **Public policy:** the essential readings. Northridge: California State University, 1995. p. 113-127.

LINDBLOM, C. E. **The policy-making process.** New Jersey: Prentice-Hall, 1968. 122 p.

LOWI, T. J. Distribution, regulation, redistribution: the functions of Government. In: THEODOULOU, S. Z.; CAHN, M. A. **Public policy:** the essential readings. Northridge: California State University, 1995. p. 15-26.

LOWI, T. J. Decision Making vs. Policy Making: toward and antidote for technocracy. **Public Administration Review**, Washington, US, v. 30, n. 3, p. 314-325, May/Jun. 1970.

LOWI, T. J. Four systems of policy, politics, and choice. **Public Administration Review**, Washington, US, v. 32, n. 4, p. 298-310, Jul./Aug. 1972.

MATTOS, L.; CAU, A. Efetividade do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Contexto das Atividades Agroflorestais no Brasil: uma análise crítica. In: PORRO, R. (Org.). **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação.** Belém: ICRAF, 2009. p. 381-410.

MATTOS, L.; HERCOWITZ, M. Políticas públicas. In: MATTOS, L.; HERCOWITZ, M. (Ed.). **Economia do meio ambiente e serviços ambientais:** estudo aplicado à agricultura familiar, às populações tradicionais e aos povos indígenas. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2011. Cap. 4.

MATTOS, L.; NARAHARA, K. (Org.). **Certificação de serviços ambientais do Proambiente.** Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

MATTOS, L.; ROMEIRO, A.; HERCOWITZ, M. Economia do meio ambiente. In: MATTOS, L.; HERCOWITZ, M. (Org.). **Economia do meio ambiente e serviços ambientais:** estudo aplicado à agricultura familiar, às populações tradicionais e aos povos indígenas. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2011. Cap 3.

REGONINI, G. Lo Studio della Política Pubbliche. In: PANEBIANCO, A. (Ed.). **L'analisi della politica:** tradizioni di ricerca, modelli, teorie. Bologna: Il Mulino. p. 491-516. 1989.

ROMEIRO, A. R. **Desenvolvimento sustentável e mudança institucional:** notas preliminares. Campinas: Instituto de Economia, UNICAMP, 1999. 26 p. (Textos para Discussão, 68).

ROMEIRO, A. R. **Economia ou economia política da sustentabilidade?** Campinas: Instituto de Economia, UNICAMP, 2001. 28 p. (Textos para Discussão, 102).

SARMENTO, C. M. **Políticas públicas e culturas nacionais.** FSCH-UNL, mimeo. 2007.

VAN DYKE, T. E. **Agents and actions.** Basel: Birkhäuser Verlag, 1968.

VON BEYME, K. **The contemporary relevance of the concept of the State.** Heidelberg: Heidelberg University Press, 1986.

SÍNTESE E RECOMENDAÇÕES

A pesquisa em serviços ambientais está evoluindo rapidamente e, Embora o termo serviços ambientais seja relativamente recente, há um entendimento pela sociedade de que o bem-estar humano está diretamente associado ao fornecimento de serviços pela natureza.

O tipo, a intensidade, a distribuição espacial e a gestão do uso da terra afetam, direta ou indiretamente, o fluxo de serviços ambientais prestados pelos ecossistemas. A abordagem deste livro é a relação entre os diferentes usos e cobertura da terra e a prestação de serviços ambientais no bioma Mata Atlântica, cujo percentual de cobertura original é de apenas 12,5% com fragmentos de floresta nativa acima de 3 ha (SOS Mata Atlântica, 2014)². Neste livro, os autores examinam indicadores econômico-ambientais da prestação de serviços ambientais e relatam aplicações e experiências do uso e manejo sustentável dos sistemas agrícolas e florestais neste bioma.

Trabalhos consistentes sobre avaliação, mapeamento, modelagem e valoração de serviços ambientais no bioma Mata Atlântica são disponíveis na literatura. As discussões apresentadas em cada capítulo desta publicação mostram os desafios envolvidos nas avaliações do provimento de serviços ambientais. É senso comum que qualquer avaliação do fluxo desses serviços deve ser baseada em amplo conjunto de indicadores ecológicos, sociais e econômicos, que não necessariamente precisam ser expressos na métrica monetária, mas também em unidades biofísicas.

A seguir apresentamos uma síntese das considerações feitas ao longo do livro:

A abordagem em serviços ambientais busca induzir mudança de paradigmas no manejo de recursos naturais e contribuir para a tomada de decisão de gestores de recursos naturais e formuladores de políticas visando o bem-estar da sociedade. A decisão sobre o uso, ocupação e manejo da terra a adotar é uma combinação entre políticas governamentais e escolhas do proprietário da terra (Capítulo 1);

O projeto ServiAmbi avalia serviços ambientais de sequestro de carbono no solo e biomassa vegetal, ciclagem de nutrientes, fertilidade do solo, conservação de água e solo,

conservação de biodiversidade, produção de alimentos e madeira, assim como indicadores econômicos dos sistemas produtivos em áreas naturais e manejadas nos Campos Gerais e noroeste do Paraná (Capítulo 2);

O clima, a estrutura geológica, o solo, a vegetação e a hidrografia são interdependentes e condicionam a formação de tipos distintos de paisagens naturais. Como resultado desta interação, as diversas paisagens evoluem e criam uma identidade própria, de maneira que a prestação de serviços ambientais ocorre em diferentes magnitudes (Capítulo 3);

O clima, as características pedológicas e o uso e o manejo da terra são determinantes na prestação de serviços ambientais de suporte, regulação e provisão. A avaliação dos indicadores de qualidade do solo, suas potencialidades e fragilidades permitem apontar os sistemas produtivos com maior potencial de sustentabilidade e de prestação de serviços ambientais (Capítulo 4);

A qualidade física do solo e escoamento superficial são indicadores que permitem identificar a magnitude dos serviços ambientais em sistemas sem manejo e em sistemas manejados. A capacidade dos solos em fornecer serviços ambientais é dependente do grau de complexidade ecológica do sistema (Capítulo 5);

Em plantações florestais e em sistemas agroflorestais, a quantidade de carbono estocada na biomassa acima do solo depende da espécie, do espaçamento de plantio, das práticas silviculturais adotadas (poda e desbaste) e das condições edafoclimáticas. Em florestas nativas, a quantidade de carbono de biomassa está diretamente relacionada à tipologia, à região fitoecológica e ao estágio sucesional (Capítulo 6);

A capacidade do solo de estocar carbono orgânico é bastante avaliada no contexto de mudanças climáticas, constituindo-se num importante indicador de serviços ambientais, o que permite comparações em função do clima, tipo de solo, bioma, uso e manejo da terra. Na avaliação de múltiplos serviços ambientais promovidos pelo solo em função do seu uso e manejo é comum ocorrerem correlações negativas, isto é, o aumento de um implica em prejuízo de outro (Capítulo 7);

¹ SOS MATA ATLÂNTICA. *Atlas da Mata Atlântica*. Disponível em: <<http://goo.gl/vOEPF7>>. Acesso em: 24 nov. 2014.

O uso do fracionamento densimétrico da matéria orgânica do solo como indicador ecológico e de propriedades do solo, associado a outros indicadores (como carbono orgânico total ou carbono total), é apropriado para monitoramento das alterações do carbono do solo por manejo ou mudança de uso da terra (Capítulo 8);

A adoção de sistemas conservacionistas de manejo, como o plantio direto bem manejado e florestas plantadas potencializam o acúmulo de carbono no solo. Quando bem manejados, podem mitigar as emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera pela redução na emissão de óxido nitroso (N_2O) e maior consumo de metano (CH_4). A redução do potencial de aquecimento global contribui para a prestação de serviços ambientais (Capítulo 9);

Conhecer as comunidades da fauna edáfica é um requisito essencial na busca por um adequado e sustentável manejo do solo que, além de conservar a biodiversidade, também possibilita ações importantes desses organismos no ecossistema. Sabendo-se que cada organismo pode ter uma influência distinta sobre os processos edáficos e a produtividade vegetal, sua abundância ou biomassa pode alcançar patamares importantes, tanto positivos quanto negativos (Capítulo 10);

A dinâmica da serapilheira em sistemas florestais são bons indicadores de restabelecimento e/ou manutenção da ciclagem de nutrientes. A avaliação temporal dos estoques e das transferências existentes entre compartimentos (solo, planta, animal, água, ar), amplia a compreensão do funcionamento dos ecossistemas (Capítulo 11);

A prestação dos serviços ambientais hídricos, ou dos desserviços que ocorrem em decorrência de alterações antrópicas aos corpos d'água e a seus regimes hidrológicos, pode ser quantificada por métricas que consideram quantidade, qualidade desses serviços (Capítulo 12);

Zonas ripárias com predomínio de vegetação arbórea promovem retenção de materiais lixiviados do solo das culturas agrícolas adjacentes e reduzem o transporte desses compostos aos cursos d'água (Capítulo 13);

O conjunto de métodos de valoração permite estimar a dimensão econômica do recurso natural, a partir de avaliações sobre o provimento dos bens e serviços ecossistêmicos (Capítulos 2 e 14);

A ausência do esforço interdisciplinar na valoração de serviços ambientais leva os economistas ambientais a se basearem em modelos ecológicos reducionistas, e na realização de avaliações isoladas, economicistas, resultando

em subestimativa dos valores monetários subestimados dos recursos naturais (Capítulo 14);

A valoração monetária representa um avanço da gestão ambiental, uma vez que mostra para a sociedade, a importância da conservação dos recursos naturais (Capítulo 14).

A comunidade científica precisa dar continuidade ao desenvolvimento de melhores métodos para medição, monitoramento, modelagem, valoração e gestão de serviços ambientais em múltiplas escalas. Além disso, essa informação deve ser repassada de forma apropriada, viável e transparente aos tomadores de decisão, para que possam identificar claramente as diferenças de resultados entre alternativas. Ao mesmo tempo, não se pode esperar por altos níveis de certeza e precisão para agir (Capítulo 15);

Formas de húmus são indicadores capazes de avaliar a integridade funcional de fragmentos florestais e funções associadas ao provimento de serviços ambientais. O capítulo mostra um índice criado avaliar a relação entre as formas de húmus (estrutura e qualidade química) e o grau de perturbação antrópica na Mata Atlântica do Rio de Janeiro (Capítulo 16);

O processo de decomposição é uma ferramenta funcional para avaliar os efeitos antrópicos na integridade ecológica das zonas ripárias. Os componentes físicos, químicos e biológicos envolvidos no processamento do detrito orgânico nos riachos são bons indicadores do estado de integridade ambiental de zonas ripárias e seus serviços ecológicos (Capítulo 17);

A avaliação da produção de serapilheira permite compreender aspectos da dinâmica das populações vegetais e o ciclo do carbono. A variação na composição da serapilheira, evidenciada pela maior equabilidade na área de floresta nativa indica que a diversidade biológica pode ser um importante fator de integridade ambiental, associado com maior e mais constante acúmulo de carbono no sistema biomassa, serapilheira e solo. (Capítulo 18);

O uso da modelagem de distribuição potencial de espécies (MDP) associada a sistemas de informações geográficas (SIG) permite a avaliação do comportamento da biodiversidade frente à fragmentação da vegetação causada por atividades antrópicas, e a previsão da ocorrência de espécies nos cenários climáticos futuros (Capítulo 19);

Morcegos filostomídeos são importantes para a dispersão de sementes na Floresta Atlântica. Técnicas de recuperação de áreas degradadas utilizam a função ecossistêmica desempenhada pelos morcegos dispersores, atraiendo-os para sítios a serem restaurados, para incrementar a chuva e o banco de sementes (Capítulo 20);

Macacos-prego da espécie *Sapajus nigritus*, que ocupam diferentes fitofisionomias da Floresta Atlântica do sudeste e sul do Brasil, tem papel como dispersor de sementes florestais e auxiliar no controle de insetos-praga, serviço ambiental raramente reconhecido para a espécie. As contribuições em termos de parâmetros e cálculos do valor econômico dos serviços ambientais prestados por esse primata são inéditas (Capítulo 21);

Uma das estratégias para aumentar a produtividade e, ao mesmo tempo, incrementar serviços ambientais é aumentar a diversidade de atividades, por meio da integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF). Esse sistema pode conferir maior sequestro de carbono, conservação da biodiversidade e melhoria da qualidade do solo, água e ar, em comparação a sistemas não integrados (Capítulo 22);

“Estradas com Araucárias” é um projeto que incentiva, por meio de pagamentos por serviços ambientais, o plantio de *Araucaria angustifolia* em divisas de propriedades rurais familiares com faixas de domínio de estradas. Os produtores rurais plantam araucárias em suas propriedades e são pagos por empresas privadas, que utilizam as árvores para compensar emissões de gases de efeito estufa (Capítulo 23);

No projeto ‘Implantação e manejo de florestas em pequenas propriedades no estado do Paraná’, produtores rurais familiares implantaram plantios mistos de eucalipto e espécies nativas, em áreas de pastagem degradada em seis municípios na região noroeste do estado do Paraná. O modelo concilia conservação ambiental, conservação genética de espécies ameaçadas ou em risco de extinção; produção econômica e inclusão social (Capítulo 24);

Desde o verão de 2014, momento a partir do qual ficaram explícitos os problemas relacionados ao abastecimento insuficiente de água para a região metropolitana de São Paulo, a região de estudo - o corredor Cantareira-Mantiqueira, que abriga o Sistema Cantareira - tem atraído grande atenção política e acadêmica. Há grande heterogeneidade entre os produtores dessa região e a adoção de políticas conservacionistas como o PSA, deve incorporar esta diversidade para que sejam eficazes sob os aspectos ambiental, social e econômico (Capítulo 25);

O modelo de carbono (*Carbon Model*) do Invest estima com base em mapas de uso e cobertura da terra, o carbono estocado na biomassa aérea e subterrânea e na matéria orgânica do solo, ao longo do tempo. O estudo mostra uma estimativa do aumento do estoque de carbono capturado e estocado com a recuperação e conservação da mata ciliar

na área do Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e afluentes do Alto Ribeira (Região Metropolitana de Curitiba) (Capítulo 26);

O método de valoração contingente, na modalidade disposição a pagar (DAP) foi utilizado para estimar o valor monetário que a maioria da população de Araras, SP está disposta a contribuir para reverter o processo de degradação das matas ciliares. O estudo avalia o comportamento do público envolvido frente à proposta de uma “nova taxa” (Capítulo 27);

A equação universal de perda de solo e o método do custo de reposição foram utilizados, respectivamente, para quantificar a perda de solo a taxa de erosão e valorar os nutrientes perdidos para as culturas da cana-de-açúcar (colheitas crua e queimada) e citros, em Araras, SP. Pode-se constituir num importante indicador de análise ambiental, pois além de revelar a maior ou menor perda de solos e nutrientes, com reflexos diretos na produção e produtividade agrícola, pode também indicar riscos quanto a qualidade ambiental (Capítulo 28);

As atuais políticas e mecanismos legais e fiscais do município de Curitiba, PR estimulam proprietários de áreas verdes urbanas a conservá-las. Cultura diferente da anterior, em que se contrapunha o verde das matas com o descampado da cidade, cujas consequências desastrosas se mostraram nas enchentes, inundações, deslizamentos de encostas, poluição e outros desastres ambientais (Capítulo 29);

Serviços ambientais podem se configurar como novos direitos, passíveis de regulação de modo a serem capazes de resultar em benefícios compensatórios, não necessariamente econômicos, aos seus fornecedores (Capítulos 20 a 29);

A viabilidade financeira sistemas agroflorestais (SAFs) e o valor dos serviços ambientais (externalidades positivas) prestados por eles pode ser estimado com base nos coeficientes técnicos da avaliação financeira, ou seja, pela diferença dos custos de reposição de solo e de água (Capítulo 30);

Na Lei nº 12.651/2012, atividades relativas à manutenção de APPs e RL são elegíveis para recebimento de PSA. No entanto, antes da vigência dessa Lei a conservação da vegetação que integrasse tais espaços protegidos constituía uma limitação administrativa e, por esse motivo, gratuita, sem que ensejasse a possibilidade de qualquer espécie de compensação monetária (Capítulo 31);

Sistemas produtivos são estabelecidos para produzir algo e que tem valor de mercado e, por esse motivo, presume-se,

geram renda. Em contrapartida, a conservação da vegetação nos mencionados espaços protegidos muitas vezes constitui um ônus ao proprietário ou possuidor: nesses casos, a ausência de renda é o que justifica e fundamenta a elegibilidade para recebimento de PSAs (Capítulo 31);

A valoração de serviços ambientais deve considerar os custos de oportunidade das mudanças qualitativas de uso da terra, entretanto, os retornos econômicos desses processos podem ser reduzidos pela elevação de custos e/ou pela queda de faturamento, com potencial conflito de interesses. Nesse sentido, é papel do Estado mediar estes conflitos e estipular incentivos econômicos, na forma de PSA direto (em “cash”) ou indireto (rebate ecológico – ou desconto – na amortização do crédito rural voltado para sistemas de produção ambientalmente mais adequados, desconto ou isenção de tributos para determinadas práticas, compra de alimentos orgânicos com preços diferenciados por mercados institucionais) (Capítulo 32);

A efetivação de uma política nacional de serviços ambientais requer a coordenação pelo Estado, marco legal

e orçamento garantido por lei, a integração a um programa territorial, a participação social e indicadores oficiais para valoração de serviços ambientais (Capítulo 32);

Os estudos desta publicação mostram que existe um amplo conjunto de instrumentos e de conhecimento que podem contribuir para a avaliação das relações existentes entre o uso e ocupação das terras e o fluxo de serviços ambientais. Desse modo, não haveria mais justificativas para a ausência da dimensão ecológica na tomada de decisão dos agentes econômicos. Além disso, nem mesmo uma explicação plausível para a ausência de regulamentação no Brasil para a implantação de esquemas de pagamentos por serviços ambientais. Portanto, a principal recomendação que pode ser indicada nesta publicação é que seja incorporada nas decisões dos agentes econômicos, particularmente naquelas que afetam o uso e ocupação das terras, a dimensão ecológica e, quando possível, o uso de pagamentos por serviços ambientais. A inclusão da dimensão ecológica na decisão dos agentes econômicos contribuirá para melhorar a gestão ambiental no Brasil, especialmente no Bioma Mata Atlântica.

ÍNDICE DE AUTORES

A

- Adriana de Almeida 248, 257
Alba Leonor da Silva Martins 202
Alberto Carlos Moris 278
Alcione Herminia da Silva 71
Alessandra Santos 122
Alessandro Panasolo 325
Alexandre Gori Maia 289
Alexandre Ortega Gonçalves 202
Aline Pacobayba de Oliveira 202
Alvadi Antonio Balbinot Junior 266
Amarildo Pasini 122
Ana Paula Dias Tureta 202
Anadalvo Juazeiro dos Santos 325
Ávila Paz Moreira 191
Azeneth Eufrausino Schuler 202

B

- Bernadete da Conceição Carvalho Gomes Pedreira .. 202

C

- Caroline Ahrens 349
Caroline Ferronato 191
Cassia Rita Bertan 234
Cíntia Carla Niva 122
Claudia Maria Branco de Freitas Maia 57, 92, 101

D

- Daniel Caixeta Andrade 289
David Gobor 278
Denise Jeton Cardoso 84
Dieter Liebsch 257
Dilmar Baretta 122

E

- Edilson Batista de Oliveira 271, 278
Edson Luiz Peters 325
Elaine Cristina Cardoso Fidalgo 202
Elenice Fritzsons 47, 242
Eliane Clemente 202
Elivane Salete Capelesso 234
Elodie da Silva 122
Evaristo de Castro Junior 219

F

- Fabiane Machado Vezzani 71
Fabiano de Carvalho Baileiro 202, 219
Fernando Sichieri 266
Fernando Vieira Cesário 219
Filipe Carvalho 122

G

- Gabriel Martinez 122
George Corrêa Amaro 335

| | | | |
|--|---------|--------------------------------------|----------------------------------|
| George Gardner Brown..... | 36, 113 | Joyce Maria Monteiro | 202 |
| Gledson Vigiano Bianconi | 248 | Juliana Marioti | 71 |
| Gracie Abad Maximiano | 278 | Júlio César dos Reis..... | 191 |
| Guilherme Cardoso..... | 122 | Julio Cesar Franchini..... | 36, 266 |
| Guilherme Kangussu Donagemma | 202 | Junior Ruiz Garcia..... | 29, 36, 191, 300 |
| H | | K | |
| Heitor Luiz da Costa Coutinho..... | 202 | Karina Maria Vieira Cavalieri..... | 71 |
| Henrique Debiasi | 266 | Klaus Dietter Sautter | 122 |
| Henrique Ferrari Neto | 71 | L | |
| Herlon Nadolny..... | 122 | Lafayette Dantas da Luz..... | 171 |
| I | | Lauro Charlet Pereira | 307, 317 |
| Irene Garay..... | 219 | Lays Cherobim Parolin | 248 |
| J | | Letícia Penno de Sousa | 278 |
| Jean Carlos Budke..... | 234 | Luciano Mansor de Mattos..... | 357 |
| Jeferson Dieckow..... | 71, 109 | Lucilia Maria Parron..... | 29, 36, 57, 71, 84, 92, 101, 183 |
| João Carlos Garzel Leodoro da Silva..... | 325 | Luis Claudio Maranhão Froufe | 155 |
| José Alberto Ângelo..... | 289 | Luiz Eduardo Mantovani | 47 |
| José Francisco Gonçalves Júnior | 226 | Luiz Marcos Feitosa dos Santos | 278 |
| José Mauro Magalhães | 191 | Luiz Ubiratan Hepp | 226 |
| José Paulo Sousa | 122 | Luziane Franciscon | 36, 84 |

M

Marcelo Francia Arco-Verde 335

Márcia Toffani Simão Soares 155, 242

Marcílio José Thomazini 122

Marcos Fernando Glück Rachwal 36, 57, 92

Marcos Silveira Wrege 47, 242

Maria do Carmo Ramos Fasiaben 289

Marie Luise Carolina Bartz 122

Maurício Rizzato Coelho 202

Maurício Rumenos Guidetti Zagatto 122

Maxwell Merçon Tezolin Barros Almeida 289

N

Nerilde Favaretto 71

P

Patrick Lavelle 122

R

Rachel Bardy Prado 202

Reinaldo Carlos Brevilieri 109

Renato Antônio Dedecek 57

Rosina Djunko Miyazaki 257

S

Sandra Bos Mikich 248, 257

Sergio Ahrens 349

Sérgio Gomes Tôsto 307, 317

Stéphanie Ferreira 122

T

Tanise Luisa Sausen 234

Terencio Rebello de Aguiar Junior 183

Thibaud Decaëns 122

V

Valderêa Aparecida de Sousa 242

Vanderley Porfírio-da-Silva 36

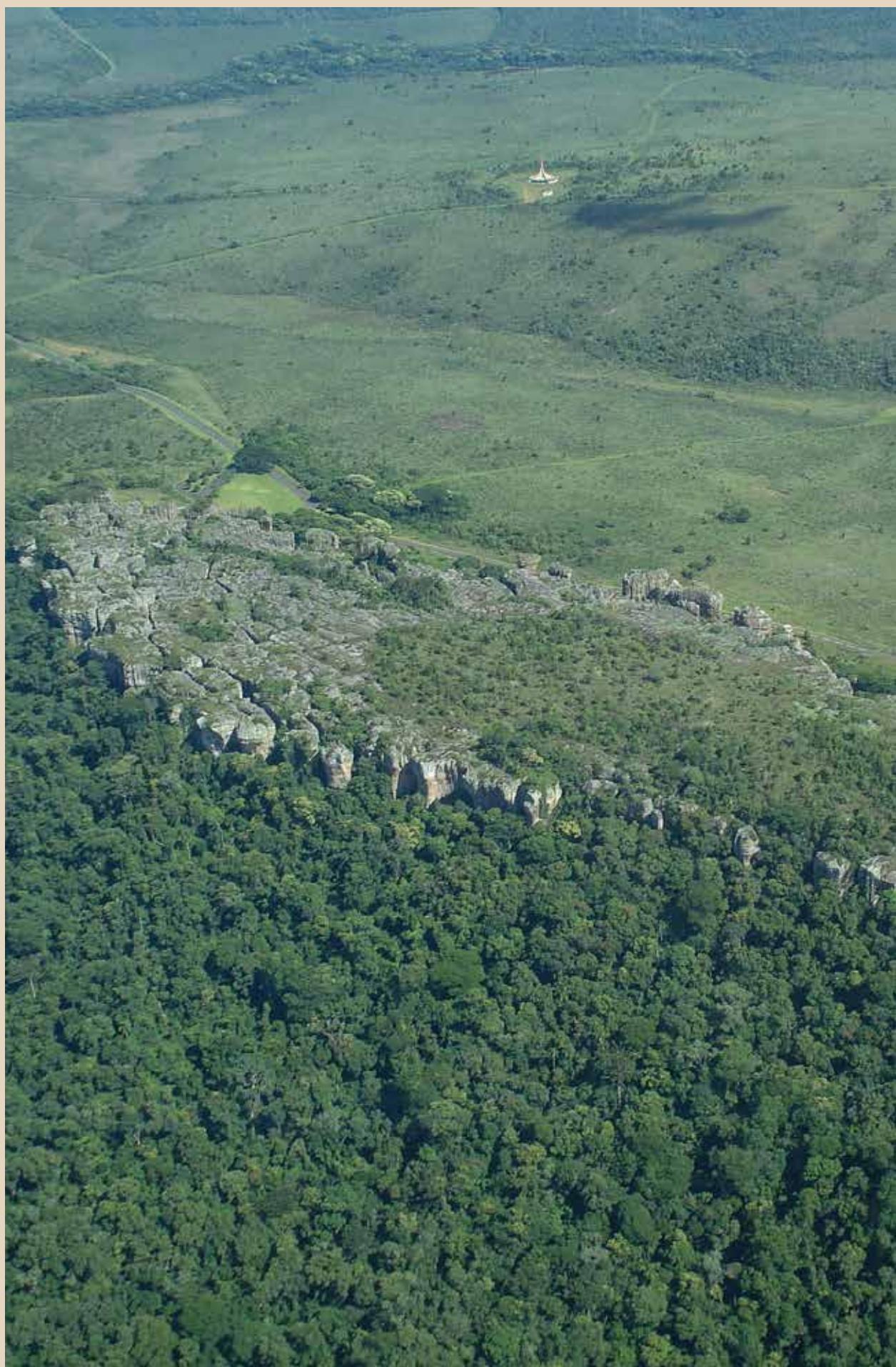
Venina Prates 47

Verediana Fernanda Cherobim 71

Vinicius Silva Tina 278

Z

Zaida Inês Antoniolli 122





Ministério da
Agricultura, Pecuária
e Abastecimento



CCPE 12205