



PELD-CNPq

Dez Anos do Programa de Pesquisas
Ecológicas de Longa Duração no Brasil:

Achados, Lições e Perspectivas

Marcelo Tabarelli, Carlos Frederico Duarte da Rocha,
Helena Piccoli Romanowski, Odete Rocha e Luiz Drude de Lacerda
(Editores)

Editora
Universitária  UFPE



PELD–CNPq

Dez Anos do Programa de Pesquisas
Ecológicas de Longa Duração no Brasil:

Achados, Lições e Perspectivas

PELD-CNPq

Dez Anos do Programa de Pesquisas
Ecológicas de Longa Duração no Brasil:

Achados, Lições e Perspectivas

Marcelo Tabarelli, Carlos Frederico Duarte da Rocha,
Helena Piccoli Romanowski, Odete Rocha e Luiz Drude de Lacerda
(Editores)

Série de Publicações PELD

Recife 2013

Editora
Universitária  UFPE

Projeto Gráfico e Diagramação
Casullo Agência Digital

© Os direitos de reprodução da obra (copyright) pertencem ao CNPq; os direitos autorais dos capítulos pertencem a seus autores, que, gentilmente, cederam as fotos contidas em toda a obra.

Catálogo na fonte:

Bibliotecária Kalina Ligia França da Silva, CRB4-1408

P381 PELD – CNPq : dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração do Brasil : achados, lições e perspectivas / Marcelo Tabarelli... [et al.]. – Recife : Ed. Universitária da UFPE, 2013. 446 p. : il. – (Série de Publicações PELD)

Vários autores.

Inclui referências bibliográficas.

ISBN: 978-85-415-0329-7 (broch.)

1. Meio Ambiente – Brasil. 2. Política ambiental – Brasil. 3. Pesquisa ecológica – Brasil.
4. Áreas de conservação de recursos naturais – Brasil. I. Tabarelli, Marcelo, 1966 (Ed.).

333.70981

CDD (23.ed.)

UFPE

(BC2013-191)

Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI

Marco Antonio Raupp

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq

Glaucius Oliva

Diretoria de Ciências Agrárias, Biológicas e da Saúde – Dabs

Paulo Sérgio Lacerda Beirão

Coordenação Geral do Programa de Pesquisa em Ciências da Terra e do Meio Ambiente – CGCTM

Onivaldo Randig

Coordenação do Programa de Pesquisa em Gestão de Ecossistemas – Cogec

Fernando da Costa Pinheiro

Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PELD

Comitê Gestor

Paulo Sérgio Lacerda Beirão

Onivaldo Randig

Fernando da Costa Pinheiro

Andrea Ferreira Portela Nunes

David Conway Oren (suplente)

Francisco Antônio Rodrigues Barbosa

Valério de Patta Pillar (suplente)

Comitê Científico

Carlos Frederico Duarte da Rocha

Helena Piccoli Romanowski

Jean Paul Walter Metzger

Luiz Drude de Lacerda

Odete Rocha

Equipe Técnica

Márcia Aparecida de Brito

Marisa de Araújo Mamede

Prefácio

Alterações ecológicas são, via de regra, de curso temporal lento. Para se compreender a dinâmica complexa dessas alterações, não basta termos descrições pontuais do meio ambiente. É necessário um acompanhamento sistêmico e integrado de vários indicadores ecológicos e ambientais, colhidos ao longo do tempo, dando base para a formulação de hipóteses e para a compreensão dessa dinâmica. Também não basta o acompanhamento de um único sítio ou bioma. As transformações ambientais afetam diferentemente ambientes diversos, e à complexidade temporal temos que adicionar a complexidade geográfica. Assim, a compreensão mais abrangente das alterações ambientais requer que pesquisadores, trabalhando em diferentes sítios, interajam e troquem experiências e dados. No caso brasileiro, é o estudo sistemático de sítios representativos de nossa diversidade ecológica que permite detectar tendências naturais, bem como os impactos das atividades antrópicas, fundamentando a formulação de políticas públicas voltadas à conservação e à gestão sustentável do nosso meio ambiente.

Foi pelo reconhecimento da natureza estratégica de estudos ecológicos de longa duração, que fogem do padrão da maioria dos projetos científicos e tecnológicos, e graças ao papel destacado do Prof. José Galizia Tundisi que foi criado o *Programa Ecológico de Longa Duração* (PELD), sendo incorporado ao Plano Plurianual do CNPq, que garantiu sua persistência. Desde a sua criação, o PELD vem sendo acompanhado e avaliado com atividades periódicas que permitem o compartilhamento de dados e dos conhecimentos gerados em cada um dos sítios.

O Programa vem se mantendo com um equilíbrio entre duas tendências. O fato de ser de longa duração não implica em se perpetuarem sítios onde o trabalho de pesquisa está sendo conduzido de forma insatisfatória. Por outro lado, é importante garantir que sítios bem estudados e acompanhados possam ter a continuidade necessária para se alcançar os objetivos do PELD. Por isso, a avaliação criteriosa por especialistas do trabalho executado em cada sítio passou a ter um peso significativo no julgamento das novas chamadas, com as quais o Programa se renova, permitindo a incorporação de novos sítios.

Outro aspecto importante a ser destacado foi a adesão de um grande número de Fundações de Amparo à Pesquisa dos estados onde existem sítios PELD, que compreenderam a importância de estudos dessa natureza e passaram a se integrar à rede, ou completando os recursos para o pleno funcionamento dos seus sítios

ou até financiando sítios com proposta bem avaliada no mérito, mas que não tinha alcançado prioridade que permitisse conseguir ser financiada com recursos do CNPq. A possibilidade de cofinanciamento abre possibilidades para ampliar a cobertura dos biomas nacionais por um maior número de sítios PELD. Verifica-se também que os sítios PELD têm mostrado uma grande capacidade de nuclear grupos de excelência, com impactos positivos na produção científica, na graduação e na pós-graduação.

Fico muito feliz em poder apresentar à comunidade científica e à sociedade brasileira um produto do esforço e da dedicação de um número enorme de pesquisadores que, ao longo dos últimos 10 anos, coletaram, analisaram e estudaram a dinâmica ecológica. Para a sua elaboração, contamos com a competente dedicação do Prof. Marcelo Tabarelli, bem como dos demais componentes do Comitê Científico do Programa, professores Carlos Frederico Rocha, Odete Rocha, Luiz Drude de Lacerda e Helena Romanowski, a quem agradecemos. Este livro certamente será uma referência importante para a compreensão da dinâmica do nosso meio ambiente.

Paulo Sérgio Lacerda Beirão
Diretor de Ciências Agrárias, Biológicas e de Saúde
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq

Agradecimentos

Os editores agradecem: aos colegas John Du Vall Hay, Luiz Antônio Martinelli e Stephen Francis Ferrari, pelo envolvimento inicial na produção desta obra; aos revisores *ad hoc*, pela qualidade do trabalho; à equipe PELD–CNPq, pelo compromisso e entusiasmo durante este processo; e a todos os autores aqui reunidos, pelo esforço e pela cumplicidade.

Sumário

- 1** **Uma Breve História do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD–CNPq) do Brasil: da Semente ao Fruto**
Francisco Antônio Rodrigues Barbosa13
- 2** **Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: uma Abordagem Essencial ao Estudo de Ecossistemas e seus Processos**
José Galizia Tundisi29
- 3** **The International Long-term Ecological Research Network and its Role in Global Research and Policy**
Terry W. Parr37
- 4** **Impactos Antrópicos no Ecossistema de Floresta Tropical**
Flávio J. Luizão & colaboradores57
- 5** **Respostas Ecológicas de Longo Prazo a Variações Plurianuais das Enchentes no Pantanal**
Guilherme Mourão & colaboradores87
- 6** **Dinâmica Biológica e Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica do Médio Rio Doce, MG (PELD/UFGM)**
Francisco A. R. Barbosa & colaboradores115
- 7** **Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense**
Fabio R. Scarano & Francisco de A. Esteves147
- 8** **Padrões de Variação de Longo Prazo na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná**
Angelo A. Agostinho & colaboradores165

9	O Sistema Hidrológico do Taim David da Motta Marques & colaboradores	197
10	O Efeito de Perturbações Naturais e Antrópicas na Ecologia do Estuário da Lagoa dos Patos Clarisse Odebrecht & colaboradores	223
11	Conservação e Manejo Sustentável de Ecossistemas Florestais – Sítio Ecosilvibras Sylvio Péllico Netto, Carlos Roberto Sanquetta & Solon Jonas Longhi	249
12	Cerrados do Nordeste do Brasil e Ecótonos Associados: Sítio 10 – Sítio Ecocem Antonio Alberto Jorge Farias Castro	297
13	Caatinga: Estrutura e Funcionamento de Ambientes Terrestres e Aquáticos Maria Regina de Vasconcellos Barbosa & colaboradores	335
14	Dez anos de Pesquisas de Longa Duração no Pantanal Norte: Achados, Lições e Perspectivas Carlos Alberto Castro & colaboradores	365
15	Dez Anos de PELD: Achados Científicos e Perspectivas Marcelo Tabarelli & colaboradores	395
16	Dez Anos de Gestão do PELD: Resultados, Lições e Perspectivas Marisa de Araújo Mamede, Fernando da Costa Pinheiro & Marcelo Tabarelli	415
	Anexo I: Lista de Autores	437
	Anexo II: Lista de Sítios PELD	443

1 Uma Breve História do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD–CNPq) do Brasil: da Semente ao Fruto

FRANCISCO ANTÔNIO RODRIGUES BARBOSA *

Departamento de Biologia Geral
Universidade Federal de Minas Gerais
Belo Horizonte/MG, CEP: 31270-901, Brasil.

* Autor para correspondência: barbosa@icb.ufmg.br

Resumo: Este capítulo sintetiza a história da criação do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD–CNPq, e sua implementação com a publicação do 1º edital de chamada de projetos e a liberação dos recursos em novembro de 1999. O capítulo conceitua *o que são e para que servem* as pesquisas ecológicas de longa duração, bem como descreve o processo de formação de redes de sítios de pesquisas ecológicas de longa duração no Brasil, os esforços da comunidade científica e do CNPq na criação de sua estrutura de gestão e aponta alguns aspectos-chave para a manutenção e consolidação deste programa estratégico para o Brasil.

Palavras-chave: breve história, criação do PELD, marcos teóricos e conceituais, pesquisas ecológicas de longa duração, pesquisas em rede

Abstract: A tentative explanation of what is and to what it serves for the Brazil Long Term Ecological Research Program (Brazil-LTER) is presented in this introductory chapter, together with detailed information on its creation and implementation after completion of its first decade. Moreover, the chapter also calls attention for what is and what are used for long term ecological research, the building up process of networking the research sites in Brazil, the efforts being dedicated to the management of this network and the future of the long-term ecological research program in Brazil.

Keywords: Brazil-LTER program, management of long-term research, networking ecological research

Pesquisas ecológicas de longa duração: o que são e para que servem?

Até meados da década de 1980, muito provavelmente tais perguntas não seriam facilmente respondidas ou, quando muito, seriam oferecidas respostas vagas, e até mesmo controversas, tentando explicar as possíveis diferenças entre pesquisas ecológicas de curta e de longa durações. Um estudo pioneiro focalizando aspectos conceituais e filosóficos acerca das pesquisas de longa duração foi o de Strayer et al. (1986). Para esses autores e para responder à questão “Por quanto tempo um estudo deve ser mantido para ser considerado de longo prazo?”, existem pelo menos duas respostas: (1) um estudo será considerado de longo prazo se é mantido pelo menos durante o tempo de geração do organismo dominante ou se é longo o suficiente para incluir exemplos de processos que estruturam o ecossistema em estudo; (2) alternativamente, outra abordagem define estudo de longo prazo como aquele estudo que se mantém por um período de tempo maior do que a maioria dos estudos ecológicos.

Embora as respostas acima pareçam de pouca objetividade — mesmo atualmente não existindo muitas opções para “definir” o que são pesquisas ecológicas de longa duração —, parece existir um consenso, particularmente entre ecólogos, de que o significado *de longa duração* se aplica a estudos e análises de dados realizados em sítios escolhidos para a investigação de processos e fenômenos cujas respostas somente são percebidas e eventualmente entendidas após longos períodos de medições, geralmente aceitos como não inferiores a 10 anos.

Inequivocamente essa é uma medida de tempo arbitrária e, como tal, passível de discussões intermináveis. Porém, o consenso reside no fato de que pesquisas ecológicas de longa duração são aquelas passíveis de serem avaliadas após períodos consideráveis de observações, como, por exemplo, pesquisas que possibilitam identificar e resolver problemas ambientais dos níveis regionais ao nível global (exs.: perda de biodiversidade, aquecimento global); pesquisas para formular e comprovar hipóteses e conceitos ecológicos; pesquisas visando a avaliação de processos lentos (exs.: sucessão ecológica, dinâmica de populações, formação de solos, decomposição de serapilheira); eventos raros e ou episódicos (exs.: padrões reprodutivos; efeitos e impactos do fogo; inundações; secas; episódios de pestes); e processos com alta variabilidade anual, bem como processos sutis e fenômenos complexos (exs.: cobertura de gelo, produtividade de desertos, produção de serapilheira e efeitos de chuva ácida).

Estudos de longa duração são particularmente úteis na análise e discussão de

conceitos ecológicos, tais como: (1) sucessão ecológica: papel das espécies pioneiras, vias alternativas, estado-clímax; (2) mudanças no ecossistema associadas com sucessão: diversidade vs. estabilidade, acumulação-perda de matéria orgânica; (3) interações predador-presa, planta-herbívoros; (4) variações/controle sobre produtividade dos ecossistemas, com ênfase nos efeitos das mudanças climáticas e cargas de poluentes; (5) taxas, causas e padrões espaciais de mortalidade de árvores; (6) interações competitivas e mudanças (*shifts*) no tempo: mudança de competição para mutualismo; (7) perda de biodiversidade; e (8) efeito da introdução de organismos geneticamente modificados ou de espécies exóticas invasoras.

Rede de sítios como estratégia para desenvolver este tipo de pesquisa

Cada vez mais, os dados de longo prazo são vistos como essenciais para o entendimento das mudanças ambientais e para subsidiar ações e programas de manejo visando adaptações ou mitigações de impactos de larga escala. Além disso, é amplamente reconhecida a necessidade de ampliação das escalas (espacial e temporal) de medidas, de modo a podermos entender a complexidade do ambiente. Complementarmente, a necessidade de colaborações entre cientistas de diversas áreas interessados em entender as mudanças ambientais tem sido um dos argumentos principais para o estabelecimento de sítios e programas de pesquisas de longo prazo (Gosz 1998).

Como resultado de uma reunião internacional em 1993, focalizando tais necessidades, foi criada uma rede internacional de pesquisas ecológicas de longa duração (ILTER Network) com a missão de facilitar a cooperação internacional entre cientistas envolvidos nas pesquisas de longo prazo (Gosz 1998). O Brasil foi um dos dezesseis países participantes, representado pelo pesquisador Bruce R. Forsberg, do Inpa – Manaus, que, naquela ocasião, sugeriu como potenciais sítios e programas de pesquisas ecológicas de longo prazo os seguintes (Forsberg 1993):

- a) *Projeto Abracos* (Inpa, Inpe – Reino Unido; e Cena – Piracicaba), que examinava os efeitos locais das mudanças do uso da terra nos ciclos da água da floresta e no microclima da Bacia Amazônica.
- b) *Projeto EOS-RAM* (Earth Observing System – Regional Amazon Model), que investigava os efeitos das mudanças do uso da terra nos ciclos hidrológico e biogeoquímico numa escala regional.

- c) *Projeto Dinâmica Biológica em Fragmentos Florestais*, uma colaboração entre o Inpa, o WWF, o Instituto Smithsonian e o CNPq, investigando a dinâmica da flora e fauna em diferentes fragmentos da floresta.
- d) Reserva Florestal Adolpho Ducke, onde vem sendo monitorada a dinâmica populacional e de comunidades da flora e fauna.
- e) *Projeto Camrex*, experimento de carbono no Rio Amazonas (Inpa, Cena, NSF, Universidade de Washington), avaliando a biogeoquímica do carbono, nitrogênio e fósforo no sistema de rios da Amazônia.
- f) *Projeto Fazenda Experimental Nhumirim* (Corumbá/MS), da Embrapa Pantanal, com pesquisas sobre agroecossistemas e a dinâmica de populações vegetais e animais.
- g) Floresta Atlântica Costeira, particularmente em parques e reservas selecionadas.

Adicionalmente, foram ainda indicados como sítios potenciais:

- a) Estação Experimental de Silvicultura Tropical, do Amazonas; e Reserva Biológica Campina, próximo a Manaus.
- b) Reserva Florestal do Museu Goeldi (próximo ao Rio Xingu/PA).
- c) Ilha do Cardoso, no litoral paulista.
- d) Reserva Florestal de Linhares/ES.

História de criação do PELD: marcos teóricos e conceituais

Inegavelmente, a organização da comunidade científica da área de Ecologia merece destaque na preparação do terreno para a criação do PELD. Em meados de 1990, o País já contava com 25 cursos de pós-graduação na área, e, naturalmente, essa comunidade crescia e demandava novos espaços no cenário de pesquisas, aumentando consistentemente sua contribuição para a produção científica brasileira e mundial. Uma iniciativa particularmente importante foi a proposição dessa comunidade, liderada pelo pesquisador Rogério Parentoni Martins, da criação do Fórum Nacional de Coordenadores de Cursos de Pós-graduação em Ecologia, que se reunia anualmente e permitia ampla discussão sobre iniciativas e abordagens para facilitar o crescimento e a produtividade dos ecólogos e de seus grupos de pesquisa e de ensino. O clima de então permitia e facilitava o surgimento de novas ideias e propostas de atuação, clima este essencial para possibilitar o surgimento de propostas, alterando ações e medidas tradicionais na administração e no fomento da pesquisa, particularmente na área da Ecologia.

Assim, inspirado na iniciativa de sucesso da área de Genética, que criou, em

meados de 1960, o *Programa Integrado de Genética* – PIG, e, em conversas com vários colegas, dentre os quais destaco os pesquisadores Miguel Petrere Jr., da Unesp-Rio Claro; Angelo Antonio Agostinho, da UEM-Maringá; e Francisco de Assis Esteves, da UFRJ, propus ao Fórum de Coordenadores de Cursos de Pós-graduação em Ecologia a criação do *Programa Integrado de Ecologia* – PIE, proposta esta imediatamente apoiada e submetida à apreciação do CNPq, em 1996. Felizmente, a iniciativa foi também imediatamente apoiada e posta em prática pelo CNPq, na época presidido pelo ecólogo e limnólogo professor José Galizia Tundisi. A proposta foi aprovada em 1998, e surgiu o PIE, com dois subprogramas: (1) *Capacitação e Pesquisa*, visando a elaboração de sínteses dos avanços conseguidos com as pesquisas ecológicas no País (de curta duração); e (2) *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD. A gestão do novo programa foi delegada a uma comissão coordenadora constituída por representantes da comunidade científica e das agências de fomento CNPq, Capes, MMA e Finep.

Durante o processo de criação do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, merece destaque o papel desempenhado pelo programa similar dos Estados Unidos (US-LTER) com apoio financeiro da National Science Foundation – NSF. Particularmente importante, foi a visita ao CNPq, em 1998, do pesquisador James Gosz, que discorreu sobre a importância da abordagem de pesquisas ecológicas de longa duração, bem como da constituição de redes de pesquisas, para permitir ampliação das possibilidades de pesquisas em parceria. Nessa visita, salientou a implantação da Rede Internacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (ILTER), naquele momento grandemente apoiada pela NSF. Como resultado de sua visita, tivemos a oportunidade de participar de algumas reuniões preparatórias como, por exemplo, aquela realizada em Porto Rico, com o objetivo de familiarizar representantes brasileiros com as metas, os objetivos e as estratégias da abordagem LTER de pesquisas ecológicas. O Brasil tornou-se membro da rede ILTER ainda em 1998, durante o processo de estruturação e criação do PELD.

O PIE teve como metas prioritárias:

- Propor políticas para o desenvolvimento da Ecologia no Brasil.
- Desenvolver pesquisas e redes de informação.
- Apoiar a cooperação internacional.
- Propor a padronização instrumental e metodológica.
- Incrementar a formação de recursos humanos e o desenvolvimento institucional.
- Atuar, harmonicamente, com os demais programas governamentais e a comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Nacional.

O programa se concentrou em uma agenda de pesquisa comum com cinco temas prioritários:

- Padrões e controle da produtividade primária.
- Dinâmica (fluxos) de nutrientes.
- Conservação da diversidade biológica.
- Dinâmica de populações e organização de comunidades e ecossistemas.
- Padrões e frequência de perturbações naturais e de impactos antrópicos.

Essa agenda de pesquisa constituiu o suporte técnico-científico para a formação do PELD, que deveria ser implementado a partir da identificação e seleção de sítios de pesquisas já existentes e representativos dos ecossistemas brasileiros, a começar por sítios localizados em áreas que já abrigavam programas de pesquisas ecológicas com facilidades de campo definidas. Esses sítios deveriam formar uma rede do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* (rede PELD), permitindo a troca de experiências e a condução de pesquisas em parceria, ampliando assim as possibilidades de pesquisa no tempo e espaço.

Por iniciativa do CNPq, foi constituído um comitê coordenador composto por representantes da comunidade científica, do CNPq, da Capes, do MMA e da Finep. Esse comitê identificou critérios a serem utilizados na seleção de sítios de pesquisas tomando como base um número considerável de áreas candidatas distribuídas pelos principais biomas brasileiros, nas quais vinham sendo realizados estudos básicos, e possuidoras de instalações de campo, como também programas de pesquisas estabelecidos com colaborações nacionais e internacionais. Complementarmente, foi atribuído um peso maior a sítios localizados em áreas protegidas, considerando que as mesmas forneceriam naturalmente um bom nível de proteção para as atividades de pesquisa de longa duração (Barbosa et al. 2000).

Os critérios utilizados para a seleção dos sítios PELD foram, basicamente:

- a) Representatividade da área para fins de conservação.
- b) Distribuição geográfica e diversidade de biomas.
- c) Infraestrutura existente (pessoal, equipamentos, acessibilidade/disponibilidade de informação científica).
- d) Vinculação institucional do local proposto.
- e) Capacidade de executar e garantir a continuidade de investigações ecológicas de longa duração.
- f) Possibilidade de experimentação no local (desejável).

Após um elaborado processo de consulta à comunidade científica – através de várias reuniões do comitê e quatro workshops principais (Porto Rico, Panamá, Costa Rica e Foz do Iguaçu) –, foi compilada uma lista de 27 sítios de pesquisa candidatos a abrigar o PELD. Após seleção por uma comissão organizada pelo CNPq, foram escolhidos nove sítios para iniciar o programa, assim distribuídos: um na Amazônia, um no Pantanal Mato-grossense (com duas áreas-foco), um no cerrado do Brasil Central, dois no Sudeste e três na região Sul, (Barbosa et al. 1998; 2000). A Figura 1 mostra a rede de distribuição atual dos sítios PELD selecionados após três editais públicos do CNPq.

O gerenciamento da rede PELD

Como salientado por Barbosa et al. (2000), o *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* é um esforço colaborativo entre cientistas e estudantes que trabalham em diversas áreas do País em torno de uma agenda de pesquisa comum, focalizando os cinco grandes temas especificados acima. Esses temas são suficientemente abrangentes de modo a evitar qualquer possibilidade de exclusão ou barreiras para as proposições da comunidade científica brasileira.

Nesta primeira fase, o comitê coordenador, formado por três cientistas e dois representantes do CNPq, foi o responsável pela condução das principais políticas de manutenção da rede. Em nível dos sítios de pesquisa, cada um possui um coordenador, responsável pelas atividades de pesquisa bem como pela proposição e administração dos recursos financeiros concedidos através de edital público. As propostas tiveram como horizonte 10 anos (2000–2009), e seu financiamento foi garantido através de uma linha de crédito especial do CNPq, que previa recursos anuais da ordem de R\$ 1.000.000,00. Acordou-se também que os dados gerados pelos projetos seriam sistematizados e reunidos em um banco de dados local sob responsabilidade da coordenação do sítio e posteriormente, integrando a rede PELD, seriam reunidos em um banco de dados comum sob responsabilidade do MCTI-CNPq.

O estabelecimento de parcerias, dentro e fora da rede PELD, sempre foi uma preocupação central do Programa. Assim, integrar-se à rede ILTER foi uma ação prioritária desde o início do PELD, que se tornou membro dessa rede internacional ainda em 1998, durante a implantação do PELD. As ações visando atrair novos parceiros (grupos de pesquisas em países-chave com tradição de pesquisas de longo prazo) bem como um programa de troca de cientistas-visitantes e estudantes foram decididas desde o início. Concretamente, e com a ajuda particularmente importante da rede LTER dos Estados Unidos (US-LTER), inicialmente sob a liderança de James Gosz e sua equipe, o Brasil contribuiu significativamente para a

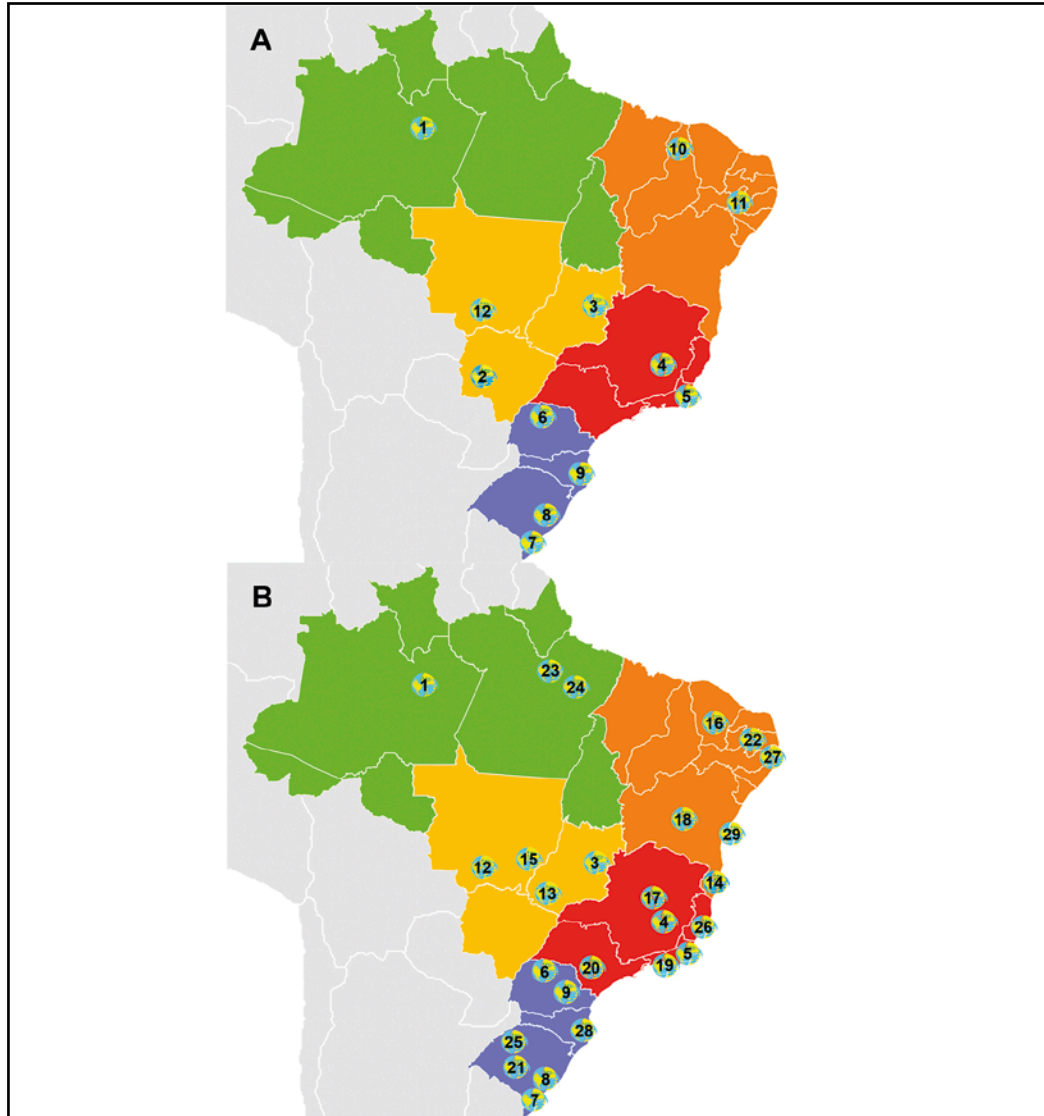


Figura 1. Evolução temporal da configuração da rede PELD, com localização geográfica dos sítios.

A) 1999-2009 - 1: Floresta Tropical Úmida – Reservas Florestais do INPA - Manaus. 2: Pantanal Sul; 3 - Cerrado APA Gama – Cabeça de Veado. 4: Mata Atlântica – Lagos do Médio Rio Doce. 5: Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense. 6: A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. 7: Sistema Hidrológico do Banhado Taim. 8: Estuário da Lagoa dos Patos. 9: Floresta Ombrófila Mista e Transições. 10: Cerrados Marginais do Nordeste. 11: Caatinga – Cariri (PB) e Seridó (RN). 12: Pantanal Norte.

B) 2009 - 2012 - 1: Floresta Amazônica da Reserva do INPA-AM. 3: Cerrados do IBGE e do Jardim Botânico de Brasília-DF. 4: Mata Atlântica e Sistema Lacustre do Rio Doce-MG. 5: Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense-RJ. 6: Planície de Inundação do Alto Rio Paraná-PR. 7: Banhado do Taim-RS. 8: Estuário da Lagoa dos Patos-RS. 9: Floresta Araucária e Transições-PR. 12: Pantanal Norte-MT. 13: Cerrado do Parque Nacional das Emas-GO. 14: Mata Atlântica na REBIO de Una-BA. 15: Transição Cerrado-Floresta Amazônica-MT. 16: Capital Natural da Caatinga – CE. 17: Campos Rupestres da Serra do Cipó-MG. 18: Ecossistemas na Chapada Diamantina-BA. 19: Baía de Guanabara-RJ. 20: Ecossistemas Lacustres da Represa do Lobo/Broa-SP. 21: Campos Sulinos e Mata Atlântica-RS. 22: Caatinga de PE e PB. 23: Floresta Amazônica da Região do Jarí-PA. 24: Floresta Nacional de Caxiuanã-PA. 25: Campos Sulinos da APA do Ibirapuita-RS. 26: Baía do Rio São Mateus-ES. 27: Zonas Costeiras-PE. 28: Zonas Costeiras-SC. 29: Recifes do Litoral da BA.

criação da rede latino-americana do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*, um dos produtos dos *workshops* realizados em San Juan (Porto Rico), Cidade do Panamá (Panamá), Estação Biológica de La Selva (Costa Rica) e Foz do Iguaçu (Brasil), o que permitiu também o nivelamento necessário para a criação dessa rede regional, proposta em junho de 1997.

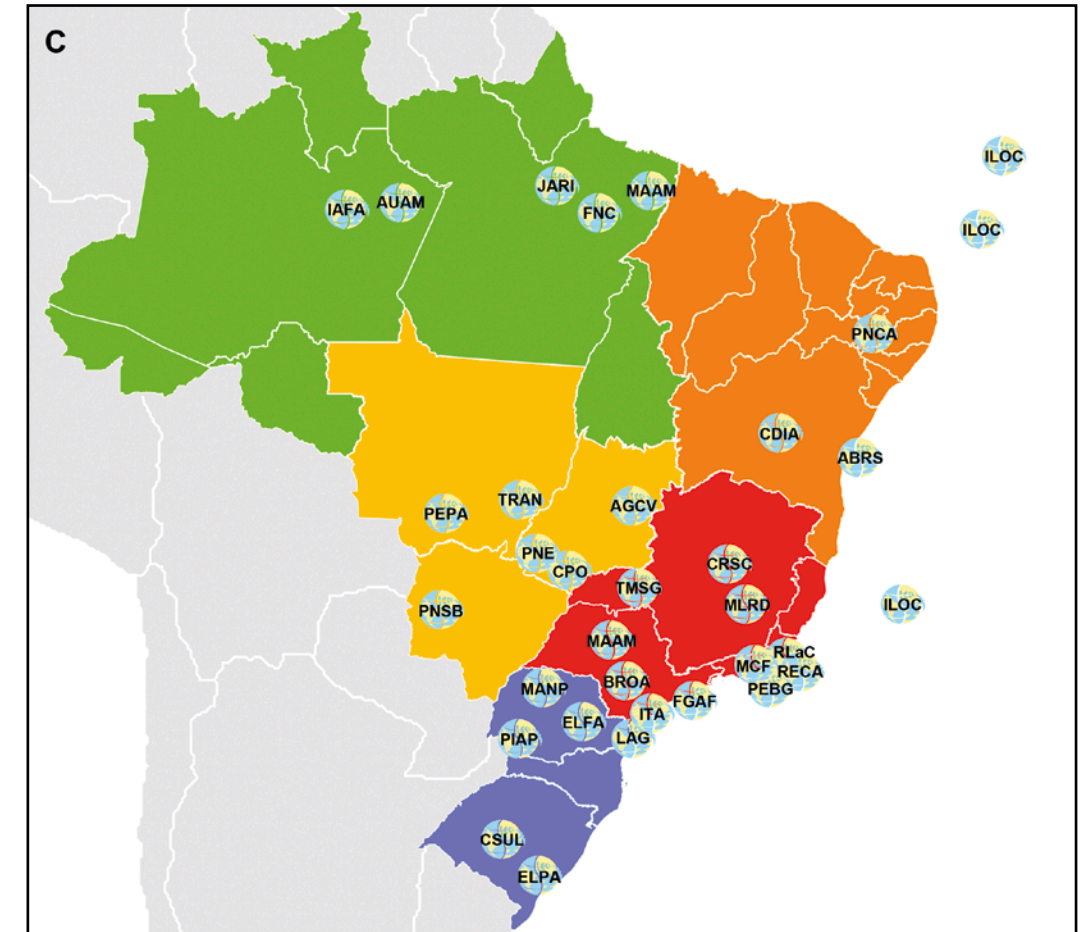


Figura 1. Evolução temporal da configuração da rede PELD, com localização geográfica dos sítios.

C) 2012 - ATUAL - ABRs: PELD Abrolhos. AGCV: CERRADO - Brasília, APA Gama Cabeça de Veado. AUAM: PELD Áreas Úmidas Amazônicas. BROA: Pesquisas Ecológicas de Longa Duração nas Bacias Hidrográficas dos Rios Itaqueri e Lobo e UHE Carlos Botelho (Broa). CDIA: PELD - Chapada Diamantina. CPO: Serra de Caiapó. CRSC: Campos Rupestres da Serra do Cipó-MG. CSUL: PELD Campos Sulinos. ELFA: Estrutura e Funcionamento da Floresta com Araucária e Suas Transições. ELPA: Estuário da Lagoa dos Patos e Costa Adjacente. FGAF: Gradiente Funcional da Floresta Ombrófila Densa Atlântica. FNC: Estação Científica Ferreira Penna - Floresta Nacional de Caxiuanã. IAFA: Impactos Antrópicos na Floresta Amazônica - Reservas Florestais do INPA. ILOC: Ilhas Oceânicas. ITA: Rios e Riachos Costeiros da Baía do Rio Itanhaém. JARI: PELD JARI - Monitoramento de Impactos de um Modelo de Manejo Florestal na Amazônia. LAG: LAGAMAR. MAAM: Restauração de Reserva Legal e Mata Ciliar na Mata Atlântica e Amazônia. MANP: Mata Atlântica do Norte do Paraná. MCF: Mosaico Central Fluminense. MLRD: Mata Atlântica e Sistema Lacustre do médio Rio Doce-MG. PEBG: PELD Baía de Guanabara. PEPA: Pesquisa Ecológica no Pantanal Norte. PIAP: Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. PNCA: Parque Nacional do Catimbeau - PE. PNE: Parque Nacional das Emas-GO. PNSB: Parque Nacional da Serra de Bodoquena. RECA: Resurgência de Cabo Frio. RLaC: Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense. TMSG: Triângulo Mineiro e Sudeste de Goiás. TRAN: Transição Cerrado - Floresta Amazônica.

Envolvimento de agências

Recursos adicionais constituíram uma preocupação constante do PELD juntamente com o estabelecimento de parcerias para manter as atividades de pesquisa. Assim, foi proposta à Capes a concessão de um programa específico de bolsas para o PELD, nos moldes da iniciativa de sucesso feita para o Programa LBA (*Atmosphere and Biosphere Project*), entre a Nasa e o Inpe-CPTEC. Lamentavelmente, jamais tivemos um apoio específico da Capes, limitando consideravelmente o número de bolsistas do PELD. Outro parceiro potencial importante é, sem dúvida, o Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal – MMA. No entanto, apesar de um número considerável de sítios selecionados se dedicarem ao inventário e monitoramento da biodiversidade de grupos específicos da flora e fauna brasileiras, também não logramos ações prioritárias com o MMA até o presente, em que pese a participação importante de técnicos dessa instituição, particularmente o envolvimento pessoal de Bráulio Dias, à época Diretor de Biodiversidade, o qual sempre participou das principais decisões que nortearam o PELD.

A participação da Finep, até o presente, não se traduziu numa contribuição efetiva para o PELD. Merece destaque, entretanto, o envolvimento das Fundações de Apoio a Pesquisa – FAPs, estaduais, que certamente demonstraram interesse genuíno em se envolver e apoiar esse programa estratégico para o País. Concretamente, essas fundações fazem parte agora da segunda fase do PELD, participando ativamente das ações dos sítios em seus respectivos estados.

O caminho a seguir

Passados cerca de 14 anos desde sua implantação e tendo sido concluída sua primeira fase em dezembro de 2009, é essencial uma análise e avaliação da evolução do PELD, assinalando suas fragilidades, seus avanços, suas mudanças e perspectivas.

Na primeira fase (2000–2009), o PELD enfrentou várias situações adversas, inclusive no âmbito do próprio MCT, que felizmente logrou inseri-lo nos seus Planos Plurianuais – PPAs, e, com isso, garantiu a continuidade do financiamento para a manutenção das atividades propostas. Contudo, havia dificuldades sobre sua manutenção e continuidade, e aqui merece destaque o apoio contínuo do CNPq, que conseguiu manter o Programa em andamento e realizar duas avaliações com consultores externos, sem as quais o planejamento de uma segunda fase seria praticamente impossível.

Graças ao compromisso do CNPq, tivemos, logo após a avaliação da primeira fase, a seleção de novos sítios e a manutenção da maioria dos “antigos” (iniciais), via dois novos editais (Edital 059/2009 e Edital 34/2012). Com o apoio de várias FAPs, a rede PELD conta hoje com 36 sítios. Nesta nova etapa, o PELD está institucional, estrutural e financeiramente melhor aparelhado para se consolidar não apenas como um programa de pesquisas relevante do ponto de vista técnico-científico, mas, principalmente, como um programa estratégico para o desenvolvimento sustentável do País. São exemplos de sua consolidação, a decisão de se publicar novos editais a cada 3 anos, bem como a implantação da estrutura de gestão do programa, formada pelo Comitê Gestor (Portaria CNPq 297/2011 e Resolução Normativa 023/2001) – constituído por três representantes do CNPq, dois representantes do MCTI e dois representantes dos coordenadores de sítios – e o Comitê Científico (Portaria CNPq 109/2012 e Resolução Normativa 023/2011) – constituído por quatro membros mais um suplente da comunidade científica, sem envolvimento direto com o PELD.

O PELD já conta também com um sistema de armazenamento e gerenciamento de dados, iniciado através de edital do CNPq para acolher proposta de criação de banco de dados e tendo o Inpa como coordenador dessa importante área. Mais recentemente, o MCTI assumiu essa iniciativa com a criação do Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira – SiBBr, cuja meta central é integrar e disseminar o conhecimento em todas as áreas financiadas com recursos públicos. Esse é, sem dúvida, um passo importante para o fortalecimento das pesquisas em rede, pois amplia as possibilidades de compartilhamento de dados e de informações e seus usos. O programa de banco de dados será brevemente implementado tão logo sejam concluídos os treinamentos ministrados pelo MCTI para os representantes dos sítios PELD.

Merece destaque também o “retorno oficial” do Brasil à rede ILTER: em dezembro de 2012, a rede PELD esteve oficialmente representada na reunião anual do Comitê Coordenador da rede ILTER, realizada em Lisboa, Portugal. A participação de representantes do PELD nas comissões e nas iniciativas dessa rede é apenas uma questão de apresentação de candidaturas e indicação de interesses. Particularmente importante é investir na maior integração com a rede ILTER e suas redes regionais, ampliando as possibilidades de pesquisa e troca de informações nos níveis regionais e global. São exemplos de desafios nessa área, a reativação da rede latino-americana do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*, rede esta que até o presente não conseguiu discutir e implementar iniciativas de interesse para a região e para a tomada de posições na busca de um consenso so-

bre a efetividade de se manter divisões propostas para atender mais a um caráter geopolítico do que uma análise de questões ambientais.

O melhor exemplo é a situação atual dos grupos na redeILTER denominados América do Norte, América Central e América do Sul. Contrariamente, temos proposto a criação da rede Américas considerando, entre outras razões, as diferenças técnico-científicas e as prioridades existentes entre essas regiões. Nessa proposição, uma rede Américas tem a possibilidade de constituir uma iniciativa integradora com vistas à diminuição das diferenças atuais e da inércia em difundir as potencialidades entre os países que integram a América Central e a América do Sul, comumente referida como América Latina, deixando, por exemplo, o México numa situação dúbia em vários posicionamentos.

Certamente, ainda existem fraquezas e limitações a serem trabalhadas pela rede PELD, entre as quais a efetiva integração seja talvez o maior desafio, particularmente considerando a existência de limitações. Há que se considerar limitações de infraestrutura, inclusive de pessoal nos níveis técnico e científico, além da definição de prioridades de abrangência regional, com destaque para as áreas de conservação e de uso sustentável da biodiversidade, serviços ecossistêmicos, água e seus recursos, entre outros. Esses e outros temas têm reais chances de serem amplamente debatidos e adotados nas redes de pesquisas ecológicas de longa duração existentes nas escalas locais (sítios de pesquisa), regionais (redes regionais) e mundial (rede ILTER).

Agradecimentos

Esta breve história não viria a público e provavelmente se perderia no tempo se não tivéssemos tido a visão e a boa vontade da direção e dos técnicos do CNPq, particularmente daqueles envolvidos diretamente com a Cogec e a administração direta do PELD. Quero ressaltar também o empenho e compromisso do Comitê Científico do Programa ao qual agradeço na pessoa do colega e amigo Marcelo Tabarelli, pelo tempo dedicado a produzir este livro. Muito obrigado e um abraço a cada um!

Literatura citada

- Barbosa, F. A. R., G. A. B. da Fonseca, R. B. Cavalcanti, and M. T. da Fonseca. 1998. The Brazilian Long Term Ecological Research Program: present status and perspectives. In US LTER Network Office, University of New Mexico, pp. 7-13.
- Barbosa, F. A. R., G. A. B. da Fonseca, R. B. Cavalcanti, and M. T. da Fonseca. 2000. The Brazilian Long Term Ecological Research Program: Present status and perspectives for the new decade. In US LTER Network Office, University of New Mexico, pp. 72-75.
- Forsberg, B. R. 1993. Brazil-LTER. In US LTER Network Office, University of Washington, College of Forest Resources, pp. 42-44.
- Gosz, J. R. 1998. Long-term research on a global scale. In US LTER Network, University of New Mexico, pp. 3-6.
- Strayer, D., J. F. Glitzenstein, C. J. Jones, J. Kolaza, G. E. Likens, M. J. McDonnell, G. G. Parker, and S. T. A. Pickett. 1986. Long-term ecological studies: An illustrated account of their design, operation and importance to ecology. Occasional Publication of the Institute of Ecosystem Studies, New York Botanical Garden, 2.

2 Pesquisas Ecológicas de Longa Duração: uma Abordagem Essencial ao Estudo de Ecossistemas e seus Processos

JOSÉ GALIZIA TUNDISI*

Instituto Internacional de Ecologia, Empresa de Pesquisa e Consultoria, Laboratório de Recursos Hídricos, São Carlos, São Paulo, CEP:13560-660, Brasil.

* Autor para correspondência: tundisi@iie.com.br

Resumo: Neste capítulo é abordado como as pesquisas ecológicas de longa duração – PELD, ou pesquisas ecológicas sustentáveis, são fundamentais para o desenvolvimento de políticas ambientais e para gerenciar os recursos naturais necessários ao benefício da humanidade (água, alimentos, biodiversidade, recursos genéticos). São abordados de forma sumária o funcionamento dos ecossistemas e como o PELD possui um papel fundamental para conhecer cientificamente e avaliar qualitativa e quantitativamente a complexidade dos processos ecológicos com uma visão sistêmica, integrada e de longa duração, de forma a promover maior capacidade de conservação e de gestão de ecossistemas e analisar tendências, perspectivas e cenários. As pesquisas ecológicas de longa duração têm a capacidade de perceber as incertezas nestes processos e melhorar a acuracidade das predições, proporcionando oportunidades e alternativas para correção de rumos e previsão de impactos.

Palavras-chave: conservação e gestão de ecossistema, funcionamento dos ecossistemas, integridade do ecossistema, pesquisas ecológicas sustentáveis, recursos naturais

Abstract: This chapter addresses how the long-term ecological research (LTER) or sustainable ecological research are fundamental to the development of environmental policies and to manage the natural resources necessary to the benefit of humanity (water, food, biodiversity, genetic resources). It is briefly addressed the functioning of ecosystems and how LTER play a key role to know and scientifically evaluate qualitatively and quantitatively the complexity of ecological processes in a systemic, integrated and in the long-term, to promote greater capacity for the conservation and management of ecosystems and to analyze trends, perspectives and backgrounds. The long-term ecological research have the ability to understand the uncertainties in these processes and to improve the accuracy of predictions, providing opportunities and alternatives for correction of course, prediction of impacts by promoting more accurate visions of the future.

Keywords: ecosystem integrity, conservation and management of ecosystem, functioning of ecosystems, natural resources, sustainable ecological research

Introdução

As pesquisas ecológicas de longa duração – PELD, ou pesquisas ecológicas sustentáveis (Sustained, Ecological Research; Likens 1992), são fundamentais para o desenvolvimento de políticas ambientais e para gerenciar recursos naturais necessários ao benefício da humanidade (água, alimentos, biodiversidade, recursos genéticos).

Conhecer cientificamente e avaliar qualitativa e quantitativamente a complexidade dos processos ecológicos, com uma visão sistêmica, integrada e de longa duração, são mecanismos para promover uma maior capacidade de conservação e de gestão de ecossistemas e analisar tendências, perspectivas e cenários. Devido ao estabelecimento de objetivos de longo prazo (20, 30, 50, 100 anos), as pesquisas ecológicas sustentáveis requerem novos e inovadores sistemas de financiamento pelas agências e a dedicação intensa de lideranças científicas e das equipes de pesquisa. Outra característica desse tipo de pesquisa é a permanente interação entre coleta, observação de campo, “quase-experimentação” em subsistemas e o trabalho experimental em laboratório. As sínteses permanentes possibilitam e promovem análises críticas, novas ideias e diferentes abordagens que se acoplam ao objetivo geral.

O funcionamento dos ecossistemas

Ecossistemas são dinâmicos e mudam suas características com o tempo. Evidências de alterações no funcionamento dos ecossistemas e na sua estrutura e função existem, por exemplo, nos registros paleoecológicos em sedimentos lacustres (Davis et al. 1985), havendo evidências adicionais de alterações em ecossistemas terrestres, bacias hidrográficas e em grandes biomas (Sioli 1984; Margalef 1997). As alterações na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas foram denominadas de *desenvolvimento do ecossistema* por Borman & Likens (1979), sendo um componente fundamental na compreensão dos processos interativos físico-bióticos.

Os conceitos mais recentes sobre essas alterações no ecossistema apontam para um “fluxo da natureza”, o qual promove uma visão mais dinâmica para a conservação dos processos em curso e suas implicações. A irreversibilidade de certos processos de mudanças no ecossistema e nos seus componentes é, em parte, compensada pela necessidade de permanente reorganização e pelo afastamento do equilíbrio termodinâmico, que promove crescimento (Jorgensen & Svirezhev 2004).

A reengenharia dos ecossistemas (Lawton 2000) representa modificações fisi-

cas, manutenção ou criação de novos habitats através das alterações das funções de forças e atuação dos diferentes organismos que controlam processos e interações.

Von Bertalanffy (1942) caracterizou a evolução de sistemas complexos como possuindo quatro atributos principais: (a) integração progressiva (desenvolvimento nos ecossistemas de interações entre a biota, o clima e o habitat); (b) diferenciação progressiva (aumento e diversificação da especialização à medida que o ecossistema se desenvolve); (c) mecanização progressiva (aumento no número de sistemas de controle, de *feedback loops* e de regulação); (d) centralização progressiva (maior cooperação entre os organismos e interações adaptativas).

Ainda, segundo Jorgensen & Svirezhev (2004), o crescimento do ecossistema ocorre na estrutura física (biomassa), no aumento das redes de interação e de conectividade e no aumento de informação. A diversidade genética, a biodiversidade e o aumento da informação à custa da energia suprida ao ecossistema colocam-no afastado do equilíbrio termodinâmico como maior exergia (*exergia* = energia utilizada para produzir genes e aumentar a diversidade potencial do ecossistema).

Constanza (1992) resume a definição de integridade do ecossistema de acordo com as seguintes concepções: (1) homeostase; (2) ausência de doenças; (3) diversidade e complexidade; (4) estabilidade e resistência; (5) vigor e crescimento; (6) equilíbrio entre os componentes do ecossistema.

Tundisi et al. (2012) propõem uma interação entre os conceitos de exergia, biodiversidade e complexidade estrutural e dinâmica para reservatórios. Quanto maior a exergia, mais complexo é o reservatório do ponto de vista funcional e dinâmico e maior a biodiversidade.

Perturbações e pulsos, resiliência e sistemas de controle

Os ecossistemas sofrem perturbações resultantes de alterações em função de força nas variáveis biológicas e químicas. O conceito de pulsos é importante porque são perturbações periódicas ou não, de grande ou pequena magnitude, que afetam fatores físicos, químicos e/ou biológicos. Alguns pulsos que atuam nos ecossistemas podem produzir estados caóticos ou catástrofes com grande irreversibilidade.

A capacidade de resistir a pulsos e perturbações depende do grau de complexidade estrutural e funcional do ecossistema: do número de espécies, dos níveis tróficos, do número e da organização de nichos, do período de coevolução e das conexões interespecíficas (Jorgensen et al. 2012). Nesse sentido, o estudo de fe-

nômenos e processos de longa duração promovidos pelo PELD tem muito a contribuir justamente pela continuidade da pesquisa em ecossistemas neotropicais. Muitas contribuições sobre esses processos de perturbação, pulsos e estabilidade já foram feitas com as pesquisas do PELD (Agostinho et al. 2009; Caliman et al. 2010).

As perguntas e o direcionamento de pesquisas no PELD têm avançado conceitualmente, experimentalmente e metodologicamente. As questões fundamentais são: (1) como são as flutuações de longo prazo nos componentes abióticos e bióticos do ecossistema e como se dá a interação?; (2) qual o nível de resiliência, estabilidade e respostas às perturbações e aos pulsos?; (3) qual o nível de conectividade biótica e entre os componentes do ecossistema?; (4) quais as tendências do ecossistema face às possíveis mudanças climáticas e aos impactos das atividades humanas?. Essas questões e as diferentes respostas estão sendo incorporadas paulatinamente nos estudos dos 27 sítios do PELD, os quais estão inseridos nos diferentes ecossistemas do Brasil e em seus diferentes biomas.

Conclusões

Pesquisas ecológicas de longa duração, ou *sustainable ecological research*, têm um papel fundamental e estratégico no acúmulo de conhecimento científico sobre os ecossistemas neotropicais e seu funcionamento e dinâmica temporal e espacial. Essas pesquisas combinam e articulam diferentes abordagens, metodologias e estudos com um objetivo de longo prazo, que é a compreensão científica de como funcionam esses sistemas.

Há razoáveis evidências e informações de que, nos próximos 100 anos: (1) haverá continuamente perda de espécies, alteração na estrutura das comunidades e redução da capacidade dos ecossistemas de proporcionar serviços ao bem-estar humano (Lawton 2000); (2) haverá alterações nas funções de forças: climas, hidrologias, concentração atmosférica de CO₂ e ciclos biogeoquímicos.

As pesquisas ecológicas de longa duração têm a capacidade de perceber as incertezas nesses processos e melhorar a acuracidade das predições, dando oportunidades e alternativas para correção de rumos e predição de impactos.

Literatura citada

- Agostinho, A. A., C. C. Bonecker, L. Rodrigues, L. C. Gomes, e S. M. Thomaz. 2009. Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. PELD – CNPq. SITE 6. Brazilian Journal of Biology 69: 459-775.
- Borman, F. H., and S. E. Likens. 1979. Patterns and processes in a forested Ecosystem. Springer Verlag, New York, United States.
- Caliman, A., et al. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons; a search for patterns and mechanisms. Brazilian Journal of Biology 70: 803-814.
- Constanza, R. 1992. Toward an operational definition of ecosystem health. Pages 239-256 in Constanza, R., B. G. Norton, and B. D. Haskell, editors. Ecosystem health. Island Press, Washington, D.C., United States.
- Davis, M. B. R. et al. 1985. Paleocology of Mirror Lake and its watershed. Pages 410-429 in G.E. Likens, editor. An ecosystem approach to aquatic ecology: mirror lake and its environment. Springer Verlag, New York, United States.
- Jorgensen, S. E., and Y. R. Svirezhev. 2004. Towards a thermodynamic theory for ecological systems. Elsevier, Netherlands.
- Jorgensen, S. E., J. G. Tundisi, and T. Matsumura-Tundisi. 2012. Handbook of inland aquatic ecosystem management. CRC Press Taylor Francis.
- Lawton, J. H. 2000. Community ecology in a changing world. Springer Verlag, Berlin.
- Likens, G. E. 1992. The Ecosystem approach: its use and abuse. Ecology Institute, Berlin, Germany.
- Margalef, R. 1997. Our biosphere. Ecology Institute, Berlin, Germany.
- Sioli, H. 1984. The Amazon: Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. Dordrecht, The Netherlands D.W. Junk Publishers.
- Tundisi, J. G., Matsumura-Tundisi, T. and Perriotto, N.A. 2012. Exergy and ecological services in reservoirs. Brazilian Journal of Biology 72: 979.
- Von Bertalanffy, L. 1942. Theoretische biologie. Verlag Von E. Borntrager. Berlin, Germany.

3 The International Long-term Ecological Research Network and its Role in Global Research and Policy

T. W. PARR*

Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster
Environment Centre, Library Avenue, Bailrigg,
Lancaster, UK. LA1 4AP.

* Autor para correspondência: twp@ceh.ac.uk

Abstract: In this chapter I outline the history of the International Long-term Ecological Research Network ILTER, describe some of the main challenges it has had to address to co-ordinate a global network based on contributions from member sites and networks and assess the progress it has made towards achieving its goals. ILTER is a network of scientists engaged in long-term, site based ecological and socioeconomic research. Its mission is to improve understanding of global ecosystems and inform on potential solutions to current and future environmental problems. ILTER is an expanding network of over 600 sites in 40 member networks. Its current goals are to co-ordinate long-term ecological research networks at local, regional and global scales; to improve comparability of long-term ecological data; scientific information to scientists, policymakers and the public to meet the needs of decision makers at multiple levels; and to facilitate education of the next generation of long-term scientists. Its sites and networks address many contemporary environmental issues particularly climate changes; sustainable development; biodiversity and its sustainable use; sustainable use of resources and ecosystem management; and environmental hazards and disasters. Increasingly, ILTER is considering the human dimensions of environmental change and is relevant to the five global scale research challenges on sustainable development as developed by the International Council for Science (ICSU).

Keywords: biodiversity, climate change, data management, data sharing, ecosystem services, environmental hazards, long-term ecological research, LTER, observation systems, socio-ecological research

Resumo: Neste capítulo, delinheiro a história da Rede Internacional de Pesquisa Ecológica de Longo Termo (ILTER), descrevo alguns dos principais desafios para coordenar um trabalho global com base em contribuições de sítios-membros e outras redes e avalio o progresso que tem realizado na busca de atingir seus objetivos. A ILTER constitui uma rede de cientistas envolvidos em pesquisas ecológicas e socioeconômicas de longo prazo. Sua missão é melhorar a compreensão dos ecossistemas globais e informar sobre as potenciais soluções para os problemas ambientais atuais e futuros. ILTER é uma rede em expansão com mais de 600 sítios em 40 redes associadas. Seus objetivos atuais são coordenar redes de pesquisas ecológicas de longo prazo em uma escala local, regional e global, para melhorar a comparabilidade dos dados ecológicos de longo prazo; prover informação científica para os cientistas, elaboradores de políticas e o público em geral, para atender às necessidades dos tomadores de decisão em múltiplos níveis e para

facilitar a formação de uma nova geração de cientistas no longo prazo. Seus sítios e redes abordam muitas questões ambientais contemporâneas, principalmente as mudanças climáticas, o desenvolvimento sustentável da biodiversidade e seu uso sustentável, o uso sustentável dos recursos e a gestão dos ecossistemas e os riscos ambientais e desastres. Cada vez mais, o ILTER está considerando as dimensões humanas das mudanças ambientais correntes e constitui elemento relevante para fazer frente aos cinco desafios de pesquisa em escala global sobre o desenvolvimento sustentável, elaborado pelo Conselho Internacional para a Ciência – Icsu.

Palavras-chave: biodiversidade, LTER, manejo e compartilhamento de dados, mudanças climáticas, pesquisas ecológicas de longa duração, pesquisa socioecológica, riscos ambientais, serviços ecossistêmicos, sistemas de observação

Introduction

Over the last three decades long-term ecological research programs have expanded rapidly around the globe reflecting the increased interest in issues of regional and global concern and an increased appreciation of the part that long-term research can make in resolving complex environmental issues. These programmes have been developed to provide non-biased information about the local, national and global environments, and how it affects environmental and socio-economic problems such as climate changes, water scarcity, biodiversity loss, and sustainable development. The International Long-term Ecological Research Network (ILTER) is one of many international networks that have been developed to meet this challenge. But ILTER is unique in its focus on long-term site-based research, broad global geographic of a wide array of ecosystems and its “bottom-up” governance structure based on collections of sites grouped within large scale areas (e.g. countries) or regions.

There have been many successful examples of long-term ecological programmes at individual sites (e.g. Silvertown et al. 2006; Maberly & Elliott 2013) but the co-ordination of these sites into formal networks has been a relatively recent activity. In 1980 the first national Long Term Ecological Research (LTER) Network was created in the USA by the National Science Foundation (NSF) to conduct research on ecological issues that can last decades and span national scale geographical areas. Since then other countries have successfully established similar programmes, such as the Chinese Ecosystem Research Network (Zhao 1994), the UK Environmental Change Network (Morecroft et al. 2009), the South African Environmental Observation Network (Biggs et al. 1999), and LTER-Australia (Hero et al. 2010). All of these networks have in common that they support long-term site based ecological research over broad geographical areas. But outside this general approach LTER sites and networks vary markedly in terms of their size, coverage of biomes and ecosystems, scientific priorities and their funding and governance arrangements.

ILTER is a bottom-up network composed of individual sites and member networks, each with its own particular rationale and structures designed to meet local and national research and funding priorities. Sites vary considerably in size from less than 1 km to several 1000 km² but contain one or more linked ecosystems where a group of scientists have a shared commitment to undertake observations and research on ecological processes in order to better understand ecological approaches and/or address issues of societal relevance. Typically, smaller LTER

sites cover a few natural or managed ecosystems. They are usually relatively small sites or catchments (e.g. several hectares to several tens of km²), and serve to do traditional ecological quantitative monitoring of specific fluxes of energy and matter or biological components (e.g. water quality and quantity, pollutants, carbon). Controlled management of these sites may be taking place but other direct influences of human activity are not usually observable. More recently, larger fully integrated landscape sites have been established. These sites operate at the scale required to detect socio-environmental phenomena and manifest clearly defined problems on the interface between social and environmental dynamics. They may be catchments, landscape areas such as UNESCO Biosphere Reserves or National Parks in which more complex socio-environmental interactions can occur.

National LTER networks also vary considerably particularly in relation to the extent to which research and observations are harmonized across the network and to the extent to which data are managed and shared. Sites vary from areas in which occasional measurements are made to sites with relatively secure and well-funded programmes of long-term observations and research. They also vary in relation to funding, governance and the degree of top-down co-ordination of scientific priorities. LTER Networks have in common that they represent a community of scientists endorsed by a government body or private entity acting at a national, territorial or regional level. They must also have plans that are consistent with the ILTER mission and have prospects for long-term stability of operation.

ILTER is essentially a bottom-up network built from a changing community of scientists working on projects that contribute to long-term studies at individual sites and networks. Its historical weakness is that its researchers around the world have worked in relative isolation, gathering data that may or may not be comparable to similar research conducted elsewhere in the world. The aim of this paper is to describe how these scientist and the disparate sites and national networks within which they work are beginning to be brought together globally by the ILTER. It will describe the steps, particularly in relation to information management and research priorities that have been taken to develop the capability of the network to address global environmental and socio-ecological challenges.

A brief history of ILTER

The International Long-term Ecological Research Network (ILTER) was founded in 1993 to meet a growing need for communication and collaboration among long-term ecological researchers (Gosz 1996; Hobbie et al. 2003). The ear-

ly days of ILTER were dominated by the need to build new capacity in countries where there was no organized LTER activity. Between 1993 and 2002 the network grew from 9 to 26 member networks in a project funded by the USA's National Science Foundation (NSF) and under the leadership of the US LTER. The emphasis of the network was to promote the general value of long-term research by helping LTER sites around the globe raise standards of data management and form their own networks.

After 10 years of growth ILTER took steps to become an autonomous organization. At its annual meeting in Manaus, Brazil in 2003, a new set of by-laws (ILTER 2010) were drafted, a new governance structure agreed and ILTER became a legal entity registered under Spanish Law in Costa Rica. The by-laws set out ILTER's vision, mission and goals, its structure, membership criteria and processes, including committee structures and voting procedures. ILTER then developed its first strategic plan of operations giving the network a clear R&D strategy with 10-year goals (ILTER 2006). The strategic plan marked an important step for ILTER as it marked a critical transition from its status as a project to an independent, international organization.

Since adopting its new structure, the ILTER network has continued to grow at average rate of about 2 member networks per year (Fig. 1). During the 20 year period from 1992 to 2012, 44 member networks have been formally established and, of these, 4 are no longer functioning. Despite significant changes in funding in individual sites and networks and changes in scientific and policy priorities, ILTER and its component sites have proved resilient and capable of adapting to meet new requirements.

As of March 2013, ILTER has 40 member networks (mainly national). These are organized into regional networks. The networks in the East Asia/Pacific and Europe (Mirtl & Krauze 2007) actively co-ordinate activities throughout the year, whereas those in Southern Africa (Henschel 2003), South America and North America operate less formally. In summary, by 2013 ILTER was providing a forum for local, regional, and national LTER scientists to integrate findings, share data, deliver sound and impartial data to decision makers and the public and was in position to join forces on global projects.

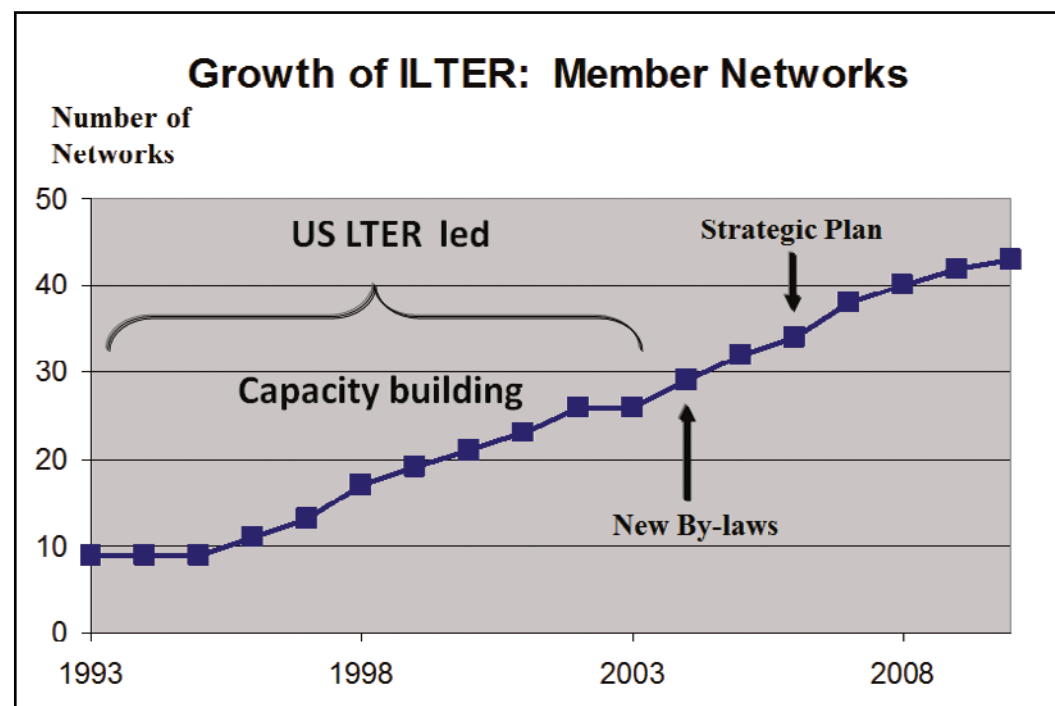


Figure 1. Growth of ILTER since its establishment in 1992 as shown by the number of member (mainly national) networks.

Vision, mission and goals

ILTER’s vision is a world in which long-term science helps prevent and solve environmental and socio-economic problems.” Its mission statement states that: “ILTER consists of networks of scientists engaged in long-term, site-based ecosystem and socioeconomic observation and research. Our mission is to improve understanding of global ecosystems and to inform solutions to current and future environmental problems.” The mission emphasizes ILTER’s dual purposes: (1) providing a forum for collection of continuous, long-term ecosystem data, and (2) providing question- and problem-driven scientific research to help solve known and unknown environmental problems.

ILTER’s 10-year goals (2006 – 2016) broadly describe how ILTER will achieve its mission, and provide a framework for actions. Its goals are to:

- foster collaboration and coordination among researchers, and improve comparability of long-term ecological and socio-economic data from sites around the world;
- facilitate exchange and integration of, access to, and preservation of long-

term, site-based data;

- deliver scientific information to scientists, policymakers, and the public and develop best ecosystem management practices to meet the needs of decision-makers at multiple levels; and
- facilitate education of the next generation of long-term scientists.

Data access, exchange and integration

Coordinated, comparable, long-term ecological data from LTER sites are needed to help improve our understanding of complex global ecosystems and to provide decision-makers with an increased capacity to solve global-scale environmental problems. One of the main barriers to global ecological research projects has been the lack of access to data over time from sites around the world and the ability to do comparisons among them. Since its early days, ILTER has provided a forum for international researchers to work closely with data scientists and informatics experts to develop methodologies for comparing data. There have been 4 main areas of activity covering training in data management, data sharing policies, enabling data discovery and data access.

Secure data for future use through high standards of data management at all LTER sites

ILTER sites must document and archive data for the benefit of present and future generations and to provide national and global environmental research resources. Initially ILTER’s aim for data management was centred on capacity building and, following the example set by the US LTER Network (Michener 1986), efforts were made to improve data management standards across the ILTER community, often through “hands-on” workshops. This has been one of the most successful activities in ILTER and is still ongoing although training methods have changed. Training aids for data management at LTER sites can now be found on the ILTER website (ILTER 2013).

Agree data sharing policies

Data sharing has always been a strong principle of ILTER but there have been technical and cultural issues to resolve. Cultural issues usually centre on the reluctance of many scientists to open-up their data for general use. This is slowly being overcome through the practice of sharing data based on agreed “conditions of use” covering: (1) guarantees on acceptable use; (2) no redistribution of data;

(3) citation of data sources; (4) acknowledgement of any institutional support or specific funding awards; (5) a commitment by the data user to notify the dataset contact or owner; and (6) encouragement for data users to consider consultation, collaboration and/or co-authorship with the data set creator. In 2008, ILTER formally adopted its “Network Data Access Policy, Data Access Requirements, and General Data Use Agreement”. This states that ILTER supports and encourages the full and open sharing of ecological and socio-economic data free of charge to advance research and education in the ILTER and beyond. It ensures that ILTER policies for data sharing and accessibility will be aligned with policies developed by other global networks, including the Global Earth Observation System of Systems (GEOSS 2005) and the Organization for Economic Co-operation and Development (OECD 2007), that support sharing and open access to publicly funded research data.

Enable data discovery

The first step to shared use of data is to know what data exist and where they are. This means that metadata describing data must be available and easily searchable. In a globally distributed network, such as ILTER, with many data owners this means that common approaches need to be. Many different metadata standards exist but ILTER has adopted the Ecological Metadata Language (EML; Fegeaus et al. 2005) because it is a standard designed to document all essential aspects of an ecological data sets and open-source tools exist to create and store EML and create and share workflows to perform complex analyses. ILTER is now creating a shared metadata catalog and portal based on EML. It will include a search system based on a multi-lingual thesaurus (Vanderbilt et al. 2010) to accommodate a variety of languages used in ILTER’s member networks. It has also developed a standard interface for harvesting metadata records which will be deployed at metadata caches distributed within each ILTER region. Sites must expose their metadata online for harvesting by the regional centres. To take this process forward, ILTER has adopted the Drupal Ecological Information Management System (DEIMS) Web-Based Tool for central and site use. This includes EML entry and site description and search tools. An early example of this has been developed by LTER-Europe in its Drupal Ecological Information Management System (LTER-Europe 2012). This provides a view on metadata and includes a web based tool to collect and manage metadata for sites, people and datasets. Amongst other things, it will provide the European component of a regularly updated global directory of LTER research sites.

Provide technical solutions to facilitate data access and data sharing

An early example of providing open access to data from LTER sites was provided by the UK Environmental Change Network (Lane 1997; Rennie et al. 2000) which has been making most of its data available through the internet since 1997. Nevertheless the ability to access data from multiple sites around the globe through a single portal remains as an ambitious goal for ILTER. To achieve this goal ILTER must create an interoperable system of systems for data to be shared, exchanged, and synthesized efficiently and effectively among individual scientists, research sites, and member networks. Work has already begun on achieving this in. For example, ontologies have tremendous potential to improve data discovery, sharing, and integration by defining common vocabularies for researchers who need to share information. ILTER is also involved in research, development, and implementation of ontologies and creation of an informatics framework that will facilitate semantic integration of ILTER data from its diverse sources.

Research priorities

ILTER’s early research priorities were loosely structured around gaining a better understanding of ecological processes such as patterns of primary production, control of organic matter accumulation, movement of nutrients and trophic structures based on a long-term perspective. For example, disturbance dynamics was one of 5 common themes across the US LTER Network (Turner et al. 2003) and because of the geographical and temporal scope of its sites, the network as a whole was able to provide good baseline information and data on a wide range of disturbances at different scales. The science-led approach adopted by most sites and member networks provides many examples of where such information has been used to improve environmental management at local and, to some extent, national levels but the lack of a co-ordinated research approach in ILTER meant that it was less effective at the global level.

ILTER’s strategic research priorities - 2006

During the 1990s, the need for more concerted research on issues of global concern led to a much clearer focus on issues of societal concern. This was reflected in ILTER’s Strategic Plan (2006) which prioritized areas of global ecological research on areas such as climate change, sustainable development, biodiversity loss, sustainable use of resources, environmental hazards and disasters. Progress in some of these areas was summarized by Parr (2010).

Climate changes

Many member networks have identified the value of their LTER sites as a means of detecting the impacts of climate changes on biodiversity and ecosystems (e.g. Midgley 2007). At larger scale, ILTER is beginning to integrate results from local research sites to provide systematic assessments of climate-induced alterations in biodiversity and ecosystems and the services they support. The recent review by Vihervaara et al. (2013) examined the use of long-term data to study the impacts and adaptation options for global climate change highlighting significant findings in relation to soil biodiversity, phenological variation, carbon flux and nutrient cycles, disturbance, resilience and adaptive capacity of socio-ecological systems.

Sustainable use of biodiversity and ecosystem services

LTER sites and networks provide the infrastructure, experimental facilities, databases, information and knowledge required for the effective management and sustainable use of biodiversity and the ecosystem services it provides. LTER can be used to show large scale patterns of biodiversity in relation to productivity (Gross et al. 2000), to analyze losses and gains of biodiversity to determine the main drivers and pressures on biodiversity and to evaluate the effects of biodiversity loss on ecosystem processes and services. In all ecosystems, including those heavily modified by human activities, these processes can be complicated and slow therefore long-term approaches are essential if we are to manage and reverse current trends of biodiversity loss and ecosystem degradation on a global scale.

More recently the Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) has raised awareness of the role that biodiversity and ecosystems play in providing services on which society depends. LTER sites provide sites where information on the drivers of change, changes in biodiversity and ecosystem processes can be linked to ecosystem services. These relationships are now being explored at national, continental and global levels. For example, in Dick et al. (2011), the Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) framework was applied to provide a holistic assessment and comparison of ecosystem services delivery from 11 UK LTER sites (part of the UK Environmental Change Network). This study demonstrated the opportunities and limitations involved in attempting assessments of ecosystem services at the site and inter-site level. It listed 73 ecosystem services variables covering provisioning (food, fibre, fuel, genetic resources, biochemical and pharmaceuticals, ornamental), regulating (air quality regulation, climate regulation, water regulation, erosion, human diseases, biological control, pollination, natural hazard, other hazards) and cultural (cultural diversity) service types.

Environmental hazards and disasters

Like all other areas, ILTER sites are at risk from hazards and experience occasional disasters (droughts, floods, pest and disease outbreaks and typhoons). The long-term nature of the work and broad distribution of sites provides a capability to undertake comparative studies over several sites enables ILTER to put these events into their spatial and temporal contexts and provide a basis for understanding and adopting actions to respond to these events. Examples of this are the comparative studies undertaken on the impacts of typhoons and hurricanes in different parts of the world and the investigation of disease outbreaks and their causes, such as the work on the role of rodent populations in the spread of hantavirus in New Mexico (Yates et al. 2002).

Sustainable development and the sustainable use of resources and ecosystems

Human health, education, and economic opportunities are linked to environmental conditions in complex ways. By bringing together scientists from all over the world, ILTER can improve the understanding of how humans interact with the natural environment, how ecosystems affect the human condition, and how human well-being and ecosystem's health are linked (MEA 2005). Many of ILTER's national networks, for example, have a direct role as demonstration sites for technology transfer (e.g., the Chinese Ecosystem Research Network), and ILTER sites are well placed to contribute benefits to local or regional stakeholders, as well as to provide essential information for making decisions at the global scale.

The human dimensions of environmental change in ILTER

The application of LTER to broader issues of societal concern led to concerted efforts to introduce a stronger emphasis on the social and economic dimension of environmental change (Gragson 2006). This was apparent in research frameworks such as the one proposed for “Ecological Science and Sustainability for a Crowded Planet” by Palmer et al. (2004, 2005). ILTER recognized that it needed to develop better links between the ecological and social sides of research and in 2007, it adopted the three major themes from Palmer et al. (2004) as a framework for its work. These were: (1) informing decisions with socio-ecological knowledge; (2) advancing innovative and anticipatory research; and (3) stimulating cultural synthesis and integration for socio-ecological science. This prompted further developments of long-term social ecological research sites (LTSER; Haberl et al. 2006) and the adoption of socio-ecological research concepts and frameworks to

help structure research (e.g., Redman et al. 2004; Collins et al. 2007; Ohl et al. 2007; Anderson et al. 2008). Some of the recent additions to ILTER have also adopted LTSER in their title (Maass et al. 2010) including, most recently, the establishment of the Finnish Long-term Socio-ecological Research Network in 2007 and the Chilean Long-term Socio-ecological Research Network in 2011.

The future: international relevance

ILTER grew out of a realization in the US-LTER Network in 1992 that national networks were not broad enough to effectively describe long-term ecological phenomenon in the context of global change. If the scientific community was going to be able to provide the information necessary to implement United Nations Agenda 21 on Sustainable Development, it would need long-term data from a diversity of ecosystems across the globe. Since then, a number of other UN Conventions including those on Climate Change, Biodiversity and Desertification have continued to raise awareness of the need for a global approach to science and observations to provide the evidence base for effective decision making. Responses to this by the science community have been numerous including regular IPCC reports, the Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) and the work of the inter-governmental Group on Earth Observations (GEO) to establish the Global Earth Observation System of Systems (GEOSS 2005) and the International Council for Science's (ICSU) five global research challenges (ICSU 2011).

Over the last 20 years, ILTER has made progress towards meeting its 2016 year goal to: "...meet the needs of decision makers at multiple levels". However, ILTER is still only a small part of the scientific effort required to address global environmental issues and if it is to make an effective contribution it must be prepared to work in partnership with other scientific organizations and initiatives. Organizations relevant to ILTER include the Global Terrestrial Observing System (GTOS), the Global Climate Observing System (GCOS), the Global Biodiversity Information Facility (GBIF), UNESCO's Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) and the inter-governmental Group on Earth Observations, Global Earth Observation System of Systems (GEOSS 2005). One of the most prominent organizations is the International Council for Science (ICSU), which is the parent organization or co-sponsor of global environmental programs such as DIVERSITAS, the International Geosphere-Biosphere Program (IGBP), and the International Human Dimensions Program (IHDP).

Contribution to ICSU's grand challenges

As a result of the developments that ILTER has made in expanding its coverage of sites, progress with data sharing and information management and the introduction of a stronger element of socio-economics into its research, ILTER is in a good position to respond to the five global scale research challenges on sustainable development produced by ICSU in cooperation with the International Social Science Council in their "Earth System Science for Global Sustainability" (ESSGS) Initiative (ICSU 2011). These challenges cover: forecasting (to forecasts of future environmental conditions and their consequences for people); observing (to develop and integrate the observation systems needed to manage global and regional environmental change); confining (to determine how to anticipate, recognize, avoid and manage disruptive global environmental change); responding (to determine what institutional, economic and behavioural changes can enable effective steps toward global sustainability); and innovating (to develop technological, policy and social responses to achieve global sustainability).

ILTER's members will contribute to the ESSGS challenges at national level and also to several global programmes that are relevant to the ESSGS, most notably to the Global Land Project (GLP) and the GEO/GEOSS Global Biodiversity Observation Network (GEO BON).

Contribution to the Global Biodiversity Observation Network (GEO BON)

The aim of GEO's Global Earth Observation System of Systems (GEOSS) is to meet the need for global information "to support decision making in an increasingly complex and environmentally stressed world". It is based around nine Societal Benefit Areas (SBAs) covering: disasters, health, energy, climate, agriculture, ecosystems, biodiversity, water, weather and information management. ILTER is primarily a network of researchers and research sites, but its long-term approach means that many sites routinely undertake continuous monitoring and observation programmes that are relevant to these SBAs. ILTER is currently most active in the SBAs on biodiversity and ecosystems through its contribution to the development of the Global Biodiversity Observation Network (GEO BON 2008).

Site based observation programmes are an essential component of GEO-BON. These sites can provide data on changes in biodiversity in relation to local and global drivers and pressures and can begin to evaluate the effects of these changes on ecosystem services. The sites must be distributed to cover key areas of conservation interest in marine, freshwater and terrestrial systems (including soils) and areas where sustainable use of biodiversity are of particular socio-economic

importance such as agro-ecosystems, forests, fisheries and urban areas.

Currently ILTER has about 600 sites around the world but the coverage is far from complete or representative and nor are data always consistently derived or managed. ILTER will work with other observing programmes to improve this situation and to address the needs of GEO BON user community, one of the most important of which is the CBD Secretariat. In particular, ILTER will have a key role to play in the development of a Global Network of Biodiversity and Ecosystem Observatories. This project forms part of the GEO BON implementation programme and will involve collaboration with other organizations responsible for site-based observations of ecosystems.

The future: growth strategy

A key part of ILTER's current strategy is to build new LTER capacity through training, the development of strategic partnerships and the addition of new sites and member networks. Although ILTER now has over 40 member networks, its coverage of the globe is far from complete, and ILTER is committed to a targeted expansion by adding sites and networks that add value and help answer critical scientific, research-driven questions. Of particular importance is the need to improve the coverage of sites in the Southern Hemisphere, particularly in Africa and South America. ILTER is open to applications from all interested networks but the priority is to add countries that add value to answer critical scientific, research-driven questions.

In the future, ILTER will continue to adapt to meet changing requirements and develop the use of its ecological data and research to solve human problems. To do this it will continue to develop: standardized monitoring schemes and new systems for data integration and sharing to assist collaboration. It is also one of ILTER's ambitions to provide generic models that can be linked into wider-scale models or data-sets. As a step towards this it has recently started a programme to synthesize information from its sites within a socio-ecological framework that will enable it to identify the main drivers and pressures of change across sites and their impacts on ecosystems and ecosystem services. The first step in this process will be to complete "proof of concepts" showing that local and national, site-based research data can be integrated on a global scale to inform solutions to known environmental and socio-economic problems.

Conclusions

Over the last 20 years, ILTER has achieved substantial success in helping groups of scientists to create networks of long-term, site-based environmental researchers in countries and regions around the world. ILTER remains the only organization that co-ordinates a global network of ecological research sites in a wide array of ecosystems worldwide that can help understand environmental change across the globe. This unique trait enables scientists to work on the local, national or regional scale, draw on information from sites and scientists in other parts of the world to bring insight to their work, and collaborate on interdisciplinary projects that can help detect global trends. ILTER could provide many examples of where such information is used to improve environmental management at local and, to some extent, national levels. Although ILTER has made progress towards reaching all of its 10 year goals by 2016, one of the most important of these on "the delivery of scientific information to meet the needs of decision-makers at global levels" remains the most elusive. In a "bottom-up" network in which the priorities are mainly driven by site, institutional and national level priorities, this, is by no means, surprising. No one knows for certain what future environmental problems will arise, or what specific data will be needed to solve those problems; thus, continuous, site-based data collection on ecosystems from sites around the world is going to become an even more important component of the global research efforts.

Acknowledgements

With thanks to all the thousands of LTER scientists and organizations, past and present, that have proved so willing to contribute to such a large scale and long-term enterprise.

Literature cited

- Anderson, C. B., G. E. Likens, R. Rozzi, J. R. Gutierrez, J. J. Armesto, and A. Poole. 2008. Integrating science and society through long-term socio-ecological research. *Environmental Ethics* 30: 295–312.
- Biggs, H. C., G. I. H. Kerley, and T. Tshiguvho. 1999. A South African long-term ecological research network: a first for Africa? *South African Journal of Science* 95: 244.
- Collins, S. L., S. M. Swinton, C. W. Anderson, T. Gragson, N. B. Grimm, M. Grove, and A. K. Knapp. 2007. Integrative science for society and environment: A strategic research initiative. Retrieved from <http://www.lternet.edu/decadalplan/>.
- Dick, J. et al. 2011. A comparison of ecosystem services delivered by 11 long-term monitoring sites in the UK environmental change network. *Environmetrics* 22: 639–648.
- Fegraus, E. H., S. Andelman, M. B. Jones, and Schildhauer, M. 2005. Maximizing the value of ecological data with structured metadata: an introduction to ecological metadata language (EML) and principles for metadata creation. *Bulletin of the Ecological Society of America* 1986: 158–168.
- GEO BON (Global Biodiversity Observation Network). 2008. The Global Biodiversity Observation Network Concept Document. Available from http://earthobservations.org/documents/cop/bi_geobon/200811_geobon_concept_document.pdf (accessed April 2013).
- GEOSS (Global Earth Observing System of Systems). 2005. GEOSS 10-Year Implementation Plan. Available from <http://www.earthobservations.org/docs/10-Year%20Implementation%20Plan.pdf> (accessed April 2013).
- Gosz, J. R. 1996. International long-term ecological research: priorities and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 11: 444.
- Gragson, T., and M. Grove. 2006. Social science in the context of the Long Term Ecological Research Program. *Society Natural Resources* 19: 93–100.
- Gross, K. L., M. R. Willig, L. Gough, R. Inouye, and S. B. Cox. 2000. Patterns of species density and productivity at different spatial scales in herbaceous plant communities. *Oikos* 89: 417–427.
- Haberl, H., et al. 2006. From LTER to LTSER: Conceptualizing the socioeconomic dimension of long-term socioecological research. *Ecology and Society* 11: 13.
- Henschel, J., et al. 2003. Developing the environmental long-term observatories network of Southern Africa (ELTOSA). *South African Journal of Science* 99: 100–108.
- Hero, J.-M., J. G. Castley, M. Malone, B. Lawson, and W. E. Magnusson, 2010. Long-term ecological research in Australia: innovative approaches for future benefits. *Australian Zoologist* 35: 313–325.
- Hobbie, J. E., S. R. Carpenter, N. B. Grimm, J. R. Gosz, and T. R. Seastedt. 2003. The long-term ecological research program. *BioScience* 69: 21–32.
- ICSU (International Council for Science). 2011. ICSU Grand challenges. Available from <http://www.icsu.org/publications/reports-and-reviews/grand-challenges/earth-system-science-for-global-sustainability-the-grand-challenges> (accessed April 2013).
- ILTER (International Long Term Ecological Research). 2006. Strategic plan, August 2006. Available from <http://www.ilternet.edu/about/key-documents> (accessed April 2013).
- ILTER (International Long Term Ecological Research). 2008. Network data access policy, data access requirements, and general data use agreement. Available from <http://www.ilternet.edu/data-info-management> (accessed April 2013).
- ILTER (International Long Term Ecological Research). 2010. ILTER policy documents (By Laws). Available from <http://www.ilternet.edu/about/key-documents> (accessed April 2013).
- ILTER (International Long Term Ecological Research). 2013. Data & IM training resources. Available from <http://www.ilternet.edu/data-info-management/data-im-training-resources> (accessed April 2013).
- Lane, A. M. J. 1997. The UK Environmental Change Network Database. An integrated information resource for long-term monitoring and research. *Journal of Environmental Management* 51: 87–105.
- LTER-Europe. (European Long-Term Ecosystem Research Network). 2012. LTER-Europe Drupal Ecological Information Management System. Available from <http://data.lter-europe.net/deims/> (accessed April 2013).
- Maass, M., R. Diaz-Delgado, P. Balvanera, A. Castillo, and A. Martinez-Yrizar. 2010. Networks and Socio-Ecological Research Long Term Ecological LTER and LTSE in Ibero-America: The cases of Mexico and Spain. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 171–184.
- Maberly, S. C., and J. A. Elliott. 2012. Insights from long-term studies in the Windermere catchment: external stressors, internal interactions and the structure and function of lake ecosystems. *Freshwater Biology* 57: 233–243.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Michener, W. K. 1986. Data management and long-term ecological research. Pages 1–8 in W. K. Michener, editor. *Research data management in the ecological sciences*. University of South Carolina Press, United States.
- Midgley, G. F., S. L. Chown, and B. S. Kgope. 2007. Monitoring effects of anthropogenic climate change on ecosystems: A role for systematic ecological observation? *South African Journal of Science* 103: 282–286.
- Mirtl, M., and K. Krauze. 2007. Developing a new strategy for environmental research, monitoring and management: The European Long-Term Ecological Research Network's (LTER-Europe) role and perspectives. Pages 36–52 in T.J. Chmielewski, editor. *Nature conservation management: From ideas to practical results*. European Commission, Lublin.
- Morecroft, M. D., et al. 2009. The UK Environmental Change Network: Emerging trends in the composition of plant and animal communities and the physical environment. *Biological Conservation* 142: 2814–2832.
- OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development). 2007. Principles and Guidelines for Access to Research Data from Public Funding. Available from <http://www.oecd.org/dataoecd/9/61/38500813.pdf> (accessed April 2013).
- Ohl, C., K. Krauze, and C. Grünbühel. 2007. Towards an understanding of long-term ecosystem dynamics by merging socio-economic and environmental research criteria for long-term socio-ecological research sites selection. *Ecological Economics* 63: 383–391.
- Palmer et al. 2004. Ecological Science and Sustainability for a Crowded Planet: 21st Century vision and action plan for the Ecological Society of America. Report from the Ecological Visions Committee to the Governing Board of the Ecological Society of America. Available from <http://www.esa.org/ecovisions/ppfiles/EcologicalVisionsReport.pdf> (accessed April 2013).
- Palmer, M. E. Bernhardt, E. Chornesky, S. Collins, A. Dobson, C. Duke, B. Gold, R. Jacobson, S. Kingsland, R. Kranz, M. Mappin, M.L. Martinez, F. Micheli, J. Morse, M. Pace, M. Pascual, S. Palumbi, O.J. Reichman, A. Simons, A. Townsend, and M. Turner. 2005. Ecology for a crowded planet. *Science* 304: 1251–1252.
- Parr, T. 2010. Prefacio. Red Internacional de Investigación Ecológica a Largo Plazo: Alcances y direcciones futuras en Chile. (Prologue. International Long-term Ecological Research Network: Its scope and future directions in relation to Chile). *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 13–16.
- Redman, C. L., J. Grove, and H. Kuby. 2004. Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems* 7: 161–171.
- Rennie, S. C., A. M. J. Lane, and M. Wilson. 2000. Web access to environmental databases: a database query and presentation system for the UK Environmental Change Network. *Proceedings of the 2000 ACM Symposium on Applied Computing* 2: 894–897.
- Silvertown, J., P. Poulton, E. Johnston, G. Edwards, M. Heard, and P. M. Biss. 2006. The Park Grass Experiment 1856–2006: its contribution to ecology. *Journal of Ecology* 94: 801–814.
- Turner, M. G., S. L. Collins, A. L. Lugo, J. J. Magnuson, T. S. Rupp, and F. J. Swanson. 2003. Disturbance dynamics and ecological response: The contribution of long-term ecological research. *BioScience* 53: 46–56.
- Vanderbilt, K.L., D. Blankman, X. Guo, H. He, C. Lin, S. Lu, A. Ogawa, É. Tuama, H. Schentz, and W. Su. 2010. A multilingual metadata catalog for the ILTER: Issues and approaches. *Ecological Informatics* 5: 187–193.
- Vihervaara, P., et al. 2013. Using long-term ecosystem service and biodiversity data to study the impacts and adaptation options in response to climate change: insights from the global ILTER sites network. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5: 53–66.

- Yates, T. L., et al. 2002. The ecology and evolutionary history of an emergent disease: hantavirus pulmonary syndrome. *Bioscience* 52: 989–998.
- Zhao, J. 1994. The Chinese ecological research network. *Chinese Geographical Science* 4: 81-94.

4 Impactos Antrópicos no Ecossistema de Floresta Tropical

**FLÁVIO J. LUIZÃO¹, WILLIAM E. MAGNUSSON¹,
FLÁVIA R. C. COSTA*¹, WILLIAM F. LAURANCE²,
JOSÉ J. TOLEDO³ & HERALDO L. VASCONCELOS⁴**

¹Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Coordenação de Pesquisas em Biodiversidade,

Caixa Postal 2223, Manaus/AM, CEP: 69067-375

² James Cook University, Cairns, Queensland, 4870, Austrália

³ Universidade Estadual de Roraima, Av. Senador Hélio Campos, s/n, Rorainópolis/RR, CEP: 69373-000

⁴ Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Caixa Postal 593, Uberlândia/MG, CEP: 38400-902

* Autora para correspondência: flaviacosta001@gmail.com

Resumo: O Sítio 1 do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, está localizado em Manaus, na Amazônia Central, em três reservas florestais sobre solos e topografia similares. Os estudos avaliaram três níveis de impacto distintos em áreas de floresta tropical úmida: (1) áreas intactas de floresta madura; (2) floresta submetida à extração seletiva de madeira, de impacto baixo a moderado; e (3) fragmentos florestais, representando um impacto alto. Os estudos incluíram investigações sobre padrões de distribuição, abundância e dinâmica da biota e mudanças em processos ecológicos, tais como ciclagem de nutrientes e crescimento de árvores. Entre os avanços no conhecimento da dinâmica dos ecossistemas, podem ser destacados os seguintes resultados: (1) a forte relação da topografia local com a distribuição de muitos organismos, com processos de ciclagem de nutrientes e com a dinâmica da biomassa; (2) a variação da dinâmica temporal de assembleias e processos ecossistêmicos no espaço; (3) a confirmação do nível moderado de impacto da extração seletiva de madeira sobre os processos no solo e o crescimento vegetal, porém com algumas mudanças na composição específica; (4) os fortes efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades vegetais e animais e sobre a dinâmica e o funcionamento da floresta, especialmente efeitos de borda e da matriz circundante sobre os fragmentos florestais; e (5) a sinergia entre impactos antrópicos locais, como a fragmentação, e as mudanças climáticas globais, levando a altas taxas de mortalidade e mudança na estrutura da floresta.

Palavras-chave: efeitos da topografia local, fragmentação florestal, impacto da extração de madeira, mudanças ambientais, mudanças climáticas, funcionamento de ecossistemas

Abstract: The LTER (Long Term Ecological Research) Site 1 is located in Manaus, Central Amazonia, in three forest reserves on similar soils and topography. The studies evaluated three levels of impact: (1) intact mature forest, (2) forest subjected to selective logging of low to moderate impact, and (3) forest fragments, representing high impact. The studies included research on patterns of distribution, abundance and dynamics of biota, and changes in ecological processes such as nutrient cycling and tree growth. Among the advances in understanding the dynamics of ecosystems, the following results can be highlighted: (1) a strong relationship between distribution of many organisms, nutrient cycling processes and the dynamics of biomass with the local topography, (2) the variation in the temporal dynamics of assemblages and ecosystem processes in space, (3) confirmation of the moderate impact of selective logging on soil processes and plant growth, but

with some changes in species composition, (4) strong effects of forest fragmentation on plant and animal communities and the dynamics and functioning of the forest, especially due to edge and surrounding matrix effects on forest fragments, (5) the synergy between local human impacts such as fragmentation, and global climate change, leading to the high mortality rates and changes in forest structure.

Keywords: climate change, environmental change, forest fragmentation, ecosystem functioning, impact logging, local topography effects

Introdução

As trajetórias de uso da terra na Amazônia têm variado ao longo do tempo. Historicamente, o desmatamento total de grandes áreas foi uma prática comum, quer seja para a retirada de madeira (caso da Amazônia Oriental), quer seja para o estabelecimento de pequenas e grandes fazendas (caso do Estado de Rondônia). Mais recentemente, a tendência para a extração de madeira tem sido o corte seletivo de espécies valiosas, com planos de manejo que incorporam técnicas para diminuir os danos à floresta (Higuchi & Biot 1997). Associados a esses tipos de mudança no uso da terra, estão a perda de área florestal, a fragmentação da floresta e o aparecimento de efeitos de borda, com a consequente perda de habitats. Qualquer mudança de uso da terra produz vários efeitos ecológicos sobre a floresta, e a importância de cada um desses efeitos dependerá do tipo e da intensidade da mudança. O entendimento de como e em que extensão os ecossistemas de floresta tropical respondem a diferentes atividades antrópicas fornece os subsídios básicos ao planejamento, à gestão e ao monitoramento ambientais, imprescindíveis para o desenvolvimento sustentável da região amazônica.

Para avaliar os efeitos das perturbações, é necessário conhecer o estado natural dos ecossistemas antes que elas ocorram. Os ecossistemas naturais têm grande variação no tempo e no espaço, e, apenas considerando essas variações como linha de base, é possível saber se houve mudança após algum impacto. Sendo assim, as áreas que compõem o Sítio 1 do PELD foram selecionadas para representar três níveis de impacto antrópico: praticamente nulo (onde os estudos da linha de base da distribuição espacial e da variação temporal são conduzidos); reduzido, ou moderado; e alto (Luizão & Vasconcelos 2002). As áreas estão distribuídas em três reservas florestais do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Inpa, na Amazônia Central, contendo áreas extensas de floresta tropical úmida (Reserva Florestal Adolpho Ducke e Estação de Manejo Florestal/Reserva do Cuieiras), fragmentos florestais, pastagens e florestas secundárias (Reservas do *Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais/Áreas de Relevante Interesse Ecológico/PDBFF/Aries*).

Os principais temas de estudo enfocaram a dinâmica natural do sistema e como as intervenções humanas mais comuns na região (fragmentação florestal e extração seletiva de madeira) mudam essa dinâmica em médio e longo prazos. Foi necessário documentar as distribuições e respostas de vários elementos da biodiversidade à variação natural para servir como linha de base para avaliar mudanças por causa de intervenções humanas. Essa linha de base serve também para avaliar os efeitos globais, como mudanças climáticas. Paralelamente, foram feitos estu-

dos para avaliar as respostas das assembleias biológicas a perturbações devido à fragmentação e à extração de madeira e como essas assembleias se desenvolveram ao longo dos anos, com o objetivo de determinar se elas seguiram trajetórias que levariam de volta às assembleias originais ou resultariam em um novo estado.

Descrição do sítio

O Sítio 1 do PELD é composto por três reservas florestais do Inpa com um longo histórico de pesquisas que representam níveis de impacto humano distintos: controle, sem impacto recente (na parte central da Reserva Ducke e na Reserva do Cuieiras); impacto moderado, sob extração seletiva de madeira (Estação de Manejo Florestal); impacto alto nos fragmentos florestais de diferentes tamanhos e matrizes de entorno, como pastagens e florestas secundárias, nas Aries-PDBFF.

As três reservas situam-se num raio de 70 km de distância de Manaus, AM (latitudes 2° 30' a 3° 05' S e longitudes 60° 00' a 60° 11' W; Figura 1). A altitude média é de 50 a 110 m acima do nível do mar, com relevo ondulado e clima do tipo *Afi* de Köppen, com temperatura média de 26° C (mínima de 19° C e máxima de 39° C). A precipitação anual varia de 1.900 a 2.500 mm, com uma estação chuvosa de dezembro a maio e uma estação seca entre agosto e novembro. A umidade relativa do ar varia de 75% a 92% (Luizão & Vasconcelos 2002). A planície é sedimentar Terciária, bastante dissecada por sua rede de drenagem, formando três posições topográficas distintas: platôs, onde predominam solos do tipo Latossolos Amarelos Argilosos; vertentes, onde predominam os Argissolos; e baixios arenosos, com os Espodosolos. A cobertura vegetal predominante é uma típica floresta tropical úmida de terra firme da Amazônia, ou floresta densa tropical (Velloso et al. 1991), com altura média do dossel de 32 a 38 m; porém, vegetações mais esparsas e baixas de campinarana e de baixo, estas com alta densidade de palmeiras, são encontradas nas partes mais baixas do gradiente topográfico (Ribeiro et al. 1999). As três reservas, atualmente, possuem sistemas de trilhas com marcação permanente e georreferenciada.

Na Reserva Ducke, o PELD ajudou a custear a abertura e a demarcação de uma grade de 18 trilhas de 8 x 8 km, distanciadas 1 km entre si (Figura 1), onde se estabeleceram 72 parcelas terrestres de 40 x 250 m, acompanhando a curva de nível do terreno (Magnusson et al. 2005). Foram demarcadas ainda 38 parcelas permanentes aquáticas (trechos de 50 m cada) nos vários igarapés que drenam a reserva: 19 nos igarapés que drenam para o leste, na Bacia do Rio Negro, e outras 19 que drenam para o oeste, na Bacia do Rio Amazonas. Duas parcelas terrestres (1 x 1 km) do programa

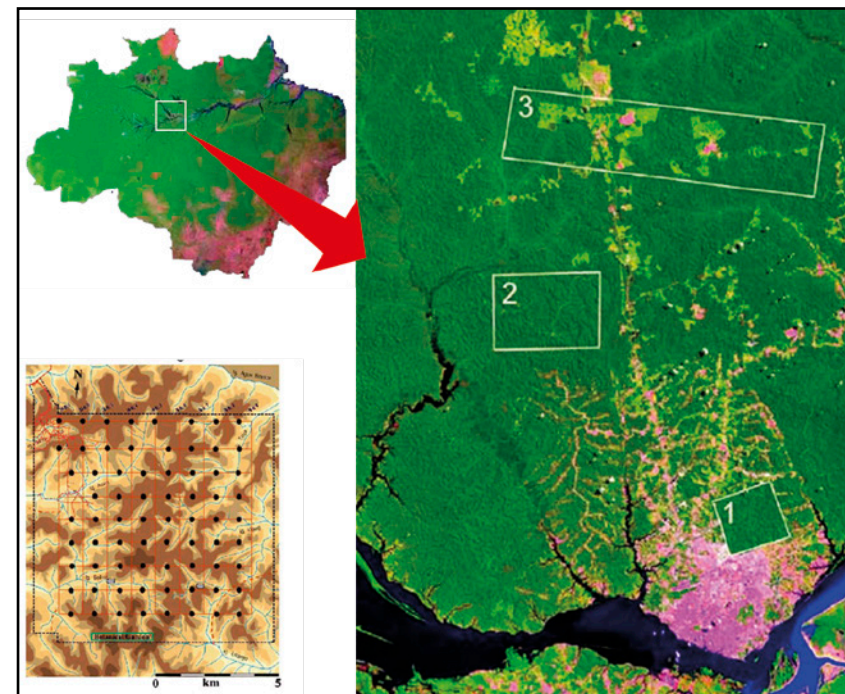


Figura 1. Localização das três reservas florestais que compõem o sítio do PELD na Amazônia central: Reservas Florestais Adolpho Ducke (1), do Cuieiras (2) e Aries-PDBFF (3). Código das cores no mapa maior: verde-claro representa vegetação secundária; verde-escuro, floresta; rosa, áreas desmatadas, sem cobertura arbórea (pastagens, plantios agrícolas, áreas urbanas). No detalhe (abaixo, à esquerda), o sistema de trilhas e parcelas permanentes produzidos pelo PELD na Reserva Ducke, com os platôs na cor marrom-escuro.

Tropical Ecology Assessment and Monitoring – Team, – Conservation International Brazil estão sendo monitoradas desde 2003 na Reserva Ducke. A Reserva do Cuieiras abriga, desde 1999, atividades do Sítio 1 do PELD, juntamente com as do Experimento de Larga Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA); desde 2003, abriga também duas parcelas do programa Team, avaliando mudanças no microclima, na vegetação, na liteira e em alguns grupos animais selecionados. Em área contígua, a Estação de Manejo Florestal do Inpa contém três parcelas permanentes de 4 ha de cada um dos tratamentos de corte seletivo de madeira: (1) remoção de 25% da área basal ($34 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) de uma lista de espécies comerciais, ou potencialmente comerciais, da época; (2) remoção de 50% da área basal ($49 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) das espécies listadas; (3) remoção de 75% da área basal ($67 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$) das espécies listadas; e (4) controle (Higuchi & Biot 1997). A exploração madeireira foi realizada em 1987–1988 e, novamente, em 1993, sendo cortadas árvores com DAP > 40 cm.

Na estrada vicinal ZF-3, três antigas fazendas de gado abrigam o PDBFF, com estudos sobre fragmentação de hábitat conduzidos em grandes escalas espacial (1.000 km²) e temporal (> 30 anos) em 23 reservas, convertidas em Unidades de Conservação do tipo Aries. Além do efeito de borda, o efeito da matriz de entorno dos fragmentos, bem como a estrutura e a dinâmica da sucessão secundária no entorno dos fragmentos, foram avaliados. Nas Aries-PDBFF, há duas parcelas do programa Team; uma parcela permanente do programa *Center of Tropical Forests Studies* – CTFS – Smithsonian Institution; instalações microclimatológicas e hidrológicas do programa LBA em uma bacia hidrográfica em área de pastagem; e sucessão secundária, usada para comparações com uma bacia intacta da Reserva do Cuieiras.

Resultados

Padrões de distribuição e abundância da biota na escala da paisagem

As florestas não são homogêneas no espaço, portanto supõe-se que seu funcionamento varie em função das mudanças no ambiente físico e suas associações bióticas. Para entender a dinâmica ao longo do tempo, é importante compreender como a variação espacial ocorre e quais seus principais determinantes.

Os estudos nas três áreas que compõem o Sítio 1 do PELD indicaram que a vegetação responde fortemente à topografia local. A fertilidade e a disponibilidade de água do solo foram os fatores que mais influenciaram a diversidade de árvores, sempre maior nas áreas mais planas dos platôs (Bohlman et al. 2008; Laurance et al. 2010). Entretanto, a relação entre a distribuição de árvores e a fertilidade pode ser apenas consequência do enriquecimento do solo pelas próprias árvores. A topografia e o solo também afetam a distribuição de ervas de sub-bosque, arbustos, palmeiras, lianas e fungos de liteira (Kinupp & Magnusson 2005; Costa et al. 2005, 2009; Braga-Neto et al. 2008; Nogueira et al. 2011). A composição de espécies desses grupos muda gradativamente ao longo do gradiente, que vai de solos mais arenosos, pobres e mal drenados (nas áreas mais baixas) até solos mais argilosos e bem drenados (nas áreas mais altas).

Alguns grupos animais, especialmente os que possuem área de vida pequena (anfíbios, invertebrados de solo), tiveram distribuições associadas à topografia, sendo o padrão mais forte a existência de um grupo de espécies restrito às proximidades dos corpos-d'água e outro grupo com distribuição mais ampla (Menin et al. 2007; Oliveira et al. 2009). Aproximadamente metade das espécies de formigas foi encontrada somente nos baixios ou nos platôs, sugerindo que a maio-

ria é especialista do hábitat. As aves de sub-bosque também reconhecem hábitats ao longo do gradiente topográfico, e a composição varia continuamente ao longo deste (Cintra & Naka 2012). Grupos com distribuição mais ampla, como lagartos (Pinto 2008b) e serpentes (Fraga et al. 2011), foram pouco afetados por variáveis topográficas e de solo.

As áreas ripárias tiveram a composição de espécies mais distinta de outros compartimentos topográficos, tanto para plantas (Drucker et al. 2008; Schietti et al. 2013) como para animais (Fraga et al. 2011; Bueno et al. 2012). A estimativa da largura da faixa ripária foi bastante semelhante entre os diferentes grupos de organismos avaliados e varia de 100 a 250 m. A composição das comunidades de peixes e invertebrados da fauna aquática (Mendonça et al. 2005), bem como de alguns grupos de plantas (Garcia 2005; Kinupp & Magnusson 2005; Drucker et al. 2008), diferiu entre as bacias de drenagem da Reserva Ducke.

Os estudos acima citados indicaram que mais que 90% dos grupos biológicos estudados têm sua composição de espécies fortemente determinada pelas características de topografia e solos na escala da paisagem. A dinâmica das populações e assembleias deve, portanto, variar entre os compartimentos topográficos. Modelos de distribuição de espécies precisam considerar essas associações, pois os nichos das espécies na escala local podem ser mais relevantes para sua sobrevivência no futuro do que sua associação geral com o clima (Antonelli et al. 2010), mas isso não será detectado nos modelos tradicionais que usam apenas camadas de informação climática. As áreas ripárias deveriam ter pelo menos 100 m de largura para conservar as comunidades diferenciadas que existem nesses hábitats. Áreas ripárias distribuídas em diversas localizações precisam ser conservadas, já que a composição de espécies varia muito entre as bacias de drenagem.

Variação das assembleias no espaço e no tempo

A biodiversidade varia não apenas no espaço, mas também no tempo, e a dinâmica temporal pode depender das características do ambiente. O entendimento da variação da dinâmica temporal na paisagem é importante para a modelagem de cenários de mudanças climáticas e para o planejamento da conservação.

Um estudo da assembleia de peixes de igarapés da Reserva Ducke demonstrou que existe uma mudança na composição e na abundância de espécies de peixes entre a estação seca e a chuvosa, mas que a composição tende a retornar à original na próxima estação seca. As espécies mais comuns são as que tendem a retornar às abundâncias originais e, portanto, conferem uma estabilidade à assembleia de peixes ao longo do tempo. As mudanças de composição entre estações parecem

estar associadas à migração lateral dos peixes para poças temporárias e outros micro-habitats em períodos de inundação (Espírito-Santo et al. 2009), semelhantemente às migrações laterais de peixes associados aos grandes rios amazônicos (Junk et al. 1989).

Braga-Neto et al. (2008) mostraram que as espécies de fungo de serapilheira respondem à interação entre as condições edáficas, que variam no espaço, e à precipitação, que varia no tempo. O número de morfoespécies frutificando varia ao longo do gradiente edáfico apenas nos períodos com menor precipitação, sendo menor nos solos argilosos e mais secos. Nos períodos mais chuvosos, as condições limitantes de umidade, aparentemente, diminuem, resultando em um número similar de espécies ao longo do gradiente edáfico.

As taxas de mortalidade de plântulas arbóreas foram menores em ambientes com maior teor de argila no solo, o que provavelmente é um reflexo da maior capacidade dos solos argilosos em manter umidade no estrato mais superficial, onde estão as raízes das plântulas. O efeito da falta de chuva sobre as plântulas teve um atraso de 1 mês nas áreas argilosas, mas foi imediato nas plântulas em áreas arenosas, indicando que esse ambiente é mais vulnerável ao estresse de seca (Barbosa 2012).

Os estudos de dinâmica mostraram que a variação temporal das assembleias não é homogênea no espaço, mas varia dependendo das características do ambiente, e que, na região central da Amazônia, a topografia determina a maior parte das diferenças na dinâmica.

Dinâmica dos processos ecossistêmicos e suas variações no espaço

Os processos ecossistêmicos variaram fortemente entre os elementos da paisagem, e a dinâmica temporal também variou entre as distintas formações geológicas. No entanto, ainda não se sabe quanto desses processos é resultado das assembleias bióticas distintas e quanto dependem somente de fatores abióticos.

Os solos de platôs têm maior conteúdo de argila e nitrogênio que os baixios, onde há grande conteúdo de areia e baixo teor de nitrogênio (Luizão et al. 2004; Araújo et al. 2002). As concentrações de C orgânico e de N na camada superficial do solo (0–10 cm) foram menores no baixio (Luizão et al. 2004). No entanto, em profundidade, há uma inversão nos valores: os estoques calculados para três profundidades (0–40 cm, 0–100 cm e 0–200 cm) foram maiores nos Espodosolos do baixio do que nos Latossolos de platô e Argissolos da vertente por haver um forte acúmulo de C orgânico entre 20 e 40 cm de profundidade no solo arenoso do baixio (Marques 2009). A camada de 40–100 cm contribuiu com aproximadamente 45% do total de C contido no Latossolo e no Argissolo, enquanto, no Espodosolo,

cerca de 66% do C estava na camada de 0–40 cm (Marques 2009). A maior parte do C das camadas superficiais do solo está na Fração Leve e Livre – FLL, mais lábil, da matéria orgânica do solo, enquanto, nas camadas mais profundas do solo, o C está mais associado à fração pesada, especialmente à fração argilosa (C-argila), formando uma matéria orgânica mais estável, que vai aumentando em profundidade (Marques 2009). Os solos de baixio tiveram uma maior proporção de C nas frações leves (Tabela 1).

A respiração do solo depende da condição hídrica deste. Solos muito secos ou

Tabela 1. Médias (desvios) de características selecionadas da textura e fertilidade dos solos superficiais (0–10 cm de profundidade) nas três reservas, sob floresta intacta, e em diferentes posições topográficas na Reserva do Cuieiras.

Reserva	Ducke ^(a)	Cuieiras ^(b)	Cuieiras ^(b)	Cuieiras ^(b)	PDBFF ^(c)
Posição topográfica		Platô	Vertente	Baixio	
Argila %	47,4 (33,2)	65 (2,0)	43 (0,8)	5,0 (0,7)	55,0 (13,6)
Capacidade de retenção de água	-	0,44 (0,001)	0,47 (0,02)	0,36 (0,02)	0,74 (0,19)
pH (água)	4,1 (0,3)	3,9 (0,6)	3,8 (0,6)	4,1 (0,3)	4,2 (0,25)
Nitrogênio (g.kg ⁻¹)	1,8 (0,7)	2,5 (0,8)	2,0 (0,5)	2,5 (0,7)	1,6 (0,3)
Fósforo disponível (mg.kg ⁻¹)	3,2 (2,3)	2,34 (0,82)	2,95 (1,29)	5,88 (2,59)	3,1 (0,5)
Potássio (cmol.kg ⁻¹)	0,06 (0,02)	0,09 (0,01)	0,13 (0,01)	0,16 (0,03)	0,06 (0,01)
Cálcio (cmol.kg ⁻¹)	0,05 (0,04)	0,03 (0,002)	0,03 (0,002)	0,04 (0,01)	0,06 (0,03)
Matéria orgânica %	4,58 (1,74)	6,6 (2,0)	3,5 (1,1)	2,1 (1,4)	2,77 (0,45)
Razão C : N	14,6 (2,6)	11,5 (3,8)	13,3 (2,5)	16,1 (2,8)	9,94 (2,0)
Frações funcionais da matéria orgânica (g.kg ⁻¹ solo) ^(d)					
FLL – fração leve livre	-	19,0 (7,0)	22,8 (8,95)	33,8 (11,4)	-
FIA – fração leve intra-agregada	-	0,90 (0,65)	1,85 (0,60)	9,45 (6,0)	-
FP – fração argila	-	14,2 (5,35)	4,35 (1,05)	1,15 (0,75)	-

(a) Mertens 2004; (b) Luizão et al. 2004; (c) Laurence et al. 1999; (d) Marques 2009; - não disponível.

saturados (baixios) geram menores emissões de CO₂. No platô e na vertente, eles estão próximos à capacidade de campo durante a época chuvosa, induzindo uma maior respiração (Zanchi et al. 2011). Porém, durante a estação seca do ano, a respiração do solo foi maior no baixio, que tem o lençol freático próximo da superfície e é, portanto, úmido, mas não encharcado nessa época. Já a decomposição da madeira não foi afetada pelas características de solo e topografia (Toledo et al. 2009).

As taxas de mineralização de nitrogênio e de nitrificação foram significativamente menores no solo de baixio, com imobilização do nitrogênio, principalmente na estação chuvosa (Luizão et al. 2004). A produção de liteira fina e sua decomposição foram ligeiramente maiores nos platôs do que nos baixios (Tabela 1; Luizão et al. 2004). As concentrações de nitrogênio nas folhas vivas, na liteira e no solo foram menores em áreas arenosas nos baixios do que nos platôs e nas vertentes com solos argilosos (Luizão et al. 2004).

Laurance et al. (1999) mostraram que a biomassa de árvores aumenta com a fertilidade do solo, mas esta pode ser apenas uma consequência do seu enriquecimento pelas próprias árvores. Na Reserva Ducke, a biomassa arbórea, nas 72 parcelas, variou de 211 a 426 Mg.ha⁻¹, com média de 328 (SD 42) Mg.ha⁻¹ (Castilho et al. 2006). Cerca de 20% a 29% da variação espacial do estoque de biomassa arbórea pode ser explicada pelos gradientes de solo e inclinação: a biomassa aumenta com a altitude e os solos argilosos e diminui com a inclinação (Castilho et al. 2006). Árvores de tamanho intermediário têm uma maior associação com a topografia (22%) que árvores pequenas ou muito grandes (Figura 2). A taxa de mudança na biomassa foi em média 5,6 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, negativamente associada à precipitação, e predominantemente positiva nas parcelas com solo argiloso, mas negativa com o arenoso e menos fértil (Castilho et al. 2010).

Araújo et al. (2002) também detectaram efeitos da topografia na absorção de carbono medida com a técnica dos vórtices turbulentos (*eddy flux correlation*) em duas torres de 54 m de altura e separadas por 11 km entre si. A torre situada na área com mais platôs, onde há uma floresta mais alta, mediu maior absorção de carbono do que a torre na área com menor extensão de platô e, portanto, com maior extensão de baixios eventualmente alagados.

Concluimos que os processos ecossistêmicos são fortemente determinados pelas características de topografia e solos na escala da paisagem e que sua dinâmica está associada a essas características. As áreas altas absorvem mais carbono, acumulam mais biomassa, produzem mais liteira e estão se comportando como sumidouros de carbono em curto prazo. Entretanto, uma grande proporção das florestas consideradas como de terra firme são baixios, onde as florestas acumulam

menos biomassa e estão se comportando como fontes de carbono para a atmosfera. Assim, modelos que visam extrapolar processos (p. ex., sequestro de carbono, ciclagem de nutrientes) para escalas maiores precisam levar em consideração essa variabilidade.



Figura 2. Marcação de árvores para estudos de longo prazo de crescimento e acúmulo de biomassa no Sítio 1 do PELD.

Dinâmica de longo prazo na biomassa e dinâmica da floresta

Análises de parcelas permanentes da Rede Amazônica de Inventários Florestais – Rainfor, que inclui as parcelas do Sítio 1 do PELD, distribuídas por toda a Amazônia, sugerem que a biomassa viva acima do solo, a produtividade e as taxas de retorno aumentaram significativamente em décadas recentes (Malhi et al. 2004). Em média, cada hectare de floresta estaria ganhando ~ 0,7 (SD 0,3) Mg.ha⁻¹.ano⁻¹, funcionando, então, como importante sumidouro de carbono da atmosfera.

Dentro do Sítio 1 do PELD detectou-se também mudanças substanciais na dinâmica das árvores com DAP > 10 cm no período de 1981 a 2003 (Laurance et al. 2009), com amplo aumento na mortalidade de árvores e posterior aumento do recrutamento e aumento de 4% na área basal. Nesse período, as temperaturas máximas e mínimas aumentaram significativamente, com anomalias no regime de chuvas fortes e positivamente associadas com os eventos de El Niño (Laurance et al. 2009). A produção de liteira fina, avaliada durante 3 anos, aumentou ~ 10% em relação às médias de outros 3 anos, nos mesmos lugares da floresta, 22 anos antes. Esse aumento foi mais acentuado na floresta de platô do que no baixo e significativamente maior no ano mais seco, com El Niño moderado, do que nos outros 2 anos do estudo (Pinto et al. 2003).

Os estudos do Sítio 1 do PELD têm detectado efeitos de mudanças climáticas nas duas últimas décadas, em áreas que não foram perturbadas recentemente por atividades antrópicas locais. Atualmente, a floresta está se comportando em média como um sumidouro de carbono, mas há evidências de que esse padrão se inverterá em poucos anos, por conta dos aumentos da frequência de eventos de seca extremos (Phillips et al. 2009).

Dinâmica da composição de espécies e processos ecológicos em função dos impactos antrópicos

A extração seletiva de madeira produziu diferentes classes de distúrbio na área da floresta explorada: trilhas de trator, clareiras, floresta remanescente e floresta-controlada. Modificações mais acentuadas nas propriedades físicas do solo ocorreram apenas nas trilhas de trator, com aumento da densidade do solo, resistência à penetração e diminuição da macroporosidade e do volume de água disponível (Ferreira et al. 2002; 2004). A extração de madeira produziu grande redistribuição de biomassa e nutrientes nas clareiras formadas durante a exploração: alguns locais de clareiras, especialmente na área central, ficaram temporariamente com solo exposto e pouca ou nenhuma cobertura de plantas ou liteira; outros acumularam resíduos vegetais das copas das árvores selecionadas para o corte e resíduos

foliares e lenhosos de árvores danificadas ou tombadas (Yano 2001). Os resíduos acumulados decompueram-se nos anos seguintes ao corte, liberando carbono e nutrientes para o solo e CO₂ para a atmosfera. Nos primeiros 4 anos após a exploração, a maior parte do P e do K foi perdida da madeira morta em decomposição (Summers et al. 2002). A extração seletiva de 50 m³ de madeira resultou em 80 Mg.ha⁻¹ de madeira morta no chão da floresta, aumentando a respiração da floresta em 19,9 Mg.ha⁻¹ de C nos primeiros 5 anos e outras 20 Mg.ha⁻¹ de C nos 15 anos seguintes (Summers et al. 2002).

Nas clareiras formadas pela extração seletiva, a liberação dos nutrientes da liteira grossa aumentou a concentração de K, Ca e Mg disponíveis no solo nos 2 anos seguintes à exploração (Ferreira et al. 2001), o que favoreceu as espécies clímax (Yano 2001). Houve maior proporção de espécies clímax nas clareiras com acúmulo de resíduos que nas clareiras sem acúmulo (Tabela 2, Yano 2001).

A maior parte da biomassa arbórea foi recuperada 19 anos após a extração seletiva de madeira; porém, nesse período, as espécies comerciais recuperaram entre 66% e 88% do volume de madeira original, o que sugere ser necessário um tempo maior após a exploração para a recuperação dos estoques (as estimativas indicam pelo menos 30 anos). A riqueza de espécies também se recuperou nesse período, mas a composição de espécies arbóreas da floresta ainda diferiu muito da inicial, com espécies de interesse comercial ocupando menor área basal (Pinto 2008a).

A composição e a riqueza da comunidade herbácea mudaram apenas nos locais mais perturbados nas clareiras e trilhas de trator, não sendo significativamente afetadas pela intensidade da exploração (Costa & Magnusson 2002). O corte seletivo causou efeitos moderados nas assembleias tanto de vertebrados quanto de invertebrados. Entre os vertebrados, Guilherme & Cintra (2001) mostraram que a diversidade, a composição de espécies e a frequência de uso das áreas pelas aves de sub-bosque não são afetadas por diferentes intensidades de corte seletivo, mas são afetadas pela idade do corte. Esse estudo demonstrou que o corte seletivo não causa grandes impactos na comunidade de aves e que, em algumas situações, áreas manejadas podem ser uma boa opção de conservação em relação a outras formas de uso da terra. Em contrapartida, Lima et al. (2001) observaram que o corte seletivo causou aumento na abundância de uma espécie de lagarto e redução na abundância de outra. O corte seletivo não afetou o número de espécies ou abundância de formigas de solo. Entretanto, as diferentes intensidades de impacto causaram mudanças na densidade de várias espécies de formigas (Vasconcelos et al. 2000) e cupins de serapilheira (Lima et al. 2000), e os efeitos permaneceram por pelo menos 10 anos após o corte.

A fragmentação da floresta alterou a estrutura e a dinâmica florestal, aumentando bruscamente as taxas de mortalidade e de danificação de árvores e a formação de clareiras, em função das mudanças microclimáticas e do aumento da turbulência por ventos próximos às bordas de floresta (Laurance et al. 2005). Embora os efeitos sejam mais fortes até 100 m de distância da borda, estes podem se estender até 400 m ou mais para certos processos (Laurance et al. 2002, 2011). Essas mudanças acarretaram forte perda de biomassa viva nos primeiros 100–300 m da borda da floresta, com maior mortalidade de árvores, principalmente de grandes árvores (> 60 cm DAP), que contêm uma substancial fração da biomassa florestal (Laurance et al. 2002; Nascimento & Laurance 2004). A produção de liteira fina e os estoques de liteira fina e grossa aumentaram significativamente próximo às bordas (< 100 m) da floresta (Nascimento & Laurance 2004; Tabela 2). Entre os macronutrientes, a concentração de cálcio na liteira foi significativamente maior próximo das bordas (Vasconcelos & Luizão 2004).

A maioria das espécies arbóreas recrutadas após a fragmentação pertenceu a famílias com muitas espécies pioneiras e características de áreas de vegetação secundária, ao contrário das áreas de interior de floresta, onde as espécies geralmente pertencem a famílias de crescimento tardio (Laurance et al. 2002). Portanto, houve forte substituição de espécies tardias por espécies pioneiras antes pouco abundantes na floresta.

Nos fragmentos florestais menores, houve uma forte invasão de espécies de plantas exóticas ou pioneiras — modificando consideravelmente a composição das comunidades vegetais (e animais associados), a distribuição da biomassa e os processos ecológicos da floresta — e a extinção de animais (por exemplo, assembleias de pássaros) foi mais rápida (Tabela 3; Laurance et al. 2002, 2006). No entanto, o efeito mais impactante da fragmentação, a formação de bordas, favoreceu algumas espécies de cupins, afídeos e borboletas de áreas muito iluminadas, vivendo próximo às bordas, pássaros de clareiras, beija-flores, morcegos frugívoros e generalistas de habitats (Laurance et al. 2002). Esses fragmentos também estão mais sujeitos aos efeitos da matriz do entorno, que influencia a densidade de árvores pioneiras e a riqueza de espécies dentro do fragmento. Fragmentos florestais com matriz de entorno dominada por *Cecropia* spp. apresentaram maior densidade e riqueza de espécies de árvores do que fragmentos com entorno dominado por *Vismia* spp. (Nascimento et al. 2006).

A formação dessa matriz de entorno relaciona-se ao histórico de uso das áreas desmatadas e abandonadas, determinando dois processos sucessionais distintos na Amazônia Central: um dominado *Cecropia* spp., em áreas desmatadas e/ou

queimadas, mas sem uso intenso antes do abandono; outro dominado *Vismia* spp., em áreas derrubadas, queimadas e utilizadas de forma mais intensa e por períodos longos antes do abandono, caso típico das pastagens (Mesquita et al. 2001). Nesse segundo processo, o crescimento e a diversificação da sucessão secundária são mais demorados. Uma das razões para isso foi verificada recentemente, ava-

Tabela 2: Mudanças nos estoques e processos em consequência da extração seletiva de madeira e da fragmentação florestal nas Reservas do Cuieiras e Aries-PDBFF.

Parâmetro 2003	Floresta Intacta Cuieiras	Extração Seletiva (ES)			Resíduos em clareiras de ES		Fragmentos		Autor
		25%	50%	75%	com	sem	Interior	Borda	
Produção de liteira fina (Mg.ha ⁻¹ ano ⁻¹)	8,04 (0,31)	-	-	-	-	-	8,82 (0,14)	9,50 (0,23)	1, 2
Estoque de liteira fina (Mg.ha ⁻¹)	5,80 (2,60)	-	-	-	-	-	7,50 (1,17)	9,17 (1,59)	1, 3
Produção de liteira grossa (Mg.ha ⁻¹ ano ⁻¹)	2,41 (1,02)	-	-	50,4 (15,4)	-	-	4,00	6,37	4, 3
Estoque de liteira grossa (Mg.ha ⁻¹)	29,7 (12,2)	-	80,1	-	-	-	25,4 (8,17)	34,1 (12,2)	4, 3
Biomassa seca (Mg.ha ⁻¹) 19 anos após a extração	360	308	290	275	-	-	320 (35,6)	329 (35,0)	5
Volume de madeira comercial (m ³ .ha ⁻¹)	132	90	92	74	-	-	-	-	5
Estoque de água no solo	-	-	348	-	-	-	-	-	6
Interceptação de chuvas (%)	19,2	-	9,13	-	-	-	-	-	6
Fósforo no solo 0–10 cm (mg.kg ⁻¹)	2,34	-	-	-	2,44*	1,79	-	-	7
Cálcio no solo 0–10 cm (cmol.kg ⁻¹)	0,03	-	-	-	0,05**	0,03	-	-	7
Magnésio no solo 0–10 cm (cmol.kg ⁻¹)	0,02	-	-	-	0,03**	0,01	-	-	7
Soma de bases 0–10 cm (cmol.kg ⁻¹)	0,06	-	-	-	0,09**	0,05	-	-	7
Razão pioneiras: clímax nas clareiras	-	-	-	-	0,96**	1,54	-	-	7

¹ Luizão et al. 2004 ² Vasconcelos & Luizão 2004 ³ Nascimento & Laurance 2004 ⁴ Summers et al. 2002 ⁵ Pinto 2008 ⁶ Ferreira et al. 2004 ⁷ Yano 2001 - Dados não disponíveis Asteriscos indicam diferenças significativas entre colunas: de 5% (*) ou 1% (**)

Tabela 3: Mudanças induzidas pela fragmentação (médias e desvios) na necromassa florestal e em grupos selecionados de animais e plantas, em fragmentos florestais de 1 ha, 10 ha e 100 ha, nas Reservas Aries-PDBFF.

Parâmetro	Período	Floresta contínua	Fragmentos florestais			Autores
			1 ha	10 ha	100 ha	
Espécies tardias: ind.ha ⁻¹ com DAP > 10 cm	13–17 anos	37,1 (39,4)	636 (65,5)	69,0 (42,6)	590 (86,8)	Nascimento & Laurance 2006
Espécies pioneiras: ind.ha ⁻¹ com DAP > 10 cm	13–17 anos	14,9 (12,7)	652 (32,7)	35,2 (32,2)	583 (43,5)	Nascimento & Laurance 2006
Espécies tardias: ind.ha ⁻¹ com 1–9,9 cm de DAP	13–17 anos	5135 (885)	6318 (1408)	5964 (1050)	6736 (1864)	Nascimento & Laurance 2006
Espécies pioneiras: ind.ha ⁻¹ com 1–9,9 cm de DAP	13–17 anos	137 (121)	230 (91,3)	166 (68,0)	168 (55,1)	Nascimento & Laurance 2006
Liteira lenhosa caída (> 10 cm de DAP)	13–17 anos	25,2 (9,1)	34,3 (22,5)	32,6 (12,8)	32,7 (9,2)	Nascimento & Laurance 2006
Biomassa total morta (Mg.ha ⁻¹)	13–17 anos	35,6 (9,3)	41,2 (23,4)	43,4 (11,7)	43,1 (10,5)	Nascimento & Laurance 2006
Taxa de extinção de pássaros	8 anos	0	0,33	0,16	0,07	Stouffer et al. 2008
Espécies de pássaros insetívoros	2–6 anos	9	0	2	6	Stratford & Stouffer 1999

liando o efeito das espécies principais na disponibilidade e no balanço de nutrientes na sucessão secundária: a espécie *Cecropia sciadophylla* apresentou liteira e folhas maduras de melhor qualidade nutricional (maior razão C : N) do que a *Vismia cayennensis* e também maior eficiência de absorção de nutrientes essenciais, especialmente P, K e Mg, do que as duas outras espécies (Gomes & Luizão 2011).

Em resumo, os efeitos do corte seletivo foram moderados, e não foi observada perda de espécies, embora a abundância de algumas populações tenha diminuído ou aumentado. Na situação estudada, em que o corte seletivo de madeira não está associado a incêndios florestais ou outras perturbações, essa forma de uso da terra é compatível com a conservação de grande parte da biodiversidade. Redução e melhor planejamento das estradas de acesso parecem ser mais importantes do que as intensidades de corte usadas, o que também foi observado em outra área de manejo florestal (Dias et al. 2010).

Por outro lado, os efeitos da fragmentação são intensos e duradouros (Tabela 4). Os fragmentos pequenos e as bordas dos fragmentos maiores tendem a se

transformar em florestas secundárias, com dominância de espécies pioneiras e invasoras. Os efeitos de borda podem penetrar até 400 m para alguns processos, o que indica que fragmentos com menos de 16 ha serão essencialmente borda.

Tabela 4: Padrões de distribuição de plantas e animais nos fragmentos e bordas até 20 anos após a fragmentação florestal nas Aries-PDBFF (Laurance et al. 2002, 2005, 2006, 2011).

	Floresta intacta	Fragmentos e bordas florestais após 13–20 anos
Composição da vegetação	Diversa e estável	Mudanças rápidas até ~ 100 m de distância da borda, causando declínio de populações ou extinções locais de muitas taxa com sementes grandes e de crescimento lento ou secundário tardio. As espécies mais afetadas foram as dependentes de dispersores animais.
Composição do sub-bosque	Diversa e estável	Mudanças rápidas: as espécies mais afetadas foram as dependentes de dispersores animais.
Espécies de plantas sucessionais	Incomuns: 2–3% do total	Abundância triplicada após 13–17 anos nos fragmentos e nas bordas. Espécies pioneiras favorecidas por distúrbios: densidade e área basal aumentam ~ 1.000% nas bordas florestais. Espécies pioneiras não favorecidas por distúrbios: 19 de 52 espécies permanecem constantes ou declinam de número.
Animais por unidade de área	Maior densidade	Diminuição da densidade e algumas extinções: primatas, mamíferos, pássaros e invertebrados. Poucos taxa estáveis ou que aumentam nos fragmentos: alguns sapos, borboletas e pequenos mamíferos. Até 200 m da borda: invasões de besouros adaptados a distúrbios e alterações na composição de comunidades de formigas e invertebrados da camada de liteira. Até 230 m da borda: invasões de borboletas adaptadas a distúrbios.
Principais causas das mudanças		Taxa de mortalidade de árvores por parcela; número de bordas florestais vizinhas; influências da matriz circundante e do histórico de distúrbio da área.

Armazenamento e disponibilização de dados

A coleta de dados em estudos de longa duração não vale nada se esses dados não são disponibilizados para pesquisadores futuros e pesquisadores de outros sítios do PELD. Para facilitar o armazenamento e a disponibilização de dados, o Sítio 1 adotou o sistema Metacat, que foi subsequentemente adotado pelos outros sítios do PELD, e o sistema SIB-Br. O sistema já disponibiliza grande quantidade de dados oriundos do sistema Rapeld (Pezzini et al. 2012).

O repositório do Sítio 1 do PELD funciona desde 2009 e pode ser livremente acessado em <http://peld.inpa.gov.br/>. Há também dados disponíveis no site do PDBFF (<http://pdbff.inpa.gov.br/>), para a Reserva Ducke (<http://ppbio.inpa.gov.br/Eng/inventarios/ducke>) e para a Reserva do Cuieiras (<http://lba.inpa.gov.br/lba>).

Principais conclusões

A primeira fase do PELD permitiu avanços notáveis no conhecimento dos impactos de ações humanas diretas (extração seletiva de madeira e fragmentação florestal) sobre as florestas amazônicas de terra firme e sobre os padrões de distribuição de populações, comunidades e processos ecossistêmicos em função da variação ambiental no espaço. A primeira fase do PELD permitiu concluir que:

- A topografia local afeta fortemente os padrões de distribuição de organismos e muitos processos funcionais do ecossistema.
- A dinâmica natural das assembleias e dos processos ecossistêmicos varia na paisagem, e grande parte dessa variação está associada com a topografia.
- A extração seletiva de madeira, nos níveis estudados, tem impacto moderado sobre a composição e a riqueza de espécies de várias assembleias e a ciclagem de nutrientes.
- A estrutura e a biomassa da floresta recuperam-se rapidamente (~ 19 anos) após o corte seletivo, mas estima-se que a biomassa das espécies de valor comercial precise de pelo menos 30 anos para se recuperar.
- A formação de bordas é o maior efeito da fragmentação florestal, na qual os distúrbios causados pelo vento, pela maior luminosidade, pela invasão de espécies vegetais e animais e por outras alterações produzem fortes mudanças na composição, na diversidade e no funcionamento do ecossistema florestal.
- Fragmentos pequenos (de 1 a 10 ha) sofrem invasões, perdem espécies e são

muito afetados pelas bordas, transformando-se a longo prazo em florestas secundárias.

- Mesmo as florestas sem perturbação antrópica local tiveram variações em seus processos ao longo das duas últimas décadas, com aumento da biomassa de árvores, das grandes lianas e da produção de liteira fina em relação às décadas anteriores, provavelmente devido a mudanças climáticas globais.

Principais implicações

- A mudança substancial das espécies de árvores e a menor área basal de espécies comerciais após 19 anos da exploração seletiva de madeira indicam que ainda é necessário avaliar melhor a sustentabilidade no longo prazo do manejo florestal.
- As diferenças de dinâmica da biomassa florestal e suas variações interanuais no gradiente platô-vertente-baixio afetam os cálculos de estoques de carbono da floresta, mostrando a necessidade de medidas continuadas e frequentes, relacionando topografia e clima, já que grandes áreas da Amazônia com solos arenosos podem estar perdendo biomassa.
- Em anos com grandes tempestades, a taxa de mortalidade de árvores aumenta e afeta os estoques de carbono em pé. O esperado aumento da frequência de eventos extremos como El Niño deve trazer mudanças drásticas nos processos ecológicos e na biodiversidade de locais anteriormente afetados por perturbações antrópicas, e o monitoramento a longo prazo é a única ferramenta na detecção de seus efeitos e suas potenciais sinergias.
- As áreas ripárias (baixios) são regiões altamente heterogêneas e distintas dos outros compartimentos topográficos, tanto do ponto de vista da biodiversidade como dos processos ecossistêmicos. Essas áreas precisam de cuidado especial. Indica-se, portanto, que: (a) o desmatamento dos baixios deve ser evitado, pois pode induzir uma rápida mineralização e emissão de grande parte do C estocado no solo para a atmosfera, já que grande parte da matéria orgânica do solo se encontra nas frações leves, mais lábeis e, principalmente, nas camadas superficiais nos baixios (veja Luizão & Laurance 2007); (b) a faixa ripária mínima para proteger as assembleias altamente distintas encontradas nessas áreas é de 100 m de largura; e (c) uma grande extensão e número de áreas ripárias precisa ser protegida para garantir a complementaridade da composição de espécies, já que as assembleias variam muito entre bacias de drenagem.

- A constatação da forte influência exercida pela matriz de entorno sobre a dinâmica dos fragmentos florestais e a indicação de que a introdução de *Cecropia* sp. nas áreas abandonadas pode ajudar na obtenção de uma sucessão secundária mais rápida e diversificada mostram a necessidade de criar corredores ecológicos com biomassa e diversidade arbórea altas, para interligar mais eficientemente os fragmentos florestais e melhor conservar a fauna e a flora. Esse padrão pode ser obtido pelo enriquecimento da sucessão secundária com espécies de árvores de rápido crescimento, pioneiras ou não — o que já está sendo testado — ou pelo plantio de sistemas agroflorestais – Safs, bem diversificados.

Educação ambiental, capacitação e divulgação

Os resultados das pesquisas do Sítio 1 do PELD estão sendo usados em diversas atividades de capacitação e divulgação científica, como:

- Capacitação de técnicos e analistas de órgãos públicos e privados, incluindo o Ibama, o ICMBIO, o Serviço Florestal, as secretarias de Meio Ambiente estaduais e municipais e várias empresas de consultoria ambiental (Figura 3). Os materiais didáticos dos cursos podem ser obtidos livremente na página da web do PELD (<http://peld.inpa.gov.br/capacitacao>).
- Treinamento de guias mirins do Jardim Botânico Adolpho Ducke e inclusão da comunidade do entorno da Reserva Ducke (Figura 4).
- Produção de guias de identificação impressos e digitais, que estão acessíveis gratuitamente através do link <http://peld.inpa.gov.br/educacao/guias> (Figura 5).
- Capacitação de pesquisadores de outros sítios do PELD no uso do sistema Metacat (dez cursos ministrados em oito cidades).

Discussão e perspectivas para a continuidade dos estudos

Embora os efeitos a longo prazo das perturbações locais tenham sido bem entendidos em componentes críticos do ecossistema (biomassa arbórea, dinâmica florestal, liteira), esses efeitos sobre vários componentes da biodiversidade ainda não foram esclarecidos. O único sítio do PELD na Amazônia foi eficiente para conhecer os processos ecossistêmicos, mas ainda é pouco eficiente para investigar a biodiversidade dentro do sítio, exigindo outros sítios do Programa na região para documentar a biodiversidade Beta. Além disso, a esperada sinergia entre efeitos de mudanças climáticas e perturbações antrópicas locais demanda estudos de mais longa duração



Figura 3. O Sítio 1 do PELD já foi local de sete cursos de capacitação para técnicos de vários órgãos responsáveis pela proteção e pelo uso da biodiversidade.



Figura 4. Estudantes de uma escola local participando de pesquisas no Sítio1 do PELD.



Figura 5. Exemplos de guias de identificação desenvolvidos por participantes do Sítio 1 do PELD. Uma lista completa está disponível no site <http://ppbio.inpa.gov.br/guias>.

para se entender como modificações climáticas vão afetar florestas já fragilizadas por perturbações prévias. Igualmente, mais esforços são necessários para entender a interação entre a dinâmica temporal e a variação ambiental no espaço frente à variabilidade espacial detectada na dinâmica dos sistemas investigados. Por fim, para entender efeitos de mudanças climáticas, são necessários estudos acoplados de hidrologia e da dinâmica dos componentes bióticos, em especial da vegetação.

Projetos para detectar e entender os impactos das diferentes mudanças ambientais devem considerar as demandas dos potenciais usuários dessas informações, almejando produzir conhecimentos úteis para diferentes setores da sociedade — incluindo até a iniciativa privada. Entre esses setores, estão os órgãos responsáveis pelo licenciamento e zoneamento ambiental, para planejamento do uso da terra, pela gestão de áreas protegidas e pela certificação florestal, além do setor madeireiro privado e da comunidade científica, em especial os modeladores, que demandam dados de campo como insumo para o desenvolvimento e a calibração dos modelos. Esses usuários necessitam de informações em diferentes escalas e têm questões que não podem ser respondidas com experimentos a curto prazo. Portanto, pesquisas dos efeitos de mudanças ambientais sobre a biodiversidade e sobre os processos ecossistêmicos precisam ser conduzidas em escalas superiores a 1.000 km² (escala do conjunto de áreas de pesquisa do Sítio 1 do PELD; Clark 2007; Castilho et al. 2010). Assim, o sistema integrado para estudos ecológicos em escala média (Rapeld; Magnusson et al. 2005, 2008) foi replicado em diversos locais

na Amazônia e está sendo usado para avaliação e monitoramento de impactos em áreas destinadas a grandes obras e em Unidades de Conservação. Atualmente, já existem em torno de setenta grades e módulos instalados no Brasil, com ~ 700 parcelas sendo monitoradas (<http://ppbio.inpa.gov.br/sitios>). O método Rapeld foi a base para estabelecer o sistema de grades e módulos do Programa de Pesquisas em Biodiversidade do Brasil – PPBio, já adotado, ou em vias de adoção, em outras regiões do Brasil e também em outros países.

As áreas Rapeld do Sítio 1 do PELD são, por enquanto, as únicas com estudos de longo prazo que formam a base para entender as mudanças temporais naturais nos componentes bióticos das florestas e que permitem julgar os impactos em outras áreas. É necessário dar continuidade aos estudos de dinâmica de populações, comunidades e processos ecossistêmicos em áreas não perturbadas e áreas que estejam sofrendo impactos para estabelecer séries históricas desses componentes. Além da extrema relevância acadêmica, proverá subsídios à tomada de decisões e ações de manejo.

O desenvolvimento de protocolos de coleta rápidos (Figura 6) e de um delineamento amostral padronizado e integrado (Rapeld) contribuiu para uma tentativa, em curso, de integração do sistema de monitoramento ambiental. Pesquisadores



Figura 6. Coleta de peixes numa parcela permanente no Sítio 1 do PELD. A coleta de animais e plantas nas mesmas parcelas permite a integração de dados de vários grupos e a avaliação de como suas relações variam ao longo do tempo.

do PELD estão envolvidos no treinamento de técnicos do Ibama e ICMBio para implementação de sistemas de monitoramento em áreas de avaliação de impactos e em Unidades de Conservação da Amazônia.

A importância dos resultados da primeira década do PELD somente está vindo à tona durante a segunda fase. Por exemplo, a ligação entre espécies e ciclagem de nutrientes (Gomes & Luizão 2011), a variação no acúmulo de carbono (Castilho et al. 2010) e a integração de informações sobre Unidades de Conservação (Laurance et al. 2012) e parcelas permanentes (Emilio et al. 2013) em vários países somente foi possível por causa dos investimentos em infraestrutura do campo, capacitação e pesquisa durante a primeira fase.

Os conhecimentos sobre o impacto de fragmentação têm sido usados para alertar governos e chamar a atenção pública sobre o perigo da ocupação humana desenfreada na Amazônia e para subsidiar as discussões sobre a mudança no tamanho das áreas de reserva legal e sobre a necessidade de reservas ecológicas de tamanho grande, com a presença de corredores ecológicos (Luizão & Laurance 2007). Os estudos sobre a dinâmica florestal em áreas de exploração madeireira têm dado suporte à formulação de diretrizes técnicas para a exploração sustentável.

Agradecimentos

Ao CNPq, pelo financiamento do PELD; a todos os bolsistas, estudantes de pós-graduação e de outros níveis, técnicos, auxiliares-administrativos e motoristas do Inpa, pelo envolvimento e dedicação; ao Inpa e aos programas LBA, Team e PDBFF, pelo apoio logístico, que permitiu o desenvolvimento do trabalho; à Tânia P. Pimentel e ao Laboratório Temático de Solos e Plantas – LTSP, do Inpa, pela ajuda com as inúmeras análises físicas e químicas e a supervisão dos bolsistas e estudantes.

Literatura citada

- Antonelli, A., A. Quijada-Mascareñas, A. J. Crawford, J. M. Bates, P. M. Velazco, and W. Wüster. 2010. Molecular studies and phylogeography of Amazonian tetrapods and their relation to geological and climatic models. Pages 386-404 in C. Hoorn & E. P. Wesselingh, editors. *Amazonia: landscape and species evolution*. Willey-Blackwell, London, UK.
- Araújo, A. C. et al. 2002. Comparative measurements of carbon dioxide fluxes from two nearby towers in a central Amazonian rainforest: The Manaus LBA Site. *Journal of Geophysical Research-Atmosphere* 107: 8090.
- Barbosa, C. E. A. 2012. Controles ambientais e bióticos da dinâmica de plântulas em uma floresta de terra firme da Amazônia central. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.
- Bohlman, S. A., W. F. Laurance, S. G. Laurance, H. E. M. Nascimento, P. M. Fearnside, and A. Andrade. 2008. The role of soils and geographic distance in determining plant diversity and individual species abundances in central Amazonia. *Journal of Vegetation Science* 19: 863-874.
- Braga-Neto, R., R. C. C. Luizão, W. E. Magnusson, G. Zuquim, and C. V. Castilho. 2008. Leaf litter fungi in a Central Amazonian forest: the influence of rainfall, soil and topography on the distribution of fruiting bodies. *Biodiversity and Conservation* 17: 2701-2712.
- Bueno, A. S., R. S. Bruno, T. P. Pimentel, T. M. Sanaiotti, and W. E. Magnusson. 2012. The width of riparian habitats for understory birds in an Amazonian forest. *Ecological Applications* 22: 722-734.
- Castilho, C. V., W. E. Magnusson, R. N. O. Araújo, R. C. C. Luizão, F. J. Luizão, A. P. Lima, and N. Higuchi. 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a Central Amazonian forest: Effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management* 234: 85-96.
- Castilho, C.V., W. E. Magnusson, R. N. O. Araújo, and F. J. Luizão. 2010. Short-term temporal changes in tree live biomass in a Central Amazonian forest, Brazil. *Biotropica* 42: 95-103.
- Cintra, R., and L. N. Naka. 2012. Spatial variation in bird community Composition in relation to topographic gradient and forest heterogeneity in a Central Amazonian rainforest. *International Journal of Ecology* ID 435671.
- Clark, D. A. 2007. Detecting tropical forests' responses to global climatic and atmospheric change: current challenges and a way forward. *Biotropica* 39: 4-19.
- Costa, F. R. C., J. L. Guillaumet, A. P. Lima, and O. S. Pereira. 2009. Gradients within gradients: The mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *Journal of Vegetation Science* 20: 69-78.
- Costa, F. R. C., W. E. Magnusson, and R. C. C. Luizão. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology* 93: 863-878.
- Costa, F., and W. E. Magnusson. 2002. Selective logging effects on abundance, diversity and composition of tropical understory herbs. *Ecological Applications* 12: 807-819.
- Dias, M.S., W.E. Magnusson and J. Zuanon. 2010. Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in central Amazonia. *Conservation Biology* 24: 278-86.
- Drucker, D. P., F. R. C. Costa, and W. E. Magnusson. 2008. How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. *Journal of Tropical Ecology* 24: 65-74.
- Emilio, T., C. A. et al. 2013. Soil physical conditions limit palm and tree basal area in Amazonian forests. *Plant Ecology & Diversity in press* 10.1080/17550874.2013.772257.
- Espírito-Santo, H. M. V., W. E. Magnusson, J. Zuanon, F. P. Mendonça, and V. L. Landeiro. 2009. Seasonal variation in the composition of fish assemblages in small Amazonian forest streams: evidence for predictable changes. *Freshwater Biology* 54: 536-548.
- Ferreira, S. J. F., S. Crestana, F. J. Luizão, e S. A. F. Miranda. 2001. Nutrientes no solo em floresta de terra firme cortada seletivamente na Amazônia central. *Acta Amazonica* 31: 381-396.
- Ferreira, S. J. F., F. J. Luizão, W. Mello-Ivo, S. M. Ross, e Y. Biot. 2002. Propriedades físicas do solo após extração seletiva de madeira na Amazônia central. *Acta Amazonica* 32: 449-466.

- Ferreira, S. J., F. J. Luizão, S. M. Ross, Y. Biot, and W. M. P. Mello-Ivo. 2004. Soil water storage in an upland forest after selective logging in central Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 28: 59-66.
- Fraga R, A. P. Lima, and W. E. Magnusson. 2011. Mesoscale spatial ecology of a tropical snake assemblage: the width of riparian corridors in central Amazonia. *Herpetological Journal* 21: 51-57.
- Garcia A. R. M. 2005. Distribuição e abundância de arbustos da família Piperaceae na Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas – Brasil. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.
- Gomes, A. C. S., and F. J. Luizão. 2011. Leaf and soil nutrients in a chronosequence of second growth forest in Central Amazon: implications for restoration of abandoned lands. *Restoration Ecology* 20: 339-345.
- Guilherme, E., and R. Cintra. 2001. Effects of intensity and age of selective logging and tree girdling on an understory bird community composition in Central Amazonia, Brazil. *Ecotropica* 7: 77-92.
- Higuchi, N., and Y. Biot. 1997. Projeto Bionte: biomassa e nutrientes florestais. Final Report. INPA/DFID, Manaus, Brasil.
- Junk, W. J., J. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Pages 110-127 in D. P. Dodge, editor. *Proceedings of the International Large River Symposium*. Ottawa, ON: Canadian Special Publications on Fisheries and Aquaculture Science.
- Kinupp, V. F., and W. E. Magnusson. 2005. Spatial patterns in the understory shrub genus *Psychotria* in Central Amazonia: Effects of distance and topography. *Journal of Tropical Ecology* 21: 1-12.
- Laurance, S. G. W., W. F. Laurance, A. Andrade, P. M. Fearnside, K. E. Harms, A. Vicentini, and R. C. C. Luizão. 2010. Influence of soils and topography on Amazonian tree diversity: a landscape-scale study. *Journal of Vegetation Science* 21: 96-106.
- Laurance, S. G. W., W. F. Laurance, H. E. M. Nascimento, A. Andrade, P. M. Fearnside, E. R. G. Rebello, and R. Condit. 2009. Long-term variation in Amazon forest dynamics. *Journal of Vegetation Science* 20: 323-333.
- Laurance, W. F. et al. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* 489: 290-294.
- Laurance, W. F., A. A. Oliveira, S. G. Laurance, C. W. Dick, A. Andrade, H. E. M. Nascimento, T. E. Lovejoy, and J. E. Ribeiro. 2005. Altered tree communities in undisturbed Amazonian forests: A consequence of global change? *Biotropica* 37: 160-162.
- Laurance, W. F., et al. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation* 144: 56-67.
- Laurance, W. F., H. E. M. Nascimento, S. G. Laurance, A. C. Andrade, P. M. Fearnside, J. E. L. Ribeiro, and R. L. Capretz. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87: 469-482.
- Laurance, W. F., P. M. Fearnside, S. G. Laurance, P. Delamonica, T. E. Lovejoy, J. Rankin-de-Merona, J. Q. Chambers, and C. Gascon. 1999. Relationship between soils and Amazon forest biomass: A landscape-scale study. *Forest Ecology and Management* 118: 127-138.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. Vasconcelos, E. Bruna, R. Didham, P. Stouffer, C. Gascon, R. Bierregaard, S. G. Laurance, and E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618.
- Lima, A. P., A. C. Cordeiro-Duarte, F. J. Luizão, and N. Higuchi. 2000. Effect of selective logging intensity on two termite species of the genus *Syntermes* in Central Amazonia. *Forest Ecology and Management* 137: 151-154.
- Lima, A. P., F. I. O. Suárez, and N. Higuchi. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva* and *Mabuya nigropunctata*. *Amphibia-Reptilia* 22: 209-216.
- Luizão, F. J., e H. L. Vasconcelos. 2002. Floresta Tropical Úmida (Manaus) – Site 1. Páginas 11-27 em U. Seeliger, C. Cordazzo, e F. Barbosa, editores. *Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*. Editora UFMG, Belo Horizonte, Brasil.
- Luizão, R. C. C., e W. F. Laurance. 2007. Doze princípios para maximizar o estoque de carbono e a proteção ambiental nas florestas da Amazônia. INPA & Smithsonian Tropical Research Institute. Balboa, Panamá.
- Luizão, R. C. C., F. J. Luizão, R. Q. Paiva, T. F. Monteiro, L. S. Sousa, and B. Kruijt. 2004. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a Central Amazonian forest. *Global Change Biology* 10: 592-600.
- Magnusson, W. E., A. P. Lima, R. C. C. Luizão, F. J. Luizão, F. R. C. Costa, C. V. Castilho, and V. F. Kinupp. 2005. RAPELD: A modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. *Biota Neotropica* 5: 19-24.
- Magnusson, W. E., F. R. C. Costa, A. P. Lima, F. Baccaro, R. Braga-Neto, R. L. Romero, M. Menin, J. M. F. Penha, J. M. Hero, and B. E. Lawson. 2008. A program for monitoring biological diversity in the Amazon: an alternative perspective to threat-based monitoring. *Biotropica* 40: 409-411.
- Malhi, Y., T. R. Baker, O. L. Phillips, S. Almeida, N. Higuchi, W. F. Laurance, S. L. Lewis, P. V. Nuñez, J. N. M. Silva, and B. Vinceti. 2004. The above-ground coarse wood productivity of 104 neotropical forest plots. *Global Change Biology* 10: 563-591.
- Marques, J. D. O. 2009. Relação dos atributos pedológicos e hídricos do solo com a variação do carbono orgânico e nutrientes sob diferentes coberturas vegetais: floresta, pastagem, capoeira e sistemas agroflorestais na Amazônia central. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.
- Mendonça, F. P., W. E. Magnusson, and J. Zuanon. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia* 4: 750-763.
- Menin, M., Lima, A. P., Magnusson, W. E., and F. Waldez. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *Journal of Tropical Ecology* 23: 539-547.
- Mertens, J. 2004. The characterization of selected physical and chemical soil properties of the surface soil layer in the 'Reserva Ducke', Manaus, Brazil, with emphasis on their spatial distribution. Bachelor thesis. Humboldt University, Berlin.
- Mesquita, R. C. G., K. Ickes, G. Ganade, and G. B. Williamson. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 89: 528-537.
- Nascimento, H. E. M., and W. F. Laurance. 2006. Area and edge effects on forest structure in Amazonian forest fragments after 13-17 years of isolation. *Acta Amazonica* 36:183-192.
- Nascimento, H. E. M., A. C. S. Andrade, J. L. C. Camargo, W. F. Laurance, G. L. Laurance, and J. E. L. Ribeiro. 2006. Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 20: 853-860.
- Nascimento, H. E. M., and W. F. Laurance. 2004. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Applications* 14: 127-138.
- Nogueira, A., F. R. C. Costa, and C. V. Castilho. 2011. Liana abundance patterns: The role of ecological filters during development. *Biotropica* 43: 442-449.
- Oliveira, P. Y., J. L. P. Souza, F. Baccaro, and E. Franklin. 2009. Ant species distribution along a topographic gradient in a "terra firme" forest reserve in Central Amazonia. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44: 852-860.
- Pezzini, F. F. et al. 2012. The Brazilian Program for Biodiversity Research (PPBio) Information System. *Biodiversity & Ecology* 4: 265-274.
- Phillips, O. L., L. E. O. C. Aragão, S. L. Lewis, J. B. Fisher, J. Lloyd, G. López-González, Y. Malhi, A. Monteagudo, J. Peacock, C. A. Quesada, G. van der Heijden, S. Almeida, I. Amaral, L. Arroyo, G. Aymard, T.R. Baker, O. Bánki, L. Blanc, D. Bonal, P. Brando, J. Chave, A.C. A. de Oliveira, N.D. Cardozo, C.I. Czimczik, T.R. Feldpausch, M.A. Freitas, E.Gloor, N. Higuchi, E. Jiménez, G. Lloyd, P. Meir, C. Mendoza, A. Morel, D.A. Neill, D. Nepstad, S. Patiño, M.C. Peñuela, A. Prieto, F. Ramírez, M.Schwarz, J. Silva, M. Silveira, A. S. Thomas, H. ter Steege, J. Stropp, R.Vásquez, P. Zelazowski, E.A. Dávila, S. Andelman, A. Andrade, K.-J. Chao, T. Erwin, A. Di Fiore, E. Honorio C., H. Keeling, T.J. Killeen, W. F. Laurance, A.P. Cruz, N.C.A. Pitman, P. N. Vargas, H. Ramírez-Angulo, A. Rudas, R. Salamão, N. Silva, J. Terborgh, and A. Torres-Lezama. 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science* 323: 1344-7.
- Pinto, A. C. M. 2008a. Dinâmica de uma floresta de terra firme manejada experimentalmente na região de Manaus (AM). Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM.

- Pinto, F. R., F. J. Luizão, e C. Y. Yano. 2003. Produção de liteira em atmosfera naturalmente enriquecida de CO₂ durante um período de El Niño. Anais do VI Congresso de Ecologia do Brasil, Fortaleza, pp. 628-629.
- Pinto, M. G. M. 2008b. Diversidade beta, métodos de amostragem e influência de fatores ambientais sobre uma comunidade de lagartos na Amazônia Central. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.
- Ribeiro, J. E. L. S., et al. 1999. Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central. Editora INPA, Manaus, Brasil.
- Schiatti, J. et. al. 2013. Vertical distance from drainage drives floristic composition changes in an Amazonian rainforest. *Plant Ecology and Diversity* 6 in press 10.1080/17550874.2013.783642
- Stouffer, P. C., C. Strong, and L. N. Naka. 2008. Twenty years of understory bird extinctions from Amazonian forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Diversity Distribution* 15: 88-97.
- Stratford, J. A., and P. C. Stouffer. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology* 13: 1416-1423.
- Summers, P. M., F. J. Luizão, and N. Higuchi. 2002. Coarse wood debris deposition, decomposition, and nutrient release in a selectively logged forest in central Amazonia. *Annals of the II International Conference of LBA Project*, Manaus, Brasil.
- Crispim, M. C., R. L. Leite, e T. Watanabe. 2000. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Vitória, pp. 422-430.
- Toledo, J. J., W. E. Magnusson, and C. V. Castilho. 2009. Influence of soil, topography and substrates on differences in wood decomposition between one-hectare plots in lowland tropical moist forest in Central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 25: 649-656.
- Vasconcelos, H. L., and F. J. Luizão. 2004. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Ecological Applications* 14: 884-892.
- Vasconcelos, H. L., J. M. S. Vilhena, and G. J. A. Caliri. 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology* 37: 508-514.
- Veloso, H. P., A. L. R. Rangel Filho, e J. C. A. Lima. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 124p.
- Yano, C. Y. 2001. Efeito da liteira fina sobre a disponibilidade de nutrientes e o crescimento de plântulas em área de extração seletiva de madeira na Amazônia Central. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil.
- Zanchi, F. B., M. J. Waterloo, A. J. Dolman, M. Groenendijk, J. Kesselmeier, B. Kruijt, M. A. Bolson, F. J. Luizão, and A. O. Manzi. 2011. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. *Ambi-Agua* 6: 6-29.

5 Respostas Ecológicas de Longo Prazo a Variações Plurianuais das Enchentes no Pantanal

GUILHERME MOURÃO^{1*}, DÉBORA F. CALHEIROS¹, MÁRCIA DIVINA DE OLIVEIRA¹, CARLOS PADOVANI¹, ERICH FISCHER², WALFRIDO TOMAS¹ & ZILCA CAMPOS¹

¹ Embrapa Pantanal, Corumbá/MS, CEP: 79320-900

² Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia, Campo Grande/MS, CEP: 79080-190

* Autor para correspondência: guilherme.mourao@embrapa.br

Resumo: O Pantanal é uma grande planície inundável neotropical, com cerca de 160 mil km², onde predomina um mosaico de fitofisionomias, com elementos arbóreos e savânicos entremeados por campos inundáveis e áreas de influência fluvial. O Pantanal é conhecido por seu pulso anual de enchentes que afeta toda a biota do sistema, mas os efeitos das variações plurianuais, que fazem alternar sequências de anos de grandes enchentes com anos mais secos, ainda são pouco estudados e compreendidos. Nossos estudos da dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal indicaram que a área inundada no Pantanal Norte foi correlacionada com o nível do Rio Paraguai ao sul, em Ladário, com uma defasagem de 2 meses. Com essa relação estabelecida e a série histórica de dados disponível, é possível estimar-se a área de inundação desde 1900 até o presente, para prever cenários em termos de dinâmica de nutrientes ou produção pesqueira, sob diferentes níveis de inundação. Foram estabelecidas as bases para um sistema de monitoramento e alerta de inundações e secas, no qual cenários de áreas inundadas serão disponibilizados, com seus respectivos mapeamentos, a partir da entrada de dados de precipitação, nível de rio ou área inundada a montante de onde se deseja obter uma resposta. Dez anos são insuficientes para se compreender os efeitos das variações plurianuais nas populações e comunidades de vertebrados, mas em alguns casos pode-se lançar mão de séries históricas para inferir sobre o passado recente. Por exemplo, nossas estimativas indicaram que o número de ninhos de tuiuiú (*Jabiru mycteria*) deve ter variado de cerca de 220, em 1971, até mais do que 23 mil, em 1921. Durante o período de estudo (1991–2004), nossas contagens revelaram uma média em torno de 12.400 ninhos. No caso do jacaré-do-pantanal (*Caiman crocodilus yacare*), foi possível determinar que a produção de ninhos responde às variações no nível de água e fêmeas maiores sofrem menos as consequências dos rigores de estações ruins do que fêmeas menores, já que produzem proporcionalmente mais ovos. Os quatis (*Nasua nasua*) são centrais no ciclo silvestre da doença de Chagas no Pantanal. Determinamos um componente sazonal na transmissão da doença relacionado com a variação da imunidade dos quatis em resposta aos ciclos sazonais. Construímos uma base de dados limnológicos capaz de descrever as variações naturais e as alterações determinadas por ações antrópicas na Bacia do Alto Paraguai – BAP. O aporte de material em suspensão total ao Pantanal chegou a 11 mil t/dia; o de nitrogênio total, a 38 t/dia; e o de fósforo, a 5 t/dia. Na planície, foi detectado uso de DDT, atrazina e λ -cialotrina e de metais pesados, substâncias capazes de afetar o potencial biótico de muitos organismos. Os processos de interação rio-planície são marcados no Pantanal. Por exemplo, o fenômeno natural chamado localmente como *decoada*, que ocorre durante o iní-

cio da fase de enchente, dá-se como uma série de mudanças na qualidade da água que, dependendo da magnitude, pode levar à mortandade de peixes da ordem de dezenas de milhares de toneladas. Particularidades do Pantanal, como os eventos de decoada, dificultam o estabelecimento de espécies exóticas como o molusco mexilhão-dourado, capaz de ocupar a maioria dos rios do Brasil. No entanto, nossos estudos detectaram que, nas áreas altas da bacia, o potencial de expansão é grande. Através de métodos isotópicos, identificamos a importância dos processos de decomposição e de quimiossíntese na oferta de nitrogênio e carbono (CO_2 e CH_4). A visão integradora da bacia hidrográfica, que contemplou as interações planalto-planície, proporcionou resultados que têm sido disponibilizados diretamente para os tomadores de decisão e que têm, em muitos casos, gerando definições de políticas públicas.

Palavras-chave: Bacia do Alto Paraguai, ecotoxicologia do Pantanal, fauna do Pantanal, limnologia do Pantanal, moluscos invasores, padrões de inundação do Pantanal

Abstract: The Pantanal is a large Neotropical wetland covering about 160 thousands of square kilometers. It comprises a mosaic of fitophysionomies with arboreal patches within savannas interspersed with flooded fields and areas with riverine influence. Based on hydrologic, geomorphologic and phytophysionomies, the Pantanal can be divided in about ten subregions. It is widely acknowledged that the flood pulse is a major force affecting the ecology of the biota of the Pantanal, but the effects of the multiyear variations which lead to series of high-level floods alternate with series of low floods on the different compartments of the were still poorly understood. Our studies on the dynamics spatio-temporal of the Pantanal floods indicated that the flooded area in the northern Pantanal was strongly correlated with the level of the Paraguay River at the south, in the municipality of Ladário, with a lag of two months. With this relationship established, and with the historical data series available, it is possible to estimate the flood area from 1900 to present, and then predict scenarios in terms of nutrient dynamics, and fisheries production under different flood levels. We established the basis for a system of monitoring and alert flooding and drought, where scenarios of flooded areas will be provided with their respective maps based in the input of precipitation, river level or flooded area upstream of where a forecast is needed. Ten years are not sufficient to the understood the effects of the multiyear variations on the populations and communities of vertebrates, though in some cases it is possible to use histo-

rical data sets to infer about the recent past. For example, our estimates indicate that the number of jabiru nests (*Jabiru mycteria*) should have varied from 220 in 1971 to more than 23,000 in 1921. During the study period (1991–2004), our surveys indicated a mean of 12,400 nests per year in the Pantanal. The production of caiman (*Caiman crocodilus yacare*) nests each year was also affected by the water level, but in a local scale. Larger caiman females were less sensitive to “bad years” than the smaller ones, as large females produced comparatively more eggs per nests than the smaller ones. Coatis play a major role in the maintenance and transmission of the Chagas disease in the Pantanal and we found a seasonal component modulating the transmission cycle, related to the variation of their immunity. We built a Limnological database to describe the natural and anthropogenic changes in the Upper Paraguay River Basin (BAP). The input of suspended solids into the Pantanal reached 11,000 t·day⁻¹, the total nitrogen 38 t·day⁻¹ and phosphorus to 5 t·day⁻¹. DDT, atrazine and λ -cyhalothrin and heavy metals was detected in the floodplain; these substances can affect the biotic potential of many organisms. The interaction river-floodplain is marked in the Pantanal. An example is the natural phenomenon locally called “decoada” that occurs during the early flooding phase. It causes changes in the water quality and, depending on the magnitude, can lead to fish kills in the order of several tons. Particularities of the Pantanal, as the “decoada”, hinder the establishment of the invader golden mussel, which is able to occupy most of Brazilian rivers. However, outside of the floodplains, the potential of golden mussel establishment is high. Through isotopic methods, we identified the role of the decomposition and chemosynthesis in supplying nitrogen and carbon (CO_2 and CH_4) in the Pantanal floodplain. The comprehensive view of the watershed that prevailed along the project, which included interactions plateau-floodplain, lead to results that have been made available to the decision makers and, in many cases; resulted in definitions of public policies.

Keywords: ecotoxicology of the Pantanal, limnology of the Pantanal, flooding patterns, invaders mussels, Paraguay River basin, wildlife of the Pantanal

Introdução

O Pantanal é a maior planície inundável contínua da América do Sul, com cerca de 160 mil km², em áreas do Brasil (cerca de 87%), Bolívia e Paraguai (Figura 1). Sua fauna é diversa e abundante, distribuída em um mosaico de fisionomias arbóreas entremeadas por savanas, campos sazonalmente inundáveis e planícies fluviais permanentemente cobertas por água. O pulso anual de cheias é um fator marcante para animais, plantas e atividades humanas na planície. Menos previsíveis que o ciclo anual de enchente-vazante, são as variações pluri- anuais de grandes enchentes e anos mais secos (Figura 2). Embora seus efeitos sobre animais e plantas do Pantanal possam ser especialmente severos, até recentemente não haviam sido avaliados para qualquer espécie, simplesmente por falta de estudos de longa duração.

De acordo com características hidrológicas, geomorfológicas e fitofisionômicas, pode-se dividir o Pantanal em sub-regiões (Hamilton et al. 1996; Figura 1). As porções centrais do Pantanal são ocupadas pelas sub-regiões do Paiaguás e da Nhecolândia, que compreendem o enorme leque aluvial do Rio Taquari, que forma cerca de um terço do Pantanal (Assine & Soares 2004; Padovani et al. 2005). A Nhecolândia é formada por paleocanais do leito móvel do Taquari que deram origem a uma miríade de lagoas rasas, geralmente arredondadas, entremeadas por cordões de mata e cerradões que se estabeleceram sobre os paleodiques, localmente conhecidos como *cordilheiras*. As lagoas são chamadas *baías* ou *salinas*, dependendo das características químicas de suas águas. Essa sucessão de baías, salinas e cordilheiras forma um mosaico, que caracteriza a paisagem daquela área, onde se situa o campo experimental de Nhumirim. A Fazenda Nhumirim (18° 59' S, 56° 39' W), com uma área de 43 km², é o campo experimental da Embrapa Pantanal e foi o Sítio 2 do PELD–CNPq no período de 1999 a 2009. O clima é tropical semiúmido, com temperatura anual média igual a 25,4 °C e precipitação anual média de 1.176,4 mm no período de 1977 a 1997 (Soriano 2002). A estação chuvosa e quente se estende de novembro a março (~ 70% das chuvas; média das máximas = 33 °C), e a estação seca mais fria ocorre de abril a outubro (média das mínimas = 18,4 °C).

No Pantanal, de 1963 a 1973, predominou um período relativamente longo de seca, que atingiu de forma diferente suas sub-regiões. Os relatos de moradores antigos atestam que, em áreas extensas da sub-região da Nhecolândia, incluindo Nhumirim, a maioria das baías havia secado. Ao final daquele período seco, muitas pessoas temiam pela desertificação do Pantanal, mas a partir de 1974 veio um

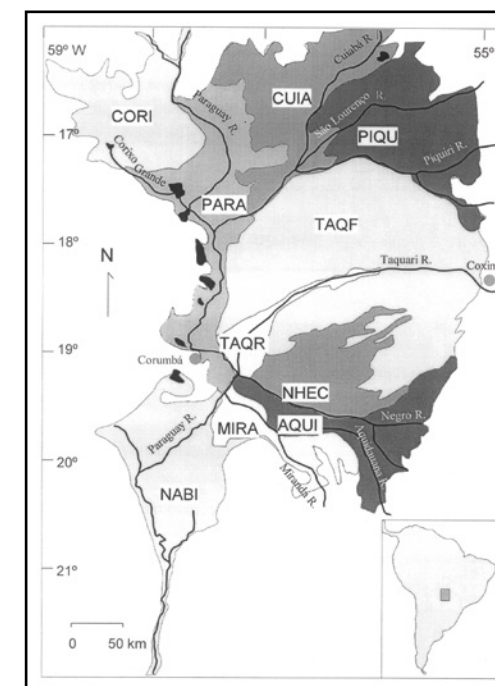


Figura 1. Mapa do Pantanal mostrando os principais rios e as divisões das sub-regiões segundo Hamilton et al. (1996). As sub-regiões são: CORI = Corixo Grande; CUIA = Cuiabá; PIQU = Piquiri/São Lourenço; PARA = Paraguai; TAQF = Leque do Taquari; TAQR = Rio Taquari; AQU = Aquidauana/Negro; MIRA = Miranda e NABI = Nabileque.

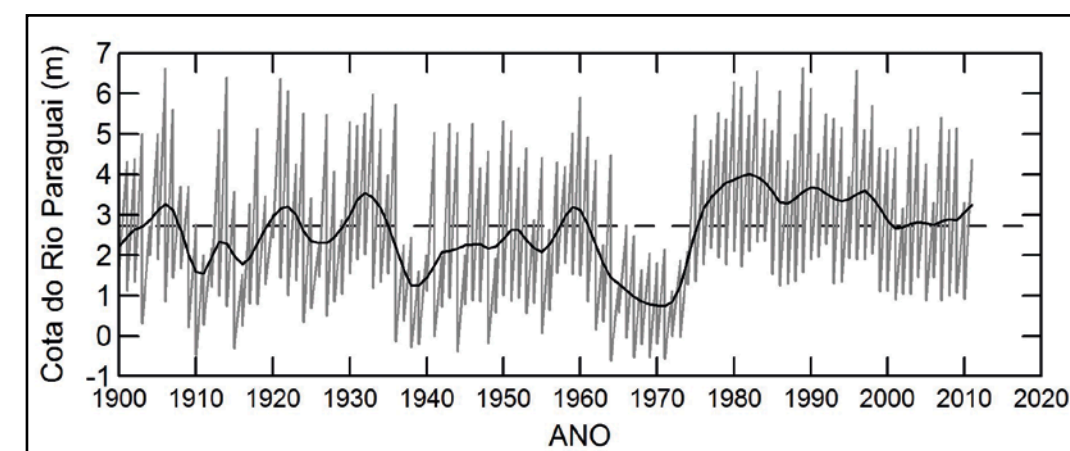


Figura 2. Em cinza, cotas diárias do Rio Paraguai medidas na régua de Ladário, MS, de 1° de janeiro de 1900 a 31 de dezembro de 2010. Em preto, para facilitar a visualização das variações interanuais, os dados foram desazonalizados utilizando-se o procedimento estatístico Lowess, com a tensão ajustada para 0,05 (Trexler & Travis 1993). A linha tracejada horizontal representa a média histórica da cota, igual a 2,72 m.

período de grandes enchentes que prevaleceu até o início do novo milênio, como pode ser observado pelos registros da régua limnimétrica de Ladário (MS), com 112 anos de observação (Figura 2), uma das séries históricas de registros hidrológicos mais antigas do País. Em meados da década de 1980, os primeiros estudos eminentemente ecológicos foram realizados na sub-região da Nhecolândia, e naquela época havia cerca de 100 baías em Nhumirim, onde ocorriam pelo menos 53 espécies de peixe distribuídas em 15 famílias (Mourão et al. 1988), cerca de 300 capivaras (*Hydrochoeris hydrochaeris*) (Alho et al. 1987) e mais de 2.300 jacarés (*Caiman crocodilus yacare*) (Campos et al. 1995).

Entretanto, a partir do início deste milênio mudanças no padrão de inundação na área de Nhumirim começaram a ser observadas. Canais de drenagem localmente conhecidos como *vazantes* recebiam grande aporte de água do Rio Taquari, desde a porção mais alta do leque aluvial, e supriam de água a porção norte da Nhecolândia, na margem esquerda do Taquari. Esses canais saturavam o lençol freático na área de Nhumirim, e mesmo pequenas precipitações locais determinavam extensas áreas de inundação. Entretanto, durante a década de 1990, o Taquari intensificou o processo de arrombamentos e extravasamento de água para a margem direita, isto é, em direção ao Paiaguás, em detrimento da Nhecolândia. Adicionalmente, desmatamentos e construção de diques na borda leste do Pantanal (Tomas et al. 2009), especialmente nas áreas de formação das grandes vazantes que irrigam o norte da Nhecolândia, podem estar comprometendo ainda mais a hidrodinâmica local.

O texto a seguir descreve como a variação no ciclo anual e plurianual de enchentes, na escala do Pantanal, pode determinar mudanças de longo prazo no ambiente da planície de inundação e nas populações de espécies dependentes de áreas úmidas. Muitos dos resultados apresentados servem como linha de base para avaliação de possíveis mudanças nos diversos compartimentos ecológicos decorrentes do uso econômico do entorno do Pantanal. Por fim, descrevemos como as comunidades de animais silvestres relativamente pristinas do Pantanal são adequadas para o estudo de zoonoses, em especial para elucidar aspectos do ciclo silvestre das tripanossomíases em seus aspectos sazonais e de longo prazo.

Principais resultados obtidos no período de 10 anos

Dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal

Para o entendimento da dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal, individualizamos os principais compartimentos hidrológicos e os analisamos no período de 2000 a 2009. Medimos a entrada de água no sistema pela série temporal de precipitação e a água com potencial de causar inundações fluviais a partir da série temporal de nível dos seus rios formadores (Padovani 2010). Mensuramos ainda a água depositada na planície de inundação e a mapeamos a partir da série temporal das áreas inundadas, individualizadas por uma nova abordagem de delimitação das sub-regiões.

O mapa de precipitação acumulada para todo o período mostrou que as porções norte e nordeste da bacia apresentaram os maiores volumes pluviométricos, enquanto a porção sudoeste, os menores volumes. Essas duas regiões estão fora dos limites do Pantanal, que aparece como uma zona de transição. Ao norte e nordeste, situam-se as nascentes de grandes rios, como o Paraguai, Cuiabá e São Lourenço, responsáveis pelas inundações de origem fluvial do Pantanal Norte e pelo condicionamento das cheias ao longo do eixo norte-sul do Rio Paraguai. Dentro dos limites do Pantanal, na região sudoeste, observamos baixos volumes de precipitação, embora esta seja uma região de inundação permanente ou de alta frequência de inundação. Em geral, as precipitações nas sub-bacias no planalto foram fortemente correlacionadas com os níveis dos rios que drenam essas sub-bacias.

Os níveis dos rios mostraram padrões espaciais e temporais também de grande variabilidade. Encontramos níveis com maior variabilidade no limite do planalto com o Pantanal, marcadamente nos rios menores. À medida que os rios adentram no Pantanal, essa variabilidade é atenuada, predominando o padrão monomodal em seus hidrogramas. No eixo norte-sul do Rio Paraguai, encontramos correlações fortes e tempos de defasagem curtos entre estações vizinhas. O oposto foi verificado com o aumento da distância entre as estações, evidenciando uma forte dependência espacial e marcada defasagem.

As áreas alagadas foram correlacionadas com a precipitação, com os níveis dos rios e com as áreas inundadas a jusante. A precipitação na Bacia do Alto Paraguai apresentou uma boa correlação com a área alagada do Pantanal. Encontramos o mesmo quando correlacionamos os volumes de precipitação nas sub-bacias no planalto com as áreas inundadas das respectivas sub-bacias no Pantanal. Os valores de correlação e tempos de defasagem entre o nível dos rios no planalto e suas respectivas áreas de influência de inundação no Pantanal foram proporcionais ao

tamanho do rio. As áreas alagadas foram fortemente correlacionadas com as áreas inundadas vizinhas a jusante. A área inundada no Pantanal norte foi fortemente correlacionada com o nível do Rio Paraguai em Ladário, com uma defasagem de 2 meses. O nível do Rio Paraguai em Ladário foi correlacionado com a área alagada no Pantanal, sendo possível, com essa relação estabelecida, serem reconstruídos cenários de inundação desde 1900 até o presente e, assim, futuramente prever, por exemplo, cenários sob diferentes níveis de inundação em termos de dinâmica de nutrientes ou produção pesqueira.

Sistema de monitoramento e alerta de inundações e secas

Com base na compartimentalização das sub-regiões do Pantanal e delimitação das bacias hidrográficas no planalto, analisamos as relações entre os compartimentos hidrológicos: precipitação, nível dos rios e áreas inundadas, a partir de modelos lineares e não lineares. Assim, estabelecemos as bases para um sistema de monitoramento e alerta de inundações e secas. Organizamos um banco de dados gerenciado em MySQL, e o sistema computacional está sendo desenvolvido em uma estrutura modular para permitir expansão futura. Usamos a linguagem php (PHP 2010; Melo 2007) e bibliotecas de funções de processamento e visualização de mapas e imagens TerraView e Terralib (Inpe 2010a, b). Nessa ferramenta, cenários de áreas inundadas com seu respectivo mapeamento serão disponibilizados a partir da entrada de dados de precipitação, nível de rio ou área inundada a montante de onde se deseja obter uma resposta. Um mapa da área inundada a jusante será apresentado com certa defasagem no tempo, com base em eventos ocorridos no passado, contido no banco de dados (Padovani 2010).

Resposta da fauna em uma escala ampla – o exemplo do tuiuiú

A variação plurianual de enchentes pode afetar as populações dependentes de ambientes inundados de forma espetacular. Por exemplo, o tuiuiú (*Jabiru mycteria*) é uma grande ave paludícola, que ocorre em áreas úmidas do sul do México ao norte da Argentina e é considerado ameaçado em uma grande área de sua distribuição.

Nós conduzimos levantamentos aéreos de ninhos ativos de tuiuiús ao longo do Pantanal brasileiro, entre os paralelos 16 °S e 20 °S (i.e. 140 mil km²), em setembro de 1991–1993, 2002 e 2004, e relacionamos as densidades de ninhos com um índice hidrológico (Mourão et al. 2010) baseado no nível do Rio Paraguai. Nossos resultados indicaram uma relação curvilínea entre a densidade de ninhos e a inundação que, quando regredida com a série histórica de altura do Rio Paraguai entre 1900 e 2004, levou-nos à estimativa de que o número de ninhos deve

ter variado de cerca de 220, em 1971, até mais do que 23 mil, em 1921. Durante o período de estudo (1991–2004), nossas contagens revelaram uma média em torno de 12.400 ninhos.

Resposta da fauna em escala local – o exemplo do jacaré

Durante um período de 16 anos, fizemos um esforço intensivo de marcação e recaptura de adultos e filhotes de jacarés, a fim de estudar os padrões de movimento dos jacarés em duas áreas do Pantanal, uma no Sítio Nhumirim do PELD e uma ao norte de Nhumirim (Campos et al. 2006). Esse período (1987–2001) coincidiu com um ciclo plurianual relativamente “cheio”, o que determinou que a paisagem de Nhumirim fosse dominada por quase cem baías, enquanto a área ao norte foi caracterizada por rios intermitentes. Adicionalmente, monitoramos a estação reprodutiva de jacarés em Nhumirim por um período de 22 anos, que se estendeu de 1988 a 2010, portanto incluindo anos mais secos (Figura 3, Figura 4).

Os resultados do estudo de marcação e recaptura indicaram que os filhotes de jacarés deslocaram-se pouco por ano (média de 0,5 km, máximo de 6 km) e sempre dentro da mesma área (área de baías ou de rios intermitentes). Entretanto, animais subadultos e adultos moveram-se cerca de 10 km em um ano e, em um período de até 5 anos, moveram-se até 18 km, muitas vezes alternando-se entre as áreas de estudo.

O número de ninhos de jacarés, encontrados sob esforço padronizado de procura, variou de 0, em 2004, a 105, em 2008. As estações de reprodução dos jacarés nos anos de 2002 e 2003 foram especialmente secas naquela área do Pantanal, e, ao final do ano de 2003, não havia mais água nas baías de Nhumirim. Condições semelhantes de estiagem ocorreram também na estação reprodutiva de 2010 (Figura 4).

O aumento da precipitação acumulada no verão do ano anterior (dezembro a março) e a diminuição do rigor do inverno, indexado pela média das temperaturas mínimas entre maio e agosto do ano anterior, afetaram positivamente a produção de ninhos na fazenda Nhumirim, explicando grande parte da variação entre anos. Além disso, a área inundada em Nhumirim durante o período de enchentes foi correlacionada tanto com a precipitação acumulada no verão do ano anterior como com o índice do rigor do inverno e também explicou a variação no número de ninhos entre anos. Como já era conhecido, para outros crocodilianos, o número de ovos por ninho foi em função do tamanho da fêmea, tanto medido em massa quanto em comprimento. A novidade é que foi possível constatar que fêmeas maiores sofrem menos as consequências dos rigores de estações ruins do que fêmeas menores, produzindo proporcionalmente mais ovos.

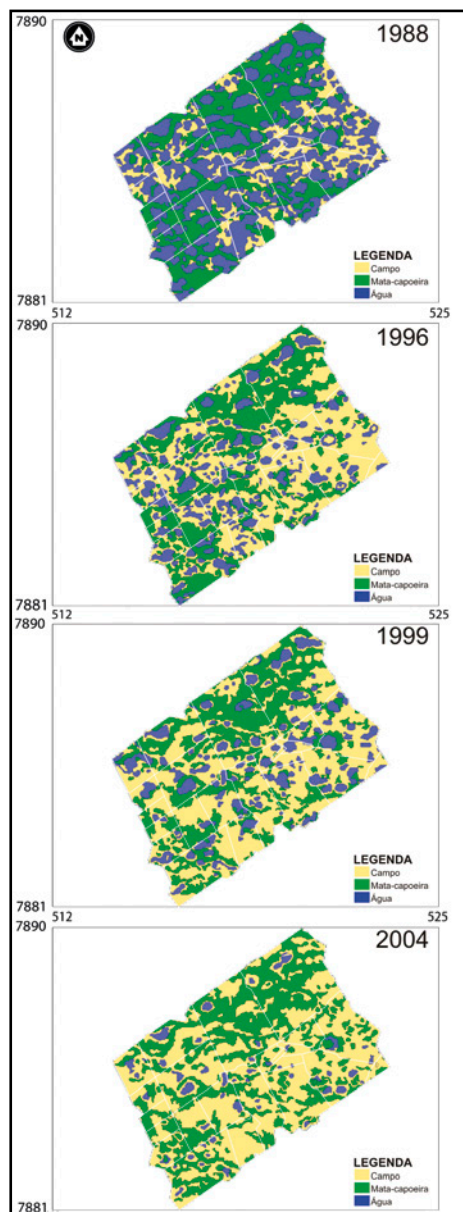


Figura 3. Mapa do Sítio 2 do PELD mostrando a extensão das inundações em abril (período de enchentes) dos anos de 1988 (maior enchente do século XX), 1996, 1999 e 2004. As coordenadas UTM (21 k) são apresentadas em quilômetros.

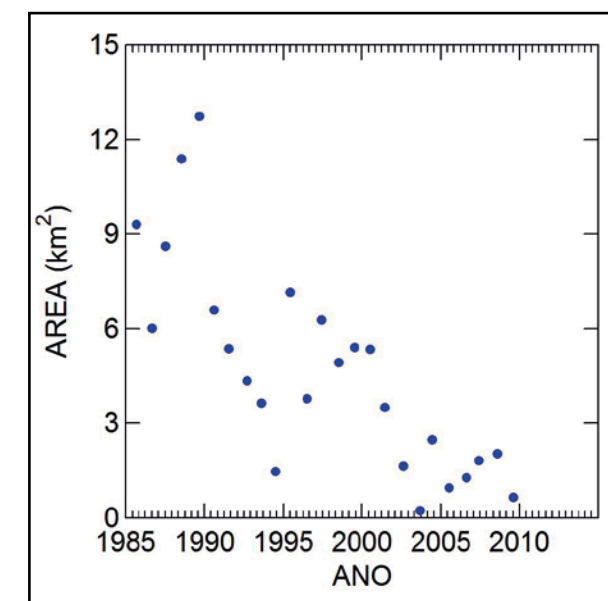


Figura 4. Área de inundação na Nhumirim durante o período de vazante (imagens entre junho e setembro).

Biologia e ecologia dos carnívoros de médio porte e sua relação com a manutenção do ciclo silvestre da doença de Chagas

A partir de 2004, demos início a um programa continuado de estudos sobre os carnívoros de médio porte mais frequentes em Nhumirim, a saber: quati (*Nasua nasua*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*). Na condução desse primeiro estudo, 23 animais foram capturados e imobilizados, 9 quatis, 7 cachorros-do-mato e 7 jaguatiricas, dos quais 6, 6 e 5, respectivamente, foram apetrechados com radiotransmissores e monitorados. Tal estudo gerou informações sobre área de uso e preferências de habitats dessas espécies (Rocha 2006), mas principalmente propiciou o estabelecimento da parceria Fiocruz/Embrapa Pantanal em um esforço conjunto para compreender as relações ecológicas que envolvem a guilda de carnívoros no ciclo silvestre da doença de Chagas no Pantanal.

De dezembro de 2005 a setembro de 2008, mais 103 quatis, 76 cachorros-do-mato e 15 jaguatiricas (Bianchi 2009) foram capturados, e, desde então, temos procurado manter um esforço de captura, coleta e análise de material biológico. Os resultados sobre a biologia e ecologia desses carnívoros começaram a ser publicados – como, por exemplo, em relação à construção de ninhos arbóreos por quatis (Olifiers et al. 2009) ou à determinação de idade de carnívoros (Olifiers

et al. 2010) ou à influência da sazonalidade na dieta da guilda de carnívoros de médio porte daquela área (Bianchi et al. 2013) –, mas os resultados mais significativos e relacionados a estudos de longa duração foram os focados na participação dos carnívoros no ciclo da doença de Chagas.

Além da tradicional forma de contágio do *Trypanosoma cruzi* através de seus vetores triatomídeos, a Chagas pode ser transmitida também via ingestão de barbeiros e possivelmente de outros animais contaminados. Em humanos, essa forma de contágio resulta em infecções agudas e gravíssimas, e há muito que se sabe sobre o papel dessa forma de contágio na manutenção e disseminação do *T. cruzi* no meio silvestre.

Os quatis são centrais no ciclo silvestre de transmissão da doença de Chagas no Pantanal (Herrera et al. 2008), já que neles foram encontradas prevalências e parasitemias muito maiores do que nos outros mamíferos examinados. Dados de testes sorológicos e hemoculturas, referentes ao período de 2000–2001 e 2005–2007, indicaram que o ciclo de infecção de *T. cruzi* está estabelecido no Pantanal, já que encontramos altas soroprevalências e altas parasitemias em quatis através de todo o período estudado. As subpopulações (genótipos) de *T. cruzi* foram determinadas por ensaios moleculares. Observamos infecções de apenas um genótipo por TCII (32,1%), TCI (28%) e Z3 (7,1%). Detectamos também infecções mistas por TCI/TCII (10,7%) e TCI/Z3 (3,6%). Em alguns casos, genótipos distintos de *T. cruzi* foram obtidos dos mesmos animais durante o período de até 8 meses após a primeira detecção. Como os quatis ocorrem em altas densidades e ocupam todos os diferentes habitats na área de estudo, desempenham um papel importante na manutenção e dispersão das principais subpopulações de *T. cruzi* (Herrera et al. 2008).

Estabelecemos o monitoramento em longo prazo da infecção do *T. cruzi* e do *Trypanosoma evansi* nos quatis da Nhumirim e arredores, que está relatado em detalhe por Alves et al. (2011). Avaliamos a infecção por ensaio imunofluorescente, hemocultura e técnicas micro-hematócitas. Avaliamos ainda a saúde dos quatis, pela quantificação dos parâmetros hematológicos. A soroprevalência geral de *T. cruzi* foi de 53,5% e de *T. evansi* foi 42%. Detectamos maiores prevalências de *T. cruzi* em fêmeas de quatis (72%) do que em machos (43%) e também durante a estação seca, mas não houve diferenças para *T. evansi*. As parasitemias de *T. cruzi* e de *T. evansi* causaram algum tipo de alteração hematológica nos quatis, e os animais com ambas parasitemias simultâneas tiveram uma grande diminuição nos valores de volumes celulares (Alves et al. 2011).

O próximo passo foi examinar os principais elos através de uma intrincada teia alimentar que inclui pequenos roedores, capivaras, marsupiais, morcegos, os carnívoros de médio porte, cães domésticos, cavalos, pecarídeos silvestres e porco

feral. Os resultados indicam que todas essas espécies compõem uma rede de interações alimentares envolvendo hospedeiros de *T. cruzi* e *T. evansi*, com profundo significado na manutenção e disseminação desses flagelados em meio silvestre (Herrera et al. 2011). Indicam ainda que tanto *T. cruzi* quanto *T. evansi* podem ser encontrados através dos principais habitats que prevalecem na porção central do Pantanal e em todos os extratos florestais.

Monitoramento limnológico e ecotoxicológico da Bacia do Alto Paraguai

O objetivo principal desse componente do projeto foi obter uma série de dados limnológicos capaz de descrever as variações naturais de longo prazo e as determinadas pela ação antrópica nos principais rios da Bacia do Alto Paraguai – BAP, e na planície do Pantanal. Monitoramos as entradas de nutrientes para o sistema na transição planalto-planície e as variações dentro da planície, que são dependentes das características do regime hidrológico e da área inundável. Além disso, determinamos, em três períodos (1999–2000; 2004; 2007), o grau de contaminação por pesticidas e metais pesados nos rios formadores do Pantanal (Miranda et al. 2008).

As sub-bacias que formam o Pantanal apresentam, em sua área de planalto, alto índice de alteração da cobertura vegetal natural, variando entre 50% e 80% da área de drenagem no planalto das sub-bacias do Taquari, Miranda, São Lourenço, Cabaçal e Sepotuba (Monitoramento 2010). A remoção da cobertura vegetal se traduz em aumento dos valores naturais de aporte de sólidos em suspensão para a planície. Por exemplo, no Rio Taquari, na área de transição planalto-planície, o aporte de material em suspensão total (MST) para o Pantanal foi da ordem de 2 mil t/dia na seca, enquanto, na cheia, o valor dobrou. As cargas de nitrogênio total (NT) variaram na ordem de 3–8 t/dia; as de fósforo total (PT), de 1–2 t/dia; e as vazões correspondentes, na ordem de 160–290 m³/s, respectivamente nas fases hidrológicas de seca e cheia (Oliveira & Calheiros 2005). No Rio Cuiabá, os valores de MST variaram na faixa de 243 t/dia a 5 mil t/dia; os de NT, entre 3–38 t/dia; e os de PT, entre 1–4 t/dia, com vazões entre 138–412 m³/s. No Rio São Lourenço, o MST variou entre 80 t/dia a 11 mil t/dia; o NT, entre 1–8 t/dia; e o PT, entre 0–5 t/dia, com vazões entre 65–213 m³/s, também respectivamente nas fases de chuva e seca. O mau uso do solo nas bacias em questão parece ser a causa do elevado aporte de sólidos suspensos, em especial no Rio São Lourenço. A influência da descarga de esgotos da cidade de Cuiabá é representada pelos níveis de NT elevados do Rio Cuiabá, bem como pela influência dos tanques de piscicultura que

despejam seus efluentes sem qualquer tratamento (Zeilhofer et al. 2006).

A contaminação ambiental por pesticidas incluiu o uso recente de DDT, substância proibida no Brasil, em arrozais da bacia do Rio Miranda (MS), além de outras substâncias tóxicas para peixes, como λ -cialotrina, e para as macrófitas aquáticas e algas, como a atrazina, que foram detectadas em vários rios formadores do Pantanal (Miranda et al. 2008; Dores & Calheiros 2008). Essas substâncias têm capacidade de afetar o potencial biótico desses organismos não alvos. A contaminação por metais pesados ocorreu principalmente pelo mercúrio, devido à atividades de mineração de ouro na parte norte da bacia.

Para desenvolver metodologias de enquadramento dos corpos-d'água, utilizamos a Bacia do Rio Miranda como modelo. Essa abordagem foi inovadora, já que conciliou a gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental (Brasil 1981, 1997). Nela, propomos uma ferramenta alternativa para a gestão da bacia hidrográfica: o Índice de Qualidade de Bacia Hidrográfica (IQB), que leva em conta indicadores específicos da qualidade da bacia, como uso do solo, potencial de erosão, contaminação por pesticidas, diversidade de organismos bentônicos, etc., a ser publicada na forma de livro (Calheiros & Kennedy em preparação).

A utilização de modelos hidroecológicos — levando em conta apenas o nível ou a vazão dos rios — ainda está sob análise, considerando a área de interação rio-planície, a precipitação pluviométrica e o potencial erosivo do solo. Informações recentes sobre modelagem hidrológica (Paz 2010) e dinâmica de inundações (Padovani 2010) na BAP subsidiarão tais modelos, com possibilidade de previsão do comportamento das variáveis limnológicas como resultado das alterações hidrológicas naturais ou relacionadas a impactos antrópicos, como uso do solo e implantação de hidrelétricas (Calheiros et al. 2009, 2012), além das possivelmente advindas através das mudanças climáticas.

Na planície de inundação, o pulso de inundação anual modifica as características biogeoquímicas da água, ressaltando a importância relativa das fases sazonais de enchente e vazante, e o papel da alternância de anos secos e de anos úmidos na escala plurianual, como exemplos extremos do metabolismo do sistema (decomposição-produção). Isso se reflete na magnitude das cargas de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica e na área de ocorrência desses processos, bem como na estrutura e dinâmica das comunidades de organismos aquáticos (p. ex., Calheiros et al. 2000, 2003; Oliveira & Calheiros 2000; Oliveira et al. 2010a; Oliveira et al. 2011).

Na planície, um exemplo muito particular da influência dos processos hidroecológicos na extensa área de interação rio-planície é o fenômeno natural chamado localmente como *decoada*, que ocorre durante o início da fase de enchente. Nes-

sa fase, uma série de transformações naturais na qualidade da água é resultante da interação inicial entre a água de inundação e a terra previamente seca, dando início à decomposição do material orgânico recém-submerso, principalmente de gramíneas, facilmente degradáveis. A decoada é caracterizada por alterações na cor da água, devido ao carbono orgânico dissolvido; pela diminuição da concentração do oxigênio dissolvido e do pH; pelo aumento da condutividade elétrica e das concentrações de dióxido de carbono, metano e nutrientes como carbono, nitrogênio e fósforo. Dependendo da magnitude das mudanças na qualidade da água, mortalidade de peixes da ordem de dezenas de milhares de toneladas pode ocorrer, devido à conjunção de anoxia com níveis elevados de dióxido de carbono (p. ex., Calheiros & Ferreira 1997; Hamilton et al. 1997; Calheiros & Hamilton 1998; Calheiros et al. 2000; Bastviken et al. 2010).

O período plurianual de cheias que vigorava desde 1974 parece estar sendo substituído por um período de secas a partir do final dos anos de 1990. Durante a vigência do projeto, foi possível acompanhar anos em que o Rio Paraguai atingiu cotas bem além da cota de alerta de enchentes de 4 m (p. ex., em 2003) e anos relativamente mais secos (2001 e 2005). Assim, variações hidrológicas/ecológicas características desses anos, como os eventos de decoada, poderão ser extrapoladas para períodos plurianuais de seca e cheia, com possibilidade de previsão de cenários.

Em outra abordagem, utilizamos métodos isotópicos para determinar a influência da dinâmica hidroecológica nas relações biogeoquímicas que interferem na cadeia alimentar aquática da área de inundação do Rio Paraguai. Foi constatada, por meio da identificação do fluxo de carbono (energia) e nitrogênio entre os diversos elos da cadeia, a importância dos processos de decomposição e da quimiossíntese na oferta de nitrogênio e carbono (como CO_2 e CH_4) (Calheiros 2003; Bastviken et al. 2010).

A visão integradora da bacia hidrográfica, a experiência proporcionada pelo projeto e os resultados obtidos foram de grande importância para embasar uma atuação mais direta junto a tomadores de decisão (p. ex., MPF 2010). Esse conhecimento embasou tecnicamente a discussão sobre a instalação de hidrelétricas na BAP (Calheiros et al. 2009) e sobre a perda atual e potencial de serviços ecossistêmicos, em especial a produção pesqueira de grande importância socioeconômica para a região (Calheiros et al. 2012), resultando na suspensão dos licenciamentos pela Justiça Federal até o momento.

Recentemente, foi aprovado o *Projeto Agro-Hidro*, financiado pela Embrapa, em que ações iniciadas no âmbito do PELD terão continuidade, especialmente no que tange à determinação do Índice de Qualidade de Bacia para a Bacia do Rio Cuiabá, em parceria com a UFMT.

Biologia e expansão do mexilhão-dourado na Bacia do Alto Paraguai

Os estudos das invasões biológicas são, por natureza, estudos de longa duração. O molusco bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857), ou mexilhão-dourado, nativo do continente asiático, foi introduzido no sistema do Rio Paraná em 1991. Na BAP, sua introdução foi facilitada pelo tráfego de barcas, ao longo da hidrovia Paraguai-Paraná, que podem transportar os organismos nos cascos. A dispersão entre o Rio Paraguai e seus afluentes tem sido mais lenta devido ao menor tráfego de embarcações (Oliveira et al. 2010b, c, 2011). A área de ocorrência atual desse mexilhão é restrita ao canal principal do Rio Paraguai, às lagoas marginais e às partes inferiores dos tributários, como os rios Cuiabá, Miranda e Apa. A espécie tem sido considerada uma praga no Brasil por causar danos em estações de captação de água e sistemas de refrigeração de hidrelétricas, bem como determinar impactos ambientais devido à sua alta densidade populacional.

Atividade reprodutiva e fatores limitantes ao estabelecimento do mexilhão-dourado

A densidade média do mexilhão-dourado no Rio Paraguai, medida em áreas com densa colonização, foi de 1.772 larvas/m³, 88.853 juvenis/m² e aproximadamente 35 mil adultos/m². A incorporação de indivíduos novos à população ocorre de 6 a 8 meses no ano, de setembro a março, associada mais à troca de temperatura da água que ao seu valor propriamente dito.

Antes de nossos estudos na região do Pantanal, acreditava-se que a espécie se estabelecia apenas em áreas de pH acima de 6,4 e cálcio maior que 2,4 mg/l (Morton 1975). No entanto, o mexilhão-dourado tem população estabelecida no Rio Paraguai (próximo a Corumbá), onde o pH médio é em torno de 6,5, chegando a 5 durante a fase de inundação, e a concentração de cálcio é entre 1 e 6 mg/l. Oliveira et al. (2011) consideraram que águas com cálcio acima de 1 mg/l têm potencial para receber o mexilhão-dourado, embora a espécie possa ocorrer em baixas densidades. Durante as inundações, observamos que o ambiente pode ficar limitante para o mexilhão-dourado, que não sobrevive quando diversas condições estressantes ocorrem simultaneamente. Por exemplo, em situações em que o oxigênio dissolvido se aproximou de 0 mg/l; o pH, de 5; o índice de saturação da calcita (IScalcita) esteve a -4; o CO₂ livre, por volta de 100 mg/l; e a água, com temperatura próxima de 30 °C, simultaneamente, os mexilhões não sobreviveram (Oliveira et al. 2010a). Essas condições foram observadas em eventos de decoada na Baía do Castelo, onde a espécie foi eliminada no ano de 2007, embora seja provável que volte a colonizá-la devido ao contato das águas da baía com as do Rio Paraguai, ricas em larvas.

Análise do potencial de expansão do mexilhão-dourado na Bacia do Alto Paraguai e nos rios brasileiros

Oliveira et al. (2010c), utilizando modelagem de nicho ecológica baseada em variáveis limnológicas, encontraram que os rios das bacias do Cuiabá, do Miranda e do Apa são os que apresentam maior potencial para o estabelecimento do mexilhão-dourado.

O Rio Cuiabá apresenta de médio a alto potencial para colonização do mexilhão-dourado na sua parte alta. Entretanto, no trecho baixo recebe da planície, durante os eventos de depleção de oxigênio, águas mais ácidas (pH < 6) diluídas e anóxicas e com cálcio entre 3 e 4 mg/l (mínimo de 1,2 mg/l). Essas características extremas parecem ter dificultado ou retardado o estabelecimento da espécie, que, somente em meados de 2010, conseguiu estabelecer-se na foz do Rio Cuiabá. Alguns tributários dos rios Miranda e Apa apresentam valores mínimos de cálcio acima de 5 mg/l, chegando a 60 mg/l. Águas com maiores índices de saturação quanto ao carbonato de cálcio estão presentes nesses rios: IScalcita entre -3 e 0,7. Na parte central da bacia, estão as águas com nenhum ou baixo potencial para o estabelecimento do mexilhão-dourado. São águas mais diluídas em íons dissolvidos, com baixa condutividade elétrica (entre 3 e 25 μS/cm) se comparados ao Rio Paraguai (50–60 μS/cm). Alguns desses rios exibem cálcio mínimo próximo a zero, com média de 2 mg/l e índices de saturação para carbonato de cálcio (IScalcita) em torno de -5,4 a -6, enquanto nas áreas de ocorrência do mexilhão no Rio Paraguai esses valores ficaram entre -2 e -4.

As águas da BAP geralmente são neutras ou ligeiramente ácidas (pH = 6–7) nas partes altas dos rios, mas podem tornar-se mais ácidas nas partes baixas de rios como o Negro (pH = 5) e o Cuiabá (pH = 5,1) ou ligeiramente ácidas no trecho final do Rio Taquari (pH = 6,2). Esses valores podem ser restritivos ao estabelecimento da espécie, embora o limite inferior de tolerância do mexilhão-dourado ao pH em ambiente natural não seja bem conhecido. A alta concentração de sedimentos e a baixa quantidade de alimento (clorofila = 1 a 2 μg/l) nos rios do Pantanal também podem ser fatores limitantes ao desenvolvimento do mexilhão-dourado, que é um molusco filtrador (Oliveira et al. 2011). Oliveira et al. (2010c) encontraram que a maioria dos rios brasileiros também têm médio a alto potencial para receber o mexilhão-dourado. Estão, entre as áreas de maior potencial, os estuários dos rios Amazonas e Tocantins e áreas costeiras do Atlântico Norte e Atlântico Sul, como os rios Mearim, Jequitinhonha, Mucuri, Doce e Paraíba do Sul. Com médio a baixo potencial estão áreas de alguns tributários do Rio Amazonas, como o Negro, porções do Rio Tapajós e Xingu, bem como o Rio Araguaia. Estes, em geral, são rios de águas mais ácidas e com menor concentração de cálcio.

Discussão

As flutuações plurianuais no Pantanal determinaram que severas condições de enchentes ou de estio prevalecessem por períodos relativamente grandes ao longo do século XX. Assim, o período seco que se estendeu de meados da década de 1960 até meados de 1970 foi seguido de enchentes que perduraram por quase 3 décadas, mas que agora parecem apresentar uma tendência de declínio. Entretanto, essas flutuações que ocorreram em escala secular devem ser vistas como uma parte de um quadro maior, já que o Pantanal parece ter passado por diferentes episódios climáticos no Holoceno: 40000–8000 antes do presente (AP): frio e seco; 8000–3500 AP: quente e úmido; 3500–1500 AP: quente e seco; e 1500 AP–presente: quente e úmido (Junk et al. 2006).

Considerando a grande variação no número estimado de ninhos de tuiuí durante o período favorável de clima (quente e úmido) que prevaleceu durante o século XX, é razoável admitir que essa espécie possa ter estado ausente do Pantanal durante a maior parte dos últimos 40 mil anos. Esse cenário implica que a conservação de espécies dependentes de áreas úmidas e do funcionamento hidrológico desses ecossistemas deve ser abordada em uma escala temporal ampla e numa escala espacial que inclua todas as grandes áreas úmidas do continente (Mourão et al. 2010).

Intervenções antrópicas que provoquem mudanças no regime hidrológico nos rios formadores da Bacia do Alto Paraguai podem afetar negativamente as populações de tuiúis e outras espécies paludícolas, além das espécies estritamente aquáticas. Desde 2002, a Usina Hidroelétrica de Manso, com seus 212 MW, entrou em operação, produzindo um lago artificial de 420 km². Essa usina já alterou a hidrologia do Rio Cuiabá (Junk et al. 2006), o tributário mais importante do Rio Paraguai, responsável por 40% da água de todo o sistema. Nos últimos anos, o governo concedeu permissão para a construção de mais 43 barragens nos rios que formam o Pantanal, a maioria pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), mas há planos para a construção de mais 91 empreendimentos, em muitos casos encaixando vários ao longo de um mesmo rio.

O impacto potencial de cada PCH em termos de área alagada é pequeno e restrito à área do empreendimento. Contudo, uma única barragem, seja ela com reservatório grande ou pequeno, pode impedir o livre fluxo de nutrientes e material em suspensão, que podem ser importantes para o funcionamento metabólico da planície. Além disso, pode dificultar ou impedir o fluxo de espécies, em especial os peixes migratórios, exatamente nas áreas preferenciais para a desova, que são as cabeceiras dos rios.

O total de 135 empreendimentos, entre os atuais e os previstos, em conjunto podem alterar sinergicamente e de forma expressiva o pulso de enchentes do Pantanal, em termos de frequência, magnitude e sazonalidade (Calheiros et al. 2009, 2012). Mudanças dessa natureza podem afetar o potencial reprodutivo de peixes e de aves como o tuiuí e provavelmente de outras espécies dependentes de áreas inundadas, como as capivaras, os jacarés e o ameaçado cervo-do-pantanal.

As projeções de mudanças climáticas globais feitas para o Pantanal sugerem cenários de redução da precipitação anual, atraso no início da estação chuvosa e aumento de 3 a 6 °C na temperatura média (Marengo 2007). Embora esses modelos não sejam conclusivos, sugerem que as mudanças vão causar um grande impacto nas características do pulso de inundação no Pantanal. Consequentemente, as populações de espécies que têm seu ciclo reprodutivo e alimentar dependente do pulso de inundação estarão duplamente ameaçadas se a construção de represas e mudanças climáticas se conjugarem e provocarem mudanças profundas no funcionamento do Pantanal.

Nossos resultados mostraram que o potencial reprodutivo do jacaré também respondeu a fatores climáticos e à inundação local. A precipitação local e o rigor do inverno parecem determinar o fator de condição das fêmeas e sua capacidade de investir em reprodução. Entretanto, a disponibilidade local de corpos-d'água é fundamental para que as fêmeas nidifiquem com sucesso. A disponibilidade de água na porção norte da Nhecolândia parece estar diminuindo ano a ano, seja como consequência da diminuição das enchentes em todo o Pantanal ou por interferência direta na hidrodinâmica das vazantes que deveriam irrigar essa região. Longos deslocamentos dos jacarés, tanto em curto como em longo prazo (Campos et al. 2006), significam que fazendas individuais não podem ser consideradas unidades independentes para o manejo de jacarés no Pantanal. Esses deslocamentos longos já vinham sendo documentados mesmo antes da disponibilidade de corpos-d'água no Sítio Nhumirim ficar restrita, como aconteceu a partir de 2002, mas podem tornar-se imperiosos para a subsistência daquelas populações em um cenário mais seco.

A disponibilidade de água vem sendo reduzida ao longo do tempo em Nhumirim, pois, mesmo anos considerados “cheios” em relação à área de inundação do Rio Paraguai, foram localmente secos na Nhumirim (Figuras 4, 5). Peixes já não ocorrem em Nhumirim e dependerão da formação de um sistema coalescente de águas, em uma grande cheia, para repovoarem a região (ver Mourão et al. 1988). Da mesma forma, as populações de jacarés e capivaras, antes abundantes, estão reduzidas a uns poucos indivíduos abrigados em pilhetas e poços feitos para sedentar animais de criação. Mesmo espécies que não são associadas com corpos-

--d'água têm experimentado dificuldades durante as estações secas em Nhumirim, quando a água torna-se limitante (Figura 6).

Estudos continuados no tempo em estrutura modular podem dar oportunidade a abordagens de longo prazo. Por exemplo, o esforço continuado de capturas de carnívoros e outros mamíferos no Campo Experimental de Nhumirim, originalmente para atender a questões de curta duração, deu oportunidade para estudos de longo prazo do ciclo de transmissão do *T. cruzi*. Agora sabemos que o Pantanal tem atuado como um corredor para a disseminação das principais subpopulações de *T. cruzi*, já que conecta os principais biomas da América do Sul. Nossos dados suportaram a ideia de que as interações predador-presa são mecanismos importantes para a transmissão e perpetuação de *T. cruzi* na natureza (Herrera et al. 2008). Essa conclusão foi corroborada pelos resultados de Alves et al. (2011), que indicaram que o quati é importante também no ciclo do *T. evansi* e que há um componente sazonal na transmissibilidade de *T. cruzi* para os quatis na área estudada.

As várias guildas de mamíferos já estudadas naquela área compõem uma intrincada rede alimentar em que cada espécie desempenha um papel específico. Os dados indicam que, embora a transmissão vetorial tenha um óbvio papel na epidemiologia da doença de Chagas e nas tripanossomíases em animais, a manutenção de *T. cruzi* e *T. evansi* também se deve a uma complexa rede de interações pela via trófica. Os carnívoros podem ser infectados pelo consumo de pequenos mamíferos, um grupo que é conhecido como hospedeiro do *Trypanossoma* na área de estudo (Herrera et al. 2004; 2007). A ingestão de barbeiros e mutucas pelos pequenos mamíferos, tatus e quatis também precisa ser considerada como parte das conexões tróficas nos ciclos de transmissão do *Trypanossoma* no Pantanal (Herrera et al. 2011).

Outro exemplo de estudos continuados é o monitoramento da invasão do mexilhão-dourado na BAP. Como o mexilhão-dourado tem alto potencial de estabelecimento na maioria dos rios brasileiros, as portas de entrada da espécie deveriam ser alvo de programas para evitar sua dispersão. Os maiores rios da América do Sul, incluindo as bacias do Rio Amazonas, Orinoco e Magdalena, são acessíveis a grandes embarcações transoceânicas através de seus estuários, o que os torna vulneráveis para invasões via água de lastro. Na parte central do Brasil, encontram-se áreas de alto risco potencial, como os rios da Bacia Amazônica e Bacia do São Francisco. Especialmente as cabeceiras de alguns desses rios encontram-se próximas a rios pertencentes às bacias do Paraná e Paraguai, onde a interação por barcos de pesca e outras atividades humanas aumentam a possibilidade de introdução.

A expansão do mexilhão-dourado nas águas brasileiras deve ser apenas uma

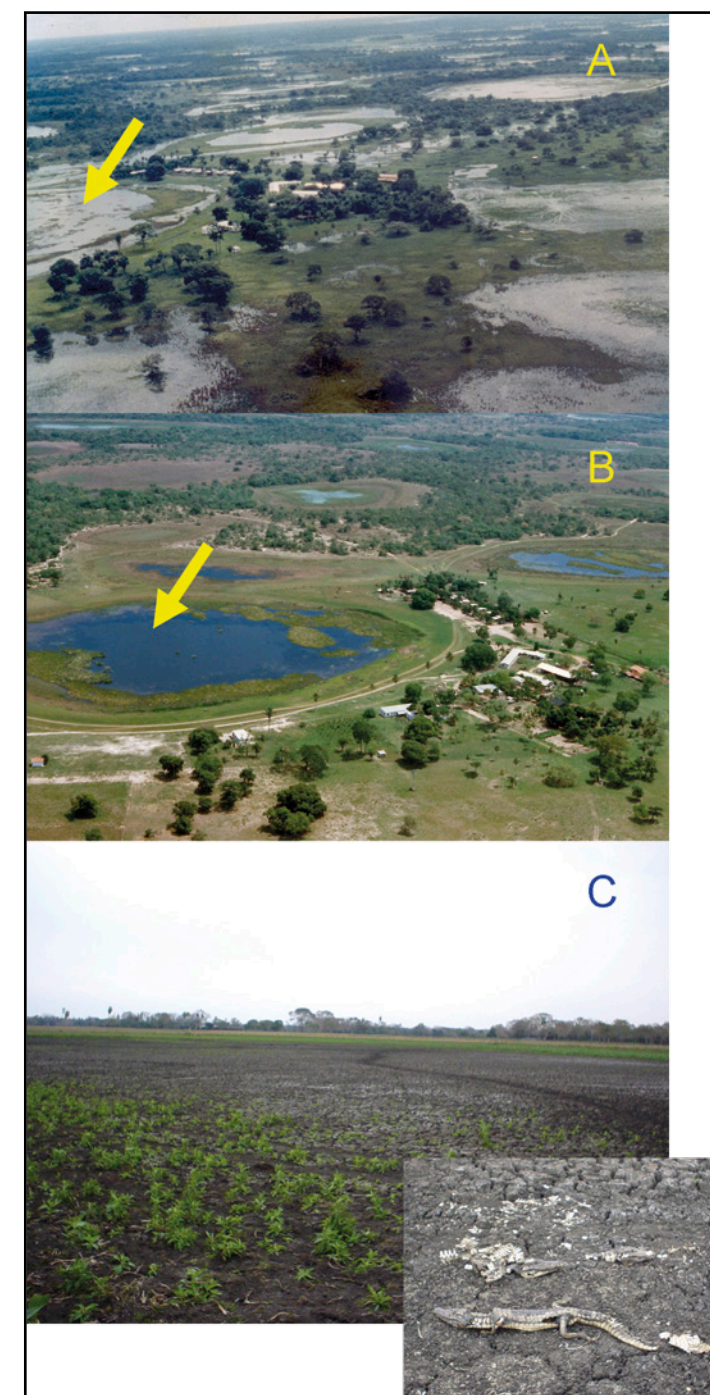


Figura 5. Vista aérea do Sítio 2 do PELD (A) na cheia de 1988, com diversos corpos-d'água formando um sistema coalescente, e (B) na cheia de 1999. A seta aponta a Baía da Sede. (C) Vista do solo da área seca da Baía da Sede em agosto de 2002. No detalhe, esqueletos de jacarés no fundo seco da baía.



Figura 6. Em anos secos, a água pode tornar-se limitante para animais silvestres durante o estio no Pantanal da Nhecolândia. Na foto de Marcelle Aiza Tomas, um tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) mata a sede em uma pilheta construída para prover água para bovinos na Fazenda Nhuririm, agosto de 2010.

questão de tempo, a exemplo da expansão de outros moluscos invasores, como *Corbicula fluminea* e *Melanoides tuberculata*, que se encontram espalhados pelos rios brasileiros, mesmo em lugares sem a influência direta da navegação (Oliveira et al. 2010c). O mexilhão-dourado já representa um problema nacional, como uma praga que afeta o sistema de produção de energia e captação de água. Todas as usinas hidrelétricas instaladas em reservatórios onde a espécie se estabeleceu realizam controle da espécie, que demanda maior custo de manutenção e uso intensivo de produtos químicos.

A presença de outros invasores do gênero *Corbicula* em grande parte da bacia dá indícios de que o mexilhão-dourado certamente alcançará a maioria dos seus ambientes aquáticos. A modelagem realizada por Oliveira et al. (2010c) evidencia essa possibilidade, mostrando que a maioria dos rios da BAP apresenta de médio a alto potencial de receber a espécie. Deve-se salientar que os represamentos para aproveitamento hidrelétrico previstos para a bacia aumentam as chances de sobrevivência do mexilhão-dourado e, portanto, sua multiplicação.

Políticas públicas são fundamentais para a conservação do ecossistema. Por isso, atuamos junto aos órgãos gestores de meio ambiente e de recursos hídricos/bacias hidrográficas, levando informação científica para subsidiar a gestão do

Pantanal diretamente aos tomadores de decisão. Participamos do debate sobre assuntos como a proposição de uma lei para o Pantanal e sobre as consequências ambientais da implantação de um grande número de PCHs na Bacia do Alto Paraguai, levando essas informações diretamente para órgãos e instituições como os ministérios públicos Federal e Estadual (MS), Secretaria de Meio Ambiente, Conselho Estadual de Recursos Hídricos (MS), Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, Comitê Nacional de Zonas Úmidas – CNZU (MPF 2010; Brasil 2010, 2012; Calheiros et al. 2009) e Comitê Nacional de Meio Ambiente – Conama. Um exemplo dos resultados dessas ações foi a aprovação das recomendações nº 2/2010 e nº 6/2012 no CNZU e de uma outra que está sendo avaliada pelo Câmara Técnica de Análise de Projetos – Ctap, do CNRH (Brasil 2010, 2012).

No Estado do Mato Grosso do Sul, contribuimos diretamente para a criação do primeiro Comitê de Bacia Hidrográfica da BAP, o Comitê da Bacia do Rio Miranda (MS), e participamos na elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH-MS. Participamos ainda na avaliação da proposta de desenvolvimento e ordenamento do território, por meio da elaboração de parecer técnico sobre o Zoneamento Ecológico Econômico (MS).

Nesse período de 10 anos de pesquisa do Sítio 2 do PELD, contribuimos para melhor compreensão do Pantanal por meio de 16 dissertações de mestrado e 4 teses de doutorado, bem como com a produção de 104 publicações científicas nacional e internacionalmente. Além disso, realizamos intensa divulgação científica por meio de participações em congressos, nacionais e internacionais e ministramos palestras em escolas de Ensino Fundamental, Ensino Médio, Ensino Superior, órgãos gestores, tomadores de decisão, com vasta veiculação de informação pela mídia.

Literatura citada

- Alho, C., Z. Campos, e H. Gonçalves. 1987. Ecologia de capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*, Rodentia) do Pantanal - I Hábitats, densidades e tamanho de grupo. *Revista Brasileira de Biologia* 47: 87-97.
- Alves, F. M., N. Olifiers, R. C. Bianchi, A. C. Duarte, P. M. T. Cotias, P. S. D'Andrea, M. E. Gompper, G. Mourão, H. M. Herrera, and A. M. Jansen. 2011. Modulating variables of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* transmission in free-ranging coati (*Nasua nasua*) from the Brazilian Pantanal Region. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* 11: 835-841.
- Assine, M. L., and P. C. Soares. 2004. Quaternary of the Pantanal, west-central Brazil. *Quaternary International*, 114: 23-24.
- Bastviken, D., A. L. Santoro, H. Marotta, L. Q. Pinho, D. F. Calheiros, P. Crill, and A. Enrich-Prast. 2010. Methane emissions from Pantanal, South America, during the low water season: toward more comprehensive sampling. *Environmental Science Technology* 44: 5450-5455.
- Bianchi, R. C. 2009. Ecologia de mesocarnívoros em uma área no Pantanal Central, Mato Grosso do Sul. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brasil.
- Bianchi, R. C., Olifiers, N., Gompper, M. E., and Mourão, G. 2013. Intraspecific, Interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. *Acta Theriologica* 10.1007/s13364-013-0137-x.
- Brasil. 1981. Política Nacional do Meio Ambiente - Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L6938.htm>. Acesso em 14 de janeiro de 2011.
- Brasil. 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos - Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm. Acesso em 14 de janeiro de 2011.
- Brasil. 2010. Recomendações do Comitê Nacional de Zonas Úmidas – CNZU/MMA. Nº 2, de 13/05/2010. Dispõe sobre a necessidade da elaboração da “Lei do Pantanal” de forma a nortear o desenvolvimento da região e garantir a integridade de processos eco-hidrológicos na Bacia do Alto Paraguai. Disponível em: http://www.cpap.embrapa.br/pesca/online/PESCA2010_CNZU1.pdf. Acesso em 21 de fevereiro de 2011.
- Brasil. 2012. Recomendações do Comitê Nacional de Zonas Úmidas – CNZU/MMA. Nº 6, de 20/09/2012. Dispõe sobre planejamento dos usos dos recursos naturais na Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai. Disponível em: http://www.cpap.embrapa.br/pesca/online/PESCA2012_CNZU1.pdf. Acesso em 12 de janeiro de 2013.
- Calheiros, D. F. 2003. Influência do pulso de inundação na composição isotópica ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$) das fontes primárias de energia na planície de inundação do Rio Paraguai (Pantanal-MS). Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil.
- Calheiros, D. F., A. F. Seidl, and C. J. A. Ferreira. 2000. Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal wetland of Brazil. *Journal of Applied Ecology* 37: 684-696.
- Calheiros, D. F., and S. K. Hamilton. 1998. Limnological conditions associated with natural fish kills in the Pantanal wetland of Brazil. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26: 2189-2193.
- Calheiros, D. F., e C. J. A. Ferreira. 1997. Alterações limnológicas no Rio Paraguai (“dequada”) e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense - MS. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento* 7. Embrapa Pantanal, Corumbá, Brasil.
- Calheiros, D. F., E. Arndt, E. O. Rodriguez, e M. C. A. Silva. 2009. Influências de usinas hidrelétricas no funcionamento hidro-ecológico do Pantanal Mato-Grossense: recomendações. Embrapa Pantanal. Documentos, 102. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/DOC102.pdf>. Acesso em 21 de março de 2010.
- Calheiros, D. F., M. D. Oliveira, and C. R. Padovani. 2012. Hydro-ecological Processes and Anthropogenic Impacts on the Ecosystem Services of the Pantanal Wetland. Pages 29-57 in A. A. R. Loris, editor. *Tropical wetland management: The South-American Pantanal and the international experience*. Ashgate Publishing Ltd, Farnham, UK.
- Campos, Z., G. Mourão, M. E. Coutinho, and C. Abercrombie. 1995. Night-light counts, size structures, and sex ratios in wild populations of caiman, *Caiman crocodilus yacare*, in the Brazilian Pantanal. *Vida Silvestre Neotropical* 4: 46-50.
- Campos, Z., M. E. Coutinho, G. Mourão, P. Bailys, and W. Magnusson. 2006. Long distance movements by *Caiman crocodilus yacare*: implications for management of the species in the Brazilian Pantanal. *Herpetological Journal* 16: 123-132.
- Dores, E. F. G. C., e D. F. Calheiros. 2008. Contaminação por agrotóxicos na bacia do Rio Miranda, Pantanal (MS). *Revista Brasileira de Agroecologia* 3: 202-205.
- Hamilton, S. K., S. J. Sippel, and J. M. Melack. 1996. Inundation patterns in the Pantanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. *Archives fur Hydrobiology* 137: 1-23.
- Hamilton, S. K., S. J. Sippel, D. F. Calheiros, and J. M. Melack. 1997. An anoxic event and other biogeochemical effects of the Pantanal wetland on the Paraguay River. *Limnology and Oceanography* 42: 257-272.
- Herrera H. M., A. M. Dávila, A. Norek, U. G. Abreu, S. S. Souza, P. S. D'Andrea, and A. M. Jansen. 2004. *Enzootiology of Trypanosoma evansi* in Pantanal, Brazil. *Veterinary Parasitology*. 125: 263-75.
- Herrera H. M., V. Rademaker, U. G. Abreu, P. S. D'Andrea, and A. M. Jansen. 2007. Variables that modulate the spatial distribution of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* in the Brazilian Pantanal. *Acta Tropica* 102: 55-62.
- Herrera, H. M., C. V. Lisboa, A. P. Pinho, N. Olifiers, R. C. Bianchi, F. L. Rocha, G. Mourão, and A. M. Jansen. 2008. The coati (*Nasua nasua*, Carnivora, Procyonidae) as a reservoir host for the main lineages of *Trypanosoma cruzi* in the Pantanal region, Brazil. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 102: 1133-1139.
- Herrera, H. M., F. L. Rocha, C.V. Lisboa, G. Mourão, and A. M. Jansen. 2011. Food web connections and the transmission cycles of *Trypanosoma cruzi* and *Trypanosoma evansi* (Kinetoplastida, Trypanosomatidae) in the Pantanal Region, Brazil. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene* 105: 380-387.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2010. Terralib(a). www.terralib.org. Acessado em 20 de outubro de 2010.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2010. Terraview(b). <http://www.dpi.inpe.br/terraview/index.php>. Acesso em 20 de outubro de 2010.
- Junk, W. J., C. N. Cunha, K. M. Wantzen, P. Petermann, C. Strussmann, M. I. Marques, and J. Adis. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences* 68: 278-309.
- Marengo, J. A. 2007. Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade - Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do Século XXI. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2nd ed., 201p.
- Melo, A. A., and M. G. F. Nascimento. 2007. PHP Profissional. Novatec, São Paulo, Brasil.
- Miranda, K. M. L. F. Cunha, E. F. G. C. Dores, and D. F. Calheiros. 2008. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health - Part B*. 43: 1-6.
- Monitoramento. 2010. Monitoring alterations in vegetation cover and land use in the Upper Paraguay River Basin Brazilian Portion – Period of Analysis: 2002 to 2008. Brasília: CI – Conservation International, ECOA - Ecologia e Ação, Fundação AVINA, Instituto SOS Pantanal, WWF- Brasil. Technical Report. Disponível em: http://assets.wwfbr.panda.org/downloads/monitoring_upperparaguayriverbasin_completo.pdf. Acesso em 22 de abril de 2010.
- Morton, B. S. 1975. The colonization of Hong Kong's water supply system by *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia: Mytilidae) from China. *Malacological Review* 8: 91-105.
- Mourão, G., I. H. Ishii, e Z. Campos. 1988. Alguns fatores limnológicos relacionados com a ictiofauna de baías e salinas no Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 2: 181-198.
- Mourão, G., W. Tomás, and Z. Campos. 2010. How much can the number of jabiru stork (Ciconiidae) nests vary due to change of flood extension in a large Neotropical floodplain? *Zoologia* 27: 751-756.
- MPF (Ministério Público Federal). 2010. Procuradoria da República no Município de Corumbá/MS. Ata de Audiência Pública: Empreendimentos hidrelétricos na Bacia do Alto Paraguai (BAP) – a exploração energética e a integridade ecológica do Pantanal. 19p. Campo Grande-MS, 20 de julho de 2010. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/terraview/index.php>.

- www.cpap.embrapa.br/pesca/online/PES-CA2010_MPF_PRCM1.pdf. Acesso em 19 de janeiro de 2011.
- Olifiers, N., R. C. Bianchi, G. Mourão, and M. E. Gompper. 2009. Construction of arboreal nests by brown-nosed coatis, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in the Brazilian Pantanal. *Revista Brasileira de Zoologia* 26: 571-574.
- Olifiers, N., R. C. Bianchi, P. S. D'Andrea, G. Mourão, and M. E. Gompper. 2010. Estimating age of carnivores from the Pantanal region of Brazil. *Wildlife Biology* 16: 389-399.
- Oliveira, M. D., and D. F. Calheiros. 2000. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia* 427: 102-112.
- Oliveira, M. D., e D. F. Calheiros. 2005. Características e alterações limnológicas na bacia do Rio Taquari. Páginas 199-208 em S. Galdino, L. M. Vieira, and L. A. Pellegrin, editores. *Impactos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari - Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá, Brasil.
- Oliveira, M. D., S. K. Hamilton, D. F. Calheiros, and C. M. Jacobi. 2010a. Oxygen depletion events control the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) in a tropical floodplain. *Wetlands* 30: 705-716.
- Oliveira, M.D., S.K. Hamilton, and C.M. Jacobi. 2010b. Forecasting the expansion of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in Brazilian and North American rivers based on its occurrence in the Paraguay River and Pantanal wetland of Brazil. *Aquatic Invasions* 5: 59-73.
- Oliveira, M.D., S.K. Hamilton, D.F. Calheiros, C.M. Jacobi, and R.O. Latini. 2010c. Modeling the potential distribution of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in the Upper Paraguay River system using limnological variables. *Brazilian Journal of Biology* 70: 831-840.
- Oliveira, M. D., D. F. Calheiros, C. M. Jacobi, and S. K. Hamilton. 2011. Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions* 70: 831-840.
- Padovani, C. R. 2010. Dinâmica espaço-temporal das inundações do Pantanal. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz/Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil.
- Padovani, C. R., Galdino, S., e Vieira, L. M. 2005. Dinâmica hidrológica e de sedimentação do Rio Taquari no Pantanal. Páginas 153-162 em S. Galdino, L. M. Vieira, e L. A. Pellegrin, editores. *Impactos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari - Pantanal*. Embrapa Pantanal, Corumbá, Brasil.
- Paz, A. R. 2010. Simulação hidrológica de rios com grandes planícies de inundação. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- PHP development team. www.php.net. Acesso em 20 de outubro de 2010.
- Rocha F. L. 2006. Áreas de uso e seleção de habitats de três espécies de carnívoros de médio porte na Fazenda Nhumirim e arredores, Pantanal da Nhecolândia, MS. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brasil.
- Soriano, B. M. A. 2002. Análise das condições climáticas em 2000 na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Boletim de Pesquisa*, 30. Embrapa Pantanal, Corumbá.
- Tomás, W. M., G. Mourão, Z. Campos, S. M. Salis, e S. A. Santos. 2009. Intervenções humanas na paisagem e habitats do Pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá, Brasil.
- Trexler, J. C. and J. Travis. 1993. Nontraditional regression analyses. *Ecology* 74: 1629-1637.
- Zeilhofer, P., E. B. N. R. Lima, and G. A. R. Lima. 2006. Spatial patterns of water quality in the Cuiabá River Basin, central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 123: 41-62.

6 Dinâmica Biológica e Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica do Médio Rio Doce, MG (PELD/UFMG)

FRANCISCO A. R. BARBOSA^{1*}, MARIA BERNADETE LOVATO¹, ANDRÉA M. A. NASCIMENTO¹, PAULINA M. MAIA-BARBOSA¹, ROBERTO L. MONTE-MÓR², ADRIANO PAGLIA¹ & JOÃO R. STEHMANN³

¹ Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte/MG, CEP: 31270-901.

² Departamento de Ciências Econômicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte/MG, CEP: 31270-901.

³ Departamento de Botânica, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte/MG, CEP: 31270-901.

* Autor para correspondência: barbosa@icb.ufmg.br

Resumo: O capítulo apresenta uma síntese dos principais resultados de pesquisas conduzidas no Parque Estadual do Rio Doce – PERD, o maior remanescente da Mata Atlântica em Minas Gerais e em sua região do entorno, considerando a fragmentação florestal (desmatamento) e os riscos e impactos de invasões biológicas. Durante o período de 2000–2009, foram avaliados as diversidades genética, microbiológica, botânica e faunística e os componentes socioeconômicos dos municípios da região e realizados estudos sobre o crescimento sustentável e um programa de educação ambiental, envolvendo todos os municípios do entorno. O sistema apresenta alta diversidade biológica e alta heterogeneidade espacial e temporal, a despeito de sua localização junto ao principal polo siderúrgico do País. A sazonalidade é o principal fator que determina a dinâmica desse sistema, dinâmica esta ameaçada principalmente pela fragmentação florestal (desmatamento), com posterior substituição da vegetação nativa por monoculturas de eucaliptos, e pelas invasões biológicas. Para vários grupos de organismos, são demonstrados a importância da integridade ambiental para a manutenção da biodiversidade regional e o efeito deletério das introduções de espécies de peixes, moluscos e inclusive primatas. São apresentadas sugestões e perspectivas com vistas à conservação da biodiversidade de ecossistemas terrestres e aquáticos da região, destacando-se a importância da formação do pensamento crítico das comunidades locais, mobilizando-as a coparticiparem da implementação de medidas de manejo, proteção e conservação dos recursos naturais, de modo a garantir seu uso sustentável.

Palavras-chave: biodiversidade, formadores de opinião, fragmentação florestal, introdução de espécies exóticas, Mata Atlântica, peixes e moluscos de água doce, Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, Rio Doce

Abstract: This chapter summarizes the main findings of the research conducted in the Rio Doce State Park (PERD), the largest remnant of Atlantic Forest in Minas Gerais and in its surroundings. During the period 2000-2009 were evaluated genetic, microbial, botanical and animal diversities, as well as selected socio-economic components of the cities in the region including studies on sustainable growth and a program of environmental education conducted mostly with public schools of the region. Despite located in the vicinities of the major steel complex of the country, this system still has a high biological diversity and high spatial and temporal heterogeneity. Seasonality is the main factor that determines the dynamics of this system and this dynamic is threatened primarily by forest fragmentation (deforestation) with subsequent replacement of native vegetation by

eucalyptus plantations and biological invasions, mainly fishes and mollusks. For many groups of organisms are shown the importance of environmental integrity in maintaining regional biodiversity and the deleterious effects of exotic species introductions, namely fish, mollusks and even primates. As a direct consequence there has been demonstrated the local extinction of five fish species. Suggestions and perspectives are presented with the purpose of conserving terrestrial and aquatic ecosystems, highlighting the importance of developing critical thinking of local communities mobilizing them to participate in the implementation of management strategies thus guaranteeing the protection and conservation of natural resources in order to ensure their sustainable use.

Key-words: Atlantic Forest, biodiversity, exotic species introduction, forest fragmentation, long term ecological research, Middle Rio Doce basin

Introdução

A criação do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, permitiu ao MCT-CNPq dar um passo significativo e inovador nas potencialidades e perspectivas das pesquisas ecológicas brasileiras, principalmente por apoiar, pela primeira vez, projetos focalizando questões de longo prazo, questões estas até então ignoradas ou apenas parcialmente respondidas através de generalizações de dados obtidos em projetos de curta duração. Assim, questões como (1) “De que forma ocorreu a regeneração de uma dada área após um incêndio devastador?” ou (2) “Como evoluiu um trecho de floresta nativa retirada para permitir o crescimento da indústria de celulose/papel?” ou ainda (3) “Qual o resultado da introdução de espécies exóticas de peixes numa lagoa da Mata Atlântica?” não podiam ser adequadamente investigadas através de projetos de curta duração, sob pena do uso exagerado de generalizações e/ou deduções nem sempre satisfatórias.

Particularmente, questões relacionadas aos impactos da fragmentação da Mata Atlântica e à introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade terrestre e aquática do Médio Rio Doce passaram a ser objeto de pesquisas de longa duração com a implantação do projeto *Dinâmica biológica e a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica do Médio Rio Doce, MG*, em novembro de 1999, que teve sua primeira fase encerrada em dezembro de 2009.

Neste capítulo, é apresentada uma síntese dos resultados obtidos e os principais avanços nos últimos 10 anos de pesquisas ecológicas realizadas no Parque Estadual do Rio Doce – PERD, e entorno, que constituem o Sítio 4 – Mata Atlântica e o Sistema Lacustre do Médio Rio Doce-MG do PELD/MCT-CNPq. Tais pesquisas conduziram estudos sobre a diversidade genética e da fauna e flora terrestres e aquáticas, além de estudos socioeconômicos e iniciativas de tradução do conhecimento científico adquirido, para grupos de formadores de opinião da região (programa *Educar para a Ação Ambiental*).

O programa focalizou duas questões ecológicas essenciais para a região: (1) efeitos da fragmentação da Mata Atlântica e o surgimento de grandes plantios de eucaliptos; e (2) impactos da introdução (acidental ou não) de espécies exóticas, notadamente peixes e moluscos na maioria dos lagos da região. Com base nessas questões, que só poderiam ser respondidas com ações de longo prazo, as seguintes hipóteses foram testadas: (1) a biodiversidade do Vale do Rio Doce está experimentando um processo de perda (alteração/modificação) em grau ainda desconhecido, embora perceptível; (2) as grandes áreas remanescentes (terrestres e aquáticas) do Vale do Rio Doce contribuem para a manutenção de parcela

expressiva dessa biodiversidade; (3) a biodiversidade do Vale do Rio Doce ainda encontra condições de persistência em longo prazo, apesar dos impactos verificados tanto nas áreas remanescentes quanto na matriz da paisagem, desde que estratégias adequadas de manejo e recuperação sejam implementadas; (4) a introdução de espécies exóticas constitui elemento importante na diminuição/perda de biodiversidade nos ecossistemas do Médio Rio Doce.

Áreas de estudo

Os subprojetos foram realizados dentro do PERD (19° 29' 24" – 19° 48' 18" S; 42° 28' 18" – 42° 38' 30" W) e em áreas do seu entorno. O PERD situa-se a cerca de 248 km a leste de Belo Horizonte, no sistema lacustre do Médio Rio Doce; este, com cerca de 158 lagos naturais, é um dos três maiores sistemas de lagos que ocorrem no Brasil (Figura 1). O PERD abrange cerca de 40 lagos localizados em uma área de 35.970 ha de Mata Atlântica. As áreas do entorno estão sujeitas a diferentes impactos antrópicos (mineração, indústrias siderúrgica e de celulose, plantios de eucalipto, pecuária extensiva e lançamento de esgotos e lixo, sem qualquer tratamento). Dessa maneira, as áreas amostradas permitiram a condução de estudos comparativos entre áreas protegidas (PERD) e áreas impactadas (entorno). A Figura 1 mostra um mapa do trecho médio da Bacia do Rio Doce, com destaque para o PERD e cerca de 158 lagos naturais que compõem o sistema lacustre do Médio Rio Doce.

Principais resultados

Diversidade genética de espécies arbóreas

Os estudos de diversidade genética de espécies arbóreas concentraram-se nas espécies *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth, *Hymenaea courbaril* L., *Plathymenia reticulata* Benth. (Fabaceae) e *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae). *D. nigra*, o jacarandá-da-bahia, espécie exclusiva da Mata Atlântica, é ameaçado de extinção e considerado uma das mais valiosas espécies madeiras do Brasil. O estudo genético com marcadores isoenzimáticos (Ribeiro et al. 2005) mostrou alta diversidade na população do PERD, com heterozigosidade esperada (H_e) de 0,296, maior do que em dois fragmentos do entorno que apresentaram valores de H_e iguais a 0,176 (fragmento com maior distúrbio antropogênico) e 0,235 (fragmento mais preservado), embora essas diferenças não tenham sido significativas ($P > 0,05$).

De maneira semelhante, a população de *H. courbaril* (jatobá) do PERD, anali-

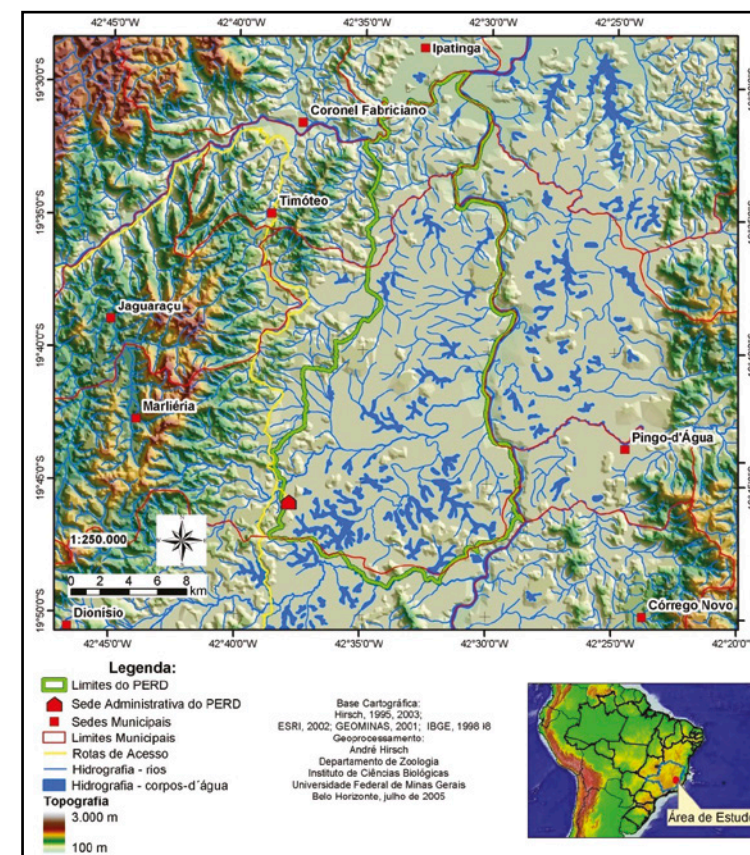


Figura 1. Mapa do trecho médio da bacia do Rio Doce, MG, com destaque para o Parque Estadual do Rio Doce e o sistema lacustre.

sada com marcadores RAPD, apresentou valores de diversidade elevados (índice de Shannon, $I = 0,329$, e porcentagem de fragmentos polimórficos, $P = 47,8\%$) e superiores a outras quatro populações analisadas em Minas Gerais ($I = 0,253$ a $0,330$ e $P = 37,7$ a $46,4\%$; Brandão 2002). Em *P. reticulata* (vinhático), a população do PERD apresentou maior diversidade ($I = 0,177$, $P = 21,6\%$) do que em outras duas populações de mata em Minas Gerais ($I = 0,074$ e $0,117$ e $P = 8,1$ e $13,5\%$; Lacerda 2000; Lacerda et al. 2002). *M. fistulifera* foi analisada em dois locais do PERD, e as duas populações apresentaram alta diversidade (Goulart et al. 2005). Os estudos com essas quatro espécies evidenciaram a alta diversidade das populações do PERD e a sua importância, bem como dos fragmentos do seu entorno, para a preservação da diversidade genética de espécies arbóreas da Mata Atlântica.

As mesmas leguminosas foram utilizadas para estudos filogeográficos, através

da análise do genoma de DNA de cloroplasto. A população de jacarandá-da-bahia do PERD apresentou 4 haplótipos e uma riqueza haplotípica de 2,05, a segunda maior entre as 19 populações analisadas da espécie (Ribeiro et al. 2011). No caso do jatobá, a população amostrada no PERD apresentou 5 haplótipos e uma riqueza haplotípica de 1,98, também a segunda maior entre as 15 populações analisadas (Ramos et al. 2009). No caso do vinhático, a população amostrada no PERD apresentou um haplótipo encontrado em somente mais uma população, também do Médio Rio Doce e fora de Unidade de Conservação (Novaes et al. 2010). Além de evidenciar a importância do PERD na proteção da biodiversidade atual, esses resultados apontam o Médio Rio Doce como uma região que teria sido relativamente estável durante períodos de mudanças climáticas do passado, permitindo a sobrevivência dessas espécies, que foram extintas em outras localidades. Esses locais, conhecidos como refúgios do Pleistoceno, poderão ter importância num cenário futuro, uma vez que têm potencial de permanecerem estáveis em face das mudanças climáticas previstas decorrentes do aquecimento global.

O alto nível de diversidade genética observado mostra que o PERD pode representar uma importante fonte de recursos genéticos para essas espécies de grande relevância madeireira. Finalmente, esses resultados reforçam a importância da proteção oferecida pelo PERD, exercendo papel crucial em nível continental na conservação da diversidade genética de espécies de ampla ocorrência, ameaçadas e importantes economicamente.

Diversidade molecular e resistência bacteriana

Diante do problema causado pela resistência e da raridade de dados sobre a genética e evolução desse fenômeno bacteriano na natureza, tornou-se indispensável avaliar esse processo em outras bactérias que não as patogênicas que fazem parte de ecossistemas naturais. A alta incidência de bactérias isoladas dos lagos da Bacia do Rio Doce com perfil de resistência, principalmente contra β -lactâmicos, demonstra que deve ser comum o fenômeno da multirresistência nas comunidades bacterianas naturais, sugerindo a manutenção de genes de resistência nesses ambientes, decorrentes, possivelmente, da manipulação e das atividades humanas ou de genes naturais de resistência aos antimicrobianos com outra função fisiológica. O mecanismo de resistência à ampicilina, de 71% dos isolados, foi devido ao gene blaTEM1. Nosso estudo sugere, então, que bactérias multirresistentes e o gene blaTEM1 são comuns em lagos oligotróficos, com graus variáveis de influência antropogênica (Pontes et al. 2007; Pontes et al. 2009).

Para o estudo da diversidade e biogeografia, amostras de água da Lagoa Cario-

ca foram coletadas nas zonas litorânea e limnética, em três profundidades da zona eufótica. A diversidade fisiológica das comunidades bacterianas foi avaliada usando Biolog Eco-Microplates e revelou combinações metabólicas únicas. Baseado nas análises das sequências do gene de rRNA 16S, os isolados foram identificados taxonomicamente. Até o momento, a análise filogenética revelou que os isolados foram afiliados a cinco filos, em ordem de abundância: Proteobactéria, Firmicutes, Actinobactéria, Bacteroides e Deinococcus-thermus. Observou-se que as comunidades devem estar estruturadas, o que pode ser evidenciado pelos perfis Ardra (análise de restrição do rDNA amplificado) exclusivos de cada um dos compartimentos e pontos do gradiente eufótico. Houve alteração completa de perfis espacial e temporal, caracterizando um ambiente dinâmico que sofre várias sucessões de espécies dentro de uma comunidade.

Os dados obtidos são relevantes e originais já que é a primeira vez que se estuda, no Brasil, a resistência a antimicrobianos em bactérias Gram-negativas de lagos naturais mesoeutróficos, com graus variáveis de influência antropogênica. Esses resultados também sugerem que bactérias ambientais resistentes a antimicrobianos podem ser preexistentes aos antimicrobianos industriais conhecidos. Além disso, os resultados contribuem para uma possível mudança de paradigma na discussão acerca da origem e evolução do fenômeno da resistência, principalmente às penicilinas, incluindo os ambientes naturais, ao lado dos hospitais e outros ambientes reconhecidos como de alta pressão seletiva.

Diversidade vegetal

Nos estudos sobre a diversidade vegetal, analisamos a heterogeneidade ao longo da bacia (dezenove áreas), a diversidade encontrada nas comunidades arbóreas no PERD e entorno (seis áreas), bem como a estrutura e dinâmica de uma delas (parcelas de 1 ha) ao longo de 5 anos. Foram também comparadas a produtividade e ciclagem de nutrientes em florestas estruturadas e impactadas.

A riqueza florestal encontrada no PERD e em três fragmentos do entorno foi de 61 famílias, 195 gêneros e 373 espécies arbóreas. Assim como na bacia, há uma grande heterogeneidade florística entre as comunidades florestais na região do PERD, indicada pela baixa similaridade entre as áreas. As seis áreas estudadas compartilham entre si no máximo 24% das espécies de árvores. As comunidades arbóreas de dezenove áreas de floresta mostraram-se floristicamente dissimilares ao longo da bacia. Das 1.195 espécies, apenas 2% podem ser consideradas de ampla distribuição (ocorrentes em onze ou mais áreas), sendo que 70% das espécies possuem distribuição restrita (uma ou duas áreas) (Lopes et al. 2009; França & Stehmann 2013).

Na Lagoa do Meio, uma das áreas melhor conservadas no interior do PERD, o estudo da estrutura de 1 ha de Floresta Semidecídua de Terras Baixas encontrou 1.181 indivíduos (diâmetro $\geq 4,8$ cm), distribuídos em 185 espécies e 43 famílias, com árvores como o jequitibá (*Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze), atingindo diâmetro de 1,3 m e altura de 37 m. A diversidade de Shannon (H') foi 4,42 nats/indivíduo; e a equitabilidade (J), de 0,85. As famílias Fabaceae e Meliaceae apresentaram os maiores valores de importância. *Neoraputia alba* (Nees & Mart.) Emmerich – arapoca (Rutaceae) e *C. legalis* (Lecythidaceae) foram as espécies com os maiores valores de importância; a primeira por apresentar uma alta densidade e a segunda pelos valores de área basal.

No estudo da dinâmica dessa área (2002–2007), o número de indivíduos teve um aumento muito pequeno, de 1.181 para 1.189, sendo 92 o número total de recrutadas e 84 o de árvores mortas. Houve um incremento de área basal total de c. 16 m² (não incluindo os recrutadas), ou seja, aproximadamente 3,1 m²/ano. Isso indica que essa floresta mantém-se relativamente estável na sua densidade, mas sequestra carbono, detectado através do incremento de biomassa (Chambers et al. 2001; Metzker et al. 2011). O estudo revelou também as espécies com maiores incrementos em diâmetro, promissoras para serem utilizadas na restauração florestal em nível regional, como a taúba (*Guarea kunthiana* A. Juss), o angico (*Pseudopiptadenia warmingii* (Benth.) G.P. Lewis & M.P. Lima), o jacarandá-da-bahia (*D. nigra*), a copaíba (*Copaifera majorina* Dwyer), o vinhático (*P. reticulata*), o ipê (*Handroanthus serratifolius* (Vahl) S. Grose) e a cutieira (*Joannesia princeps* Vell.).

A análise do espectro das síndromes de dispersão revelou que quase 70% das espécies são zoocóricas, 15% anemocóricas e 8% autocóricas. As famílias Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae e Meliaceae destacaram-se dentre as espécies com dispersão zoocórica. Fabaceae também foi importante nas outras síndromes, comparando importância na autocoria com Euphorbiaceae. Cerca de 30% de espécies com dispersão anemocórica ou autocórica são espécies de dossel. Já aquelas do sub-bosque, com DAP < 10 cm, apresentaram a zoocoria como a síndrome de dispersão predominante.

Três populações de *Chrysophyllum imperiale* (Linden ex Koch & Fintelm.) Benth. & Hook.f. (árvore-do-imperador), espécie ameaçada de extinção (IUCN), foram localizadas na Bacia do Rio Doce. Estudos demográficos (parcelas de 9 ha) realizados em duas delas registraram um total de 576 indivíduos na população do interior do PERD (Lagoa do Meio) e 160 indivíduos na Fazenda Sacramento (FS), fragmento do entorno. Considerando apenas indivíduos com DAP ≥ 10 cm, foram amostrados 60 indivíduos no PERD e 31 na parcela da FS.

Com relação às espécies de plantas exóticas, nenhuma foi registrada afetando diretamente a biodiversidade no interior das áreas florestais estudadas. Contudo, vale destacar a presença do capim-colômbio (*Urochloa maxima* (Jacq.) R. Webster) na borda das estradas do interior do PERD, uma espécie que produz muita biomassa e é reconhecida como facilitadora para a propagação do fogo.

A produtividade variou entre os fragmentos de mata nativa estudados, embora em todos os fragmentos tenham sido encontrados altos valores para a produção de serapilheira total. Através da avaliação da ciclagem de nutrientes e matéria orgânica em quatro áreas cobertas por mata nativa e uma por eucalipto no PERD e entorno, foi observada a lenta decomposição do folhicho sobre o solo, tanto das áreas de mata nativa quanto das recobertas por eucalipto. A dinâmica da decomposição da serapilheira e da ciclagem de nutrientes variou entre as áreas de mata nativa e de eucalipto. A degradação das folhas de árvores nativas em área coberta por eucalipto demonstrou alteração no processo de liberação de nutrientes da serapilheira, com taxas mais lentas e menor diversidade de organismos decompositores edáficos. A produção de biomassa total na mata nativa revelou que aquelas em melhor estado de conservação produzem mais serapilheira total e estruturas reprodutivas, enquanto áreas mais perturbadas apresentam menor produção total de serapilheira e maiores proporções de folhas na biomassa total (Nunes 2011).

Diversidade da fauna terrestre

Os estudos da diversidade da fauna terrestre envolveram a análise da variação espacial de primatas em 28 fragmentos na Bacia do Rio Doce (Hirsch 2003) e da variação espaço-temporal de Diptera (Fontenele 2007) e de pequenos mamíferos no interior do PERD, entre 2000 e 2007. Adicionalmente, foi realizada a caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande portes e a estimativa populacional de onças-pintadas (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) no PERD através da técnica de armadilhas fotográficas (Viana 2006).

Variação espaço-temporal das comunidades de mamíferos

Foram registradas, no PERD, 21 espécies de pequenos mamíferos, sendo 13 roedores, 7 marsupiais e 1 lagomorfo, além de 2 espécies de roedores não identificados. A curva do coletor estimada para ambas as áreas já se encontra estabilizada desde as coletas realizadas ao final de 2004 (Figura 2). A riqueza de espécies foi maior no Vinhático, uma área de vegetação secundária que sofreu com grave incêndio em 1967 e, atualmente, é mais heterogênea do que a área do Campolina, que se encontra em estágio quase clímax de sucessão. Em ambas as

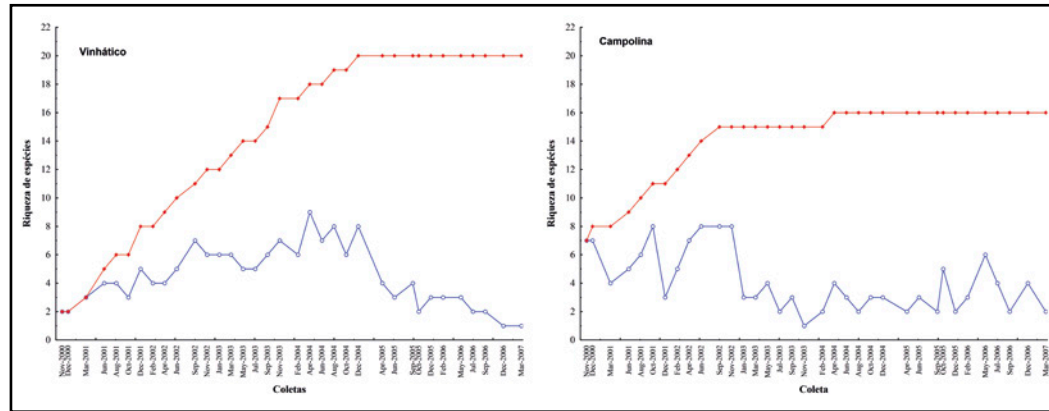


Figura 2. Riqueza de espécies de pequenos mamíferos por coleta (linha azul) e acumulada (linha vermelha) em cada área amostrada no Parque Estadual do Rio Doce entre novembro de 2000 e março de 2007.

áreas, pode-se notar uma diminuição na riqueza de espécies registradas (Figura 2). Esse declínio começou a ser registrado antes na área do Campolina (início de 2003) do que na do Vinhático (início de 2005).

Para os primatas, nota-se uma grande variação espacial nas comunidades de cada um dos 28 fragmentos amostrados. O número de espécies registradas nos fragmentos da Bacia do Rio Doce variou de 2 a 7. As áreas mais ricas foram o PERD (7 espécies), a Reserva Particular do Patrimônio Natural do Caraça e o Parque Estadual do Itacolomi (ambos com 5 espécies). Analisando-se a relação espécie-área, nota-se que a riqueza está positivamente relacionada com o tamanho da área para os fragmentos que são áreas protegidas (UCs de Proteção Integral), mas essa relação não foi significativa para os fragmentos não protegidos. O mesmo padrão surge quando se analisa a relação entre densidade de grupos de primatas com o tamanho da área (Hirsch 2003).

Utilizando-se o Modelo Espacial para Seleção de Áreas Prioritárias – Mesap, elaborado por Hirsch (2003) para a Bacia do Rio Doce, foi possível selecionar 113 fragmentos de mata prioritários para a conservação de primatas. Estes foram agrupados em 47 áreas prioritárias e ordenados em 4 grupos de prioridade (Figura 3). Em função da riqueza de espécies registradas e do grau de ameaça, o PERD foi classificado como de Importância Especial e seu entorno como Prioridade 1 (as categorias mais altas) para a conservação de primatas da Mata Atlântica na Bacia do Rio Doce.

No estudo de caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande portes e estimativa de tamanho populacional de onças-pintadas (*P. onca*) do PERD, foram obtidas 418 fotos que registraram 18 espécies de mamíferos distri-

buídas em 8 ordens e 14 famílias. As espécies com as maiores porcentagens de abundância relativa foram a anta (*Tapirus terrestris* Linnaeus), 1.758, e a cutia (*Dasyprocta azarae* Lichtenstein), 1.823, sendo responsáveis por cerca de 61% de todos os registros. Com um esforço amostral de 2.825 noites-armadilhas, foram registradas 17 fotos de 4 indivíduos diferentes de *P. onca*. As estimativas utilizando o *software* Capture apontam para uma população de 12 indivíduos ($\pm 5,86$ erro-padrão) de onça-pintada, uma das mais elevadas para a Mata Atlântica.

Os estudos com mamíferos apontam a necessidade de se buscar explicações para as variações sazonais nos parâmetros das comunidades de pequenos mamíferos. Importante também seria monitorar as populações das espécies ameaçadas de extinção, como as do miquiqui (*Brachyteles hypoxanthus* Kuhl 1820) e as da onça-pintada (*P. onca*). Com relação às ameaças, deve-se destacar que, na comunidade de primatas no PERD e em diversos fragmentos da Bacia do Rio Doce, foi registrada a ocorrência de uma espécie de primata exótico, o mico-estrela (*Callithrix penicillata* (Geoffroy, 1812)), uma espécie do Cerrado. No PERD, a espécie está estabelecida e existem relatos e informações de hibridização com *Callithrix aurita*

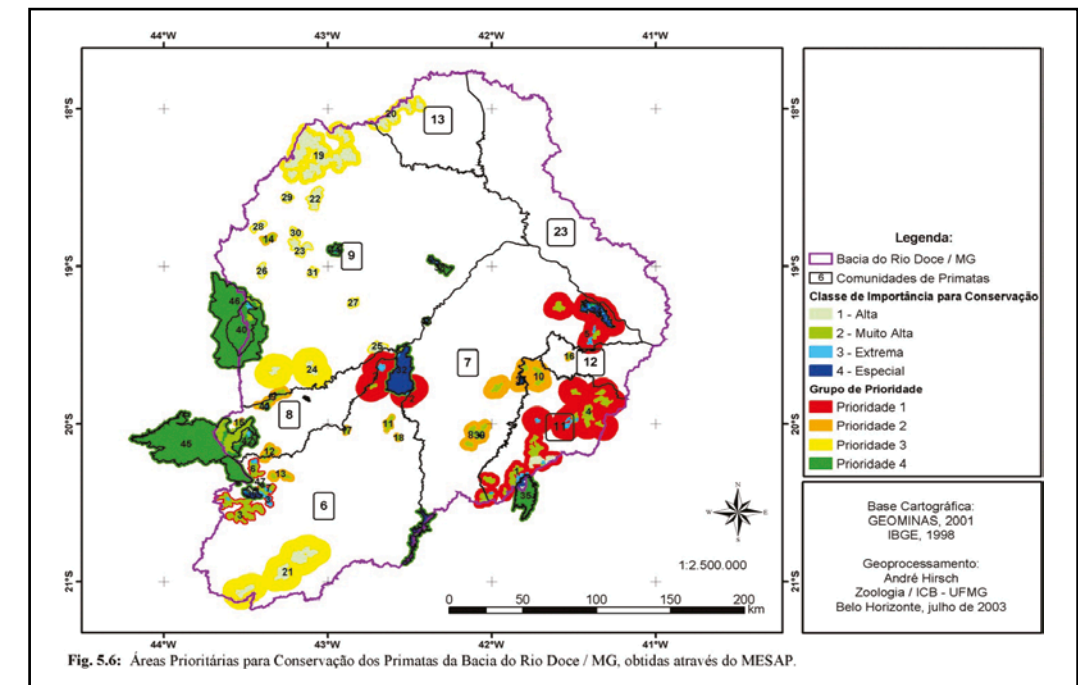


Figura 3. Áreas Prioritárias para a conservação de primatas da Bacia do Rio Doce, MG. Os números no mapa correspondem ao nome dos fragmentos amostrados (Hirsch 2003).

(Geoffroy in Humboldt, 1812), um primata ameaçado de extinção. É fundamental avaliar o nível de hibridização e de competição entre essas espécies e definir estratégias de ação para minimizar os impactos dessa invasão biológica.

Discriminação entre tipos florestais por meio da composição e abundância de famílias de Diptera e de espécies da família Stratiomyidae

Foram coletadas 21 famílias de Diptera, exceto Nematocera e Acalyptratae. As famílias mais abundantes foram Phoridae, Stratiomyidae e Tachinidae. Em média, essas três famílias foram as mais abundantes, considerando-se todas as áreas amostradas. No entanto, nas amostras oriundas de uma mata secundária baixa (trilha das lagoas Bonita e Gambá), foram obtidos poucos Stratiomyidae, e a terceira família mais abundante nesse tipo de mata foi Dolichopodidae. A abundância de moscas na área de mata primária (trilha da Lagoa do Meio) foi maior em quase todos os períodos amostrados. A diversidade em nível de famílias e de espécies de Stratiomyidae foi também significativamente maior em áreas de mata em estágio sucessional mais avançado, e esse padrão não se alterou durante os 8 anos de estudo.

Uma significativa flutuação sazonal na abundância foi encontrada (Figura 4). Na estação chuvosa, ocorre um número significativamente maior de famílias, espécies e de indivíduos, entretanto adultos de alguns grupos, tais como os Chi-

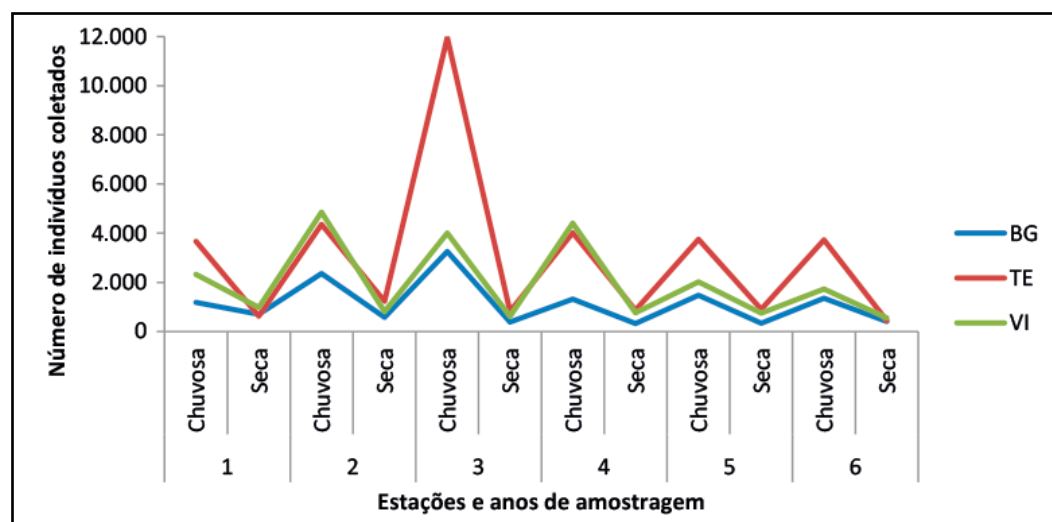


Figura 4. Variação média sazonal da abundância de Diptera (exceto Nematocera) nos locais amostrados: BG – área com vegetação secundária baixa, TE – área com vegetação primária e VI – área com vegetação secundária alta.

romyzinae, subfamília de Stratiomyidae, ocorrem apenas na estação seca.

As 94 espécies de Stratiomyidae encontradas representam 30% das 318 espécies descritas que ocorrem no Brasil (Tabela 1), e essa alta representatividade demonstra a importância dessa área para a manutenção da biodiversidade desse grupo de insetos. O uso de Diptera se mostrou promissor para detectar modificações ambientais no espaço e no tempo e potencialmente útil para alertar sobre alterações ambientais graves; permitiria, assim, o planejamento de estratégias precoces de manejo e mitigação, evitando que seus efeitos se tornassem mais drásticos e permanentes.

Tabela 1. Número de gêneros/espécies de cada subfamília e de todos Stratiomyidae encontrados em diferentes escalas geográficas. Contrasta-se a fauna de Stratiomyidae já descrita, mundial e brasileira (Woodley 2001) com o número de gêneros (apenas os identificados) e espécies (em conjunto com as morfoespécies) coletadas no PERD, apresentando percentagem de gêneros e espécies brasileiras lá representadas.

Subfamílias de Stratiomyidae	Número de Gêneros				Número de Espécies			
	Mundo	Brasil	PERD n°	PERD %	Mundo	Brasil	PERD n°	PERD %
Antissinae	7	1	0	0	18	1	0	0
Beridinae	33	6	1	17	207	13	4	31
Chiromyzinae	14	4	2	50	56	16	2	13
Chrysochlorininae	8	3	1	33	36	15	2	13
Clitellariinae	39	12	5	42	246	60	15	25
Hertemiinae	5	3	1	33	84	25	7	28
Nemotelinae	4	2	0	0	217	2	0	0
Pachygastrinae	176	43	4	9	561	60	37	62
Parhadrestinae	1	0	0	-	2	0	0	-
Raphiocerinae	17	6	2	33	43	13	2	15
Sarginae	23	6	5	83	531	63	21	33
Stratiomyinae	46	18	2	11	645	50	4	8
Total	373	104	23	22	2646	318	94	30

Pressão de herbivoria em espécies arbóreas e herbáceas pioneiras

Este estudo foi uma expansão dos estudos de longa duração de insetos em parceria com o Programa de Fixação de Jovens Doutores – Profix/CNPq. O efeito acumulativo de longo prazo da herbivoria sobre dinâmicas de plantas pioneiras de florestas e suas consequências sobre o fitness e a sobrevivência de indivíduos e populações dessas

plantas hospedeiras foi investigado. *M. fistulifera* (Euphorbiaceae), *Byrsonima sericea* DC. (Malpighiaceae) e *Heliconia episcopalis* Vell. (Heliconiaceae-Zingiberales) foram os modelos de plantas hospedeiras estudadas. As duas primeiras são árvores de bordas, sendo *M. fistulifera* típica de bordas antropomorfizadas e *B. sericea* comum nas margens dos lagos do PERD. Ambas também ocorrem em áreas de mata sucessional semiaberta. *H. episcopalis* é uma espécie típica de sub-bosque, comum em diferentes estágios sucessionais, sendo assim um controle de processos seletivos dentro de florestas estabelecidas (Fontenelle 2011).

Nas espécies arbóreas, foram obtidos 556 indivíduos de insetos herbívoros, distribuídos em 17 famílias e 71 morfoespécies. As famílias mais representadas foram Curculionidae e Chrysomelidae. A riqueza de insetos herbívoros diferiu entre os locais de amostragem e foi observada uma maior riqueza total de herbívoros na mata do que nos ecótonos. Também foram registradas diferenças significativas na abundância de insetos herbívoros entre habitats e sítios de coleta. Entretanto, a abundância de herbívoros em *M. fistulifera* não diferiu entre o ecótono e a mata.

Foram encontradas, alimentando-se de folhas de *H. episcopalis*, larvas de Lepidoptera das espécies *Antichloris cfr. eriphia* (Arctiidae), *Microlepidoptera* sp. 1, *Talides sergestus* (Cramer, 1775) e *Thracides phidon* (Cramer, 1779) (Hesperiiidae), *Opisphanes cfr. invirae* (Hübner, 1808) (Nymphalidae : Satyrinae), *Eucleidae* sp. 1 (Eucleidae) e adultos de Orthoptera (Neto et al. 2011). A percentagem média de área foliar de *H. episcopalis* (8,89%) removida por herbívoros está dentro dos limites-padrão de herbivoria propostos para florestas tropicais. Observou-se também que *H. episcopalis* apresenta maiores taxas/frequências de ataque e maiores percentagens de área foliar removida nos meses da estação seca e no início da estação chuvosa. As maiores médias de área foliar consumida foram encontradas na estação seca, e observações preliminares revelam que há uma maior expansão foliar na estação chuvosa. A maior herbivoria acontece, portanto, após a expansão foliar e na época de maior média de área foliar. Em relação aos locais, a maior média de herbivoria ocorreu em matas de estágio sucessional mais avançado.

Os estudos de longo prazo sobre herbivoria destacam a importância das escalas temporais maiores que a sazonal: invernos mais distantes no tempo revelaram maior variação em composição de espécies e densidades de insetos do que invernos e verões adjacentes. Mudanças temporais não sazonais podem estar refletindo processos sucessionais sutis, mas também permitem avaliar quais espécies de insetos coexistem com certa constância sobre essas plantas hospedeiras. Assim, desse ponto é possível desenvolver delineamentos amostrais visando monitorar a herbivoria acumulada por insetos generalistas e por especialistas sobre as espécies-alvo.

Diversidade aquática

A qualidade física e química de coleções de água do Médio Rio Doce

Estudos sobre os ambientes aquáticos foram realizados na região limnética de oito lagos localizados dentro dos limites do PERD (Aníbal, Carioca, Central, Dom Helvécio, Gambá, Gambazinho, Patos e Santa Helena), dez lagos localizados em seu entorno (Águas Claras, Almécega, Amarela, Barra, Ferrugem, Ferruginha, Jacaré, Palmeirinha, Pimenta e Verde) e em sete trechos de rios (Doce, Ipanema, Santa Bárbara, Piracicaba, Severo, Peixe e Caraça). O período e a frequência de amostragens foi variável, sendo mensal para os lagos Carioca, Dom Helvécio, Gambazinho (2001–2009) e Jacaré (a partir de 2003); semestral para Águas Claras, Palmeirinha e Amarela (2000–2009); e trimestral para os demais (agosto/2007 a maio/2008). Os rios foram amostrados semestralmente entre julho/1999 e dezembro/2009. As variáveis pH, temperatura (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), turbidez (NTU), sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e potencial redox (mV) foram medidas com uma sonda multiparâmetros; a alcalinidade total ($\text{meqCO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) e as concentrações (em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) de clorofila-a, nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+), fósforo solúvel reativo (PO_4^+), sílica solúvel reativa (SiO_3), fósforo total e nitrogênio total foram determinadas em laboratório (apud Maia-Barbosa et al. 2010).

Os lagos apresentaram, em sua maioria, padrão de estratificação monomítico-quente (estratificam no verão), bem oxigenados (9,2 mg/L, Lagoa Jacaré, março 2006), embora ocasionalmente com o hipolímnio próximo à anoxia no verão (0,5 mg.L⁻¹, Amarela, fevereiro 2000). O pH oscilou de ácido (4,5 Carioca, fevereiro 2006) a neutro e alcalino (8,85 Amarela, janeiro 2004) e com condutividade entre 12 e 317 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As concentrações de fósforo total oscilaram entre 6,9 e 807 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e de nitrogênio total entre 39,5 e 5.035 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Para os trechos de rios, foram registradas temperaturas entre 12 e 29 °C, concentrações de oxigênio dissolvido entre 2,0 mg.L⁻¹ (Ipanema) e 7,7 mg.L⁻¹ (Caraça) e pH entre 4 (Caraça) e 7,4. A condutividade oscilou entre 9,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Caraça) e 322 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Ipanema). As concentrações de nitrogênio total variaram entre 48,1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Caraça) e 6.762 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Ipanema) e aquelas de fósforo total entre 4,7 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Caraça) e 1,595 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (Ipanema). A maioria dos ambientes apresentou elevada razão N : P (> 9), sugerindo limitação por fósforo (Vollenweider 1983).

Os lagos externos ao PERD apresentaram maiores concentrações de fósforo do que os internos, enquanto as concentrações de nitrogênio seguiram tendência inversa. Em termos de estado trófico, a maioria das lagoas do PERD é oligotrófica, enquanto as do seu entorno são, em sua maioria, mesotróficas, indicando a maior

proteção das lagoas do PERD contra impactos antrópicos variados, em especial a monocultura de eucalipto.

A comunidade fitoplanctônica

Amostras de fitoplâncton foram coletadas com garrafa de van Dorn, quando possível, em 4 profundidades definidas pelo disco de Secchi (100%, 10% e 1% da radiação incidente e zona afótica) (apud Barbosa et al. 2011). Entre agosto/2007 e maio/2008, 18 lagos foram amostrados trimestralmente. Foram identificadas 481 espécies de algas planctônicas: 171 Zygnematophyceae, 101 Cyanobacteria, 95 Chlorophyceae, 42 Bacillariophyceae, 43 Euglenophyceae, 8 Dinophyceae, 8 Xanthophyceae, 6 Chrysophyceae, 6 Cryptophyceae e 1 Oedogoniophyceae. Esse registro mostra um aumento expressivo na diversidade fitoplanctônica conhecida para a região, inclusive com a descoberta de novas espécies (Borics et al. 2005). Não se observou diferença no total de espécies entre lagos localizados dentro ou fora do PERD, indicando que a condição de preservação do entorno não influencia a riqueza fitoplanctônica (Barros et al. 2013). Nos 7 trechos de rios, registraram-se 132 taxa, sendo Bacillariophyceae e Zygnematophyceae os grupos mais representativos.

Os lagos estudados apresentaram baixas densidades fitoplanctônicas, com os menores valores registrados para Palmeirinha ($<10.000 \text{ org.mL}^{-1}$) e os maiores para Gambazinho (média de $36.650 \text{ org.mL}^{-1}$). A biomassa também foi baixa ($< 2 \text{ mg.L}^{-1}$). Porém, diferenças consideráveis foram observadas entre lagos e amostragens, com valores elevados nos lagos Barra ($13,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e Aníbal ($12,1 \text{ mg.L}^{-1}$) e valores baixos na Amarela ($0,09 \text{ mg.L}^{-1}$), em Águas Claras ($0,28 \text{ mg.L}^{-1}$) e em Gambá ($0,34 \text{ mg.L}^{-1}$) (Barros 2010). No Lago Dom Helvécio, amostragens semanais evidenciaram variações de 3 mg.L^{-1} a 26 mg.L^{-1} ao longo de 2002 e 2003 (Garcia 2007).

Variações expressivas na produção primária fitoplanctônica foram detectadas nos lagos e nos rios. Nos primeiros, os maiores valores ocorreram no período de mistura (Petruccio et al. 2006) e houve aumento em relação às medições realizadas na década de 1980 (Barbosa & Tundisi 1980), porém aparentemente sem interferência do grau de proteção do entorno (Petruccio et al. 2006). Nos rios, os valores obtidos entre 1999 e 2000 mantiveram-se abaixo de $50 \text{ mg C.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$ nos rios Caraça e Peixe e acima de $100 \text{ mg C.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$ nos demais ambientes (Petruccio et al. 2005).

A composição fitoplanctônica dos lagos foi essencialmente dominada por Zygnematophyceae, Cyanobacteria e Chlorophyceae. O grupo das desmídias foi mais representativo na estação chuvosa, possivelmente como reflexo da atelomixia registrada nesse período (Barbosa & Padisák 2002; Souza et al. 2008; Barbosa et al. 2011). Baixa similaridade florística foi observada entre os lagos, com a similaridade (Índice de Jaccard)

máxima de 0,522 obtida para o par Ferrugem/Ferruginha, seguida de Central/Almecega ($J = 0,469$) e Carioca/Central ($J = 0,449$). A Lagoa Amarela, por ser um ambiente pequeno, raso e ter uma comunidade de macrófitas bem desenvolvida, apresentou a composição fitoplanctônica mais diferenciada ($J =$ de 0,142 a 0,286; Barros 2010).

Em síntese, os dados indicam que a comunidade fitoplanctônica não apresentou relação clara com os impactos de fragmentação e introdução de espécies exóticas de peixes (Gambá, Carioca e Jacaré), indicando a heterogeneidade dos parâmetros abióticos nos ambientes estudados e os efeitos da predação (Barros et al. 2006) como os principais fatores determinantes de sua estrutura. Foi possível perceber, contudo, que a amplificação da ação do vento nos lagos mais expostos, seja pela topografia local (Gambazinho) ou pela alteração da área de entorno (exs.: Jacaré e Palmeirinha), pode ter um efeito sobre a diversidade algal (Maia-Barbosa et al. 2006). Assim, é evidente a necessidade de conservação de todo o sistema lacustre para a manutenção da diversidade fitoplanctônica regional.

A comunidade zooplanctônica

Um total de 353 espécies foi identificado nos lagos ao longo dos 10 anos, sendo Rotifera o grupo mais rico. O grupo de lagoas externas ao PERD apresentou maior riqueza com 143 espécies exclusivas, em contraste com 38 nas lagoas internas. A Lagoa Amarela (externa e dominada por macrófitas) mostrou-se a mais rica do sistema. Entre os microcrustáceos, *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934), *Notodiatomus isabelae* (Wright S., 1936), *Bosmina tubicen* (Brehm, 1953), *Bosminopsis deitersi* (Richard, 1834) e *Diaphanosoma birgei* (Korineck, 1981) foram os mais frequentes. Entre os rotíferos, *Brachionus mirus* (Korineck, 1981), *Keratela americana* (Carlin, 1934), *Trichocerca pusilla* (Jennings, 1903), *Hexarthra intermedia* (Wiszniewski, 1929), *Ptygura libera* (Myers, 1934) e *Collotheca* sp. ocorreram em todas as lagoas. A maior disponibilidade de nutrientes e o uso constante e diferenciado das lagoas do entorno são possíveis distúrbios que minimizam a ocorrência de exclusões competitivas, contribuindo para uma maior riqueza das lagoas do entorno (Hipótese do Distúrbio Intermediário).

A presença de macrófitas na região litorânea permitiu que fossem acrescentadas 134 espécies à lista já existente para a região, ressaltando a necessidade de atenção especial a esse compartimento, que por sua heterogeneidade ambiental pode contribuir para a resistência a impactos e para a manutenção da biodiversidade (Maia-Barbosa et al. 2008). O sedimento mostrou-se como um banco de reserva de biodiversidade, já que algumas espécies só foram identificadas sob a forma dormente no momento da amostragem.

A metacomunidade zooplanctônica do sistema lacustre do Médio Rio Doce é estruturada tanto por fatores locais (características físicas e químicas das lagoas) quanto por fatores regionais (lagoas vizinhas), sendo que a influência de cada um desses dois fatores depende da história de vida de cada grupo zooplanctônico (Pujoni 2010). A sazonalidade é um fator importante na dinâmica das populações (Brandão et al. 2012). Em períodos chuvosos, há um maior carreamento de substâncias alóctones para os lagos, aumentando a disponibilidade de nutrientes e permitindo que espécies oportunistas aumentem suas densidades. Durante os períodos de seca, os fatores locais atuam mais fortemente, permitindo que outras espécies aumentem sua representatividade.

Um total de 279 espécies foi registrado nos rios, sendo os grupos mais ricos Protozoa e Rotifera. A estrutura e a composição da comunidade dos rios refletiram suas condições ambientais. Os rios Santa Bárbara e Severo, ambientes mais preservados, apresentaram maior riqueza (164 e 157 espécies, respectivamente); enquanto os rios Ipanema (eutrófico) e Caraça (oligotrófico), as menores (62 e 84 espécies). A partir de 2003, após a implantação de uma estação de tratamento de esgoto, registrou-se um aumento na riqueza de espécies no Rio Ipanema.

De todos os impactos ambientais que ameaçam as comunidades aquáticas do PERD, a introdução de espécies exóticas pode ser considerada a mais deletéria. Na Lagoa Carioca, a redução dos peixes forrageiros permitiu um aumento expressivo das populações de larvas de *Chaoborus* sp., ocasionando redução local dos cladóceros limnéticos com o predomínio de espécies de pequeno porte. No Lago Dom Helvécio, o desaparecimento dos copépodes de maior tamanho corporal, *Scolodiptomus corderoi* (Wright 1936) e *Argyrodiaptomus furcatus* (Sars 1901), pode ser uma consequência dessas introduções.

Macroinvertebrados bentônicos

As amostragens foram feitas em duas estações (seca e chuvosa) na região litorânea de cada ambiente. O sedimento foi coletado pelo método *hand net* (Macan 1958), utilizando-se rede de 350 µm, e fixado com formaldeído 40%. Em laboratório, o material foi lavado em uma bateria de peneiras (1 mm; 0,5 mm; e 0,25 mm) e triado sob microscópio estereoscópico. Os organismos foram fixados em etanol 70% e identificados até o menor nível taxonômico possível.

As lagoas localizadas no PERD apresentaram valores de riqueza total maiores do que as lagoas no seu entorno (24 a 40; 6 a 27 taxa, respectivamente). A Lagoa Gambazinho se destacou por ser a única onde não foram detectadas espécies exóticas de moluscos e, juntamente com a Lagoa Carioca, apresentou maior riqueza

de organismos. A Lagoa Amarela é o ambiente com a menor riqueza (6 taxa) e densidade (72 a 364 ind.m⁻²) de todo o sistema estudado, refletindo, provavelmente, os impactos dos plantios de *Eucalyptus* spp. no seu entorno, como também a perda de espaço no sedimento pela intensa colonização de macrófitas enraizadas. Além disso, é o local que mais se diferencia dos demais em termos de qualidade de água e habitat físico, o que também interfere na composição biótica.

A malacofauna chama a atenção pela presença, em altas densidades, do caramujo exótico *Melanoides tuberculatus* (Müller 1774) (9.826 ind.m⁻², Lagoa Jacaré, julho 2006; De Marco 1999). Esse molusco domina numericamente a comunidade de vários lagos, evidenciando-se como espécie invasora. Os ambientes estão se tornando homogêneos e dominados por um único grupo (raspadores), podendo resultar na perda gradual de diversidade. As exceções a esse padrão foram as lagoas Gambazinho e Carioca, sendo que, na primeira não há registros de *M. tuberculatus* e, na segunda, poucos exemplares foram encontrados a partir de 2005, sugerindo que a colonização foi recente. Essas duas lagoas são as únicas que conservam a equitabilidade dos grupos funcionais.

Além da predominância de Mollusca, a família Chironomidae se destaca pela ubiquidade, apresentando alta densidade em todos os ambientes estudados (5.544 ind.m², Lagoa Carioca, setembro 2007). A dominância numérica de apenas uma ou poucas espécies implica numa simplificação do funcionamento do sistema e provavelmente na perda de diversidade biológica e funcional dos corpos-d'água.

Em quase todos os rios, houve registro de *M. tuberculatus* e *Corbicula fluminea* (Müller 1774). A maior riqueza foi registrada no Ribeirão Caraça (68 taxa, em média), provavelmente refletindo sua localização em uma unidade de conservação. Em contraste, o Ribeirão Ipanema, que drena a totalidade do município de Ipatinga, apresenta altos níveis de degradação ambiental, e, conseqüentemente, a riqueza encontrada foi baixa (29 taxa). As médias de densidade foram mais altas na seca (10.474 ind.m⁻²) do que na chuva (1.827 ind.m⁻²) em todos os trechos de rios, que se deve, provavelmente, ao aumento da correnteza no período chuvoso, que desloca o substrato removendo organismos. Os altos valores de densidade nos rios Piracicaba (19.159 ind.m⁻²) e Ipanema (13.031 ind.m⁻²) refletem as altas abundâncias dos grupos Mollusca, Chironomidae e Oligochaeta, organismos com tolerância a ambientes degradados.

Considerando o grande avanço de *M. tuberculatus* detectado ao longo desses anos, fica clara a necessidade de estudos detalhados para determinar o grau de infestação em cada ambiente com vistas à proposição de mecanismos de controle das invasões no PERD.

Ictiofauna

A introdução de espécies não nativas potencialmente invasoras é um grave problema atual, representando uma ameaça à biodiversidade (Simberloff et al. 2013). No sistema lacustre do médio Rio Doce, uma das consequências mais graves dessas introduções é a redução de espécies nativas estimada em cerca de 50% após 10 anos de detecção de espécies introduzidas em alguns lagos (Godinho 1996).

As comunidades de peixes de duas lagoas (Carioca e Gambazinho) foram amostradas bimestralmente entre 2006 e 2007, utilizando-se de diversos petrechos de pesca e armadilhas com esforço de pesca padronizado em 24 horas, além de peneira, puçá, arrasto e linha e anzol. Em 2008, foram realizadas coletas experimentais na Lagoa Carioca visando o manejo experimental realizado entre 2009 e 2010.

Na Lagoa Gambazinho, foram capturadas 7 espécies, todas nativas, e na Lagoa Carioca, 17 espécies, 5 dessas espécies introduzidas. Os principais impactos verificados na Lagoa Carioca foram a ausência de 7 espécies nativas, anteriormente registradas (Sunaga & Verani 1991), e alterações na dieta das espécies remanescentes, como, por exemplo, da traíra *Hoplias* gr. *malabaricus* (Bloch 1794), espécie nativa de hábito piscívoro (Pompeu & Godinho 2001). Sem as espécies de peixes que se alimentam de Chaoboridae, como *Oligosarcus solitarius* (Menezes 1987) e *Moenkhausia doceana* (Steindachner 1877), foram registradas altas densidades de chaoborídeos e, conseqüentemente, ausência de suas presas típicas, os cladóceros, evidenciando o impacto da introdução de espécies de topo nos níveis inferiores da teia trófica (Pinto-Coelho et al. 2008).

Diferentemente do que foi observado na Lagoa Gambazinho, em que três espécies de peixes foram as mais abundantes (*H. gr. malabaricus*, *M. doceana* e *O. solitarius*), na Lagoa Carioca as abundâncias foram baixas para a grande maioria das espécies com a dominância de duas espécies introduzidas: *Hoplosternum littorale* (Hancock 1828) (tamboatá), correspondendo a 35,2% do total, e *Pygocentrus nattereri* (Kner 1858) (piranha), a 29,8%. Pelo manejo experimental realizado, adultos de *H. littorale* foram capturados com redes de emalhar (47,45% do total) e filhotes de *P. nattereri*, com peneira e arrasto (76,4% e 87,3% respectivamente). Tucunarés (*Cichla kelberi* (Kullander & Ferreira, 2006)) foram coletados com esses petrechos, porém em baixa abundância (6,5%, 3,2% e 3,7%, respectivamente), evidenciando a importância do uso de vários petrechos no manejo por despesca seletiva proposta ao IEF-MG.

Efeito de toxicidade de compostos naturais produzidos por *Eucalyptus* spp. sobre *Daphnia similis* Claus, 1876 no Médio Rio Doce (MG)

Na região do Vale do Aço, em Minas Gerais, extensas áreas têm sido utilizadas para o plantio de eucaliptos, expondo os lagos dessa região ao carregamento de folhas e lixiviados da serapilheira exótica. Entre os metabólitos secundários produzidos por eucaliptos, estão óleos essenciais e extratos, seus efeitos nos organismos são mais conhecidos em ambientes terrestres (Lima 1996; Barbieri et al. 1997). Para avaliar os efeitos desses metabólitos em ambientes aquáticos, testes de toxicidade aguda foram conduzidos com *Daphnia similis* (ABNT 2004) utilizando óleos essenciais (Vogel 1971) e extratos etanólicos e aquosos (Duarte 2000; Vieira Filho 2002) de folhas de serapilheira de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus urophylla* Blake (diretamente e após decomposição), adicionados à água de cultivo em diferentes concentrações. Para os experimentos de decomposição, 2 g de folhas foram adicionadas a 500 ml de água de cultivo e mantidas em decomposição por 3, 7, 15 e 30 dias. Os testes consideraram três concentrações: 100%, 50% e 25% diluídas em água de cultivo, além dos controles. Após 48 horas, verificou-se a proporção de organismos vivos e imóveis; e os valores de CE50 (Programa JSPear Test) foram calculados.

Os resultados indicaram toxicidade em todos os experimentos. Os valores de CE50 para os testes com óleos essenciais variaram entre 2,45 e 3 $\mu\text{l} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$ para *E. urophylla* e entre 5 e 6 $\mu\text{l} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$ para *E. grandis*, havendo maior número de componentes em *E. urophylla* (Tabela 2). Embora esses dados refiram-se à fase

Tabela 2. Substâncias identificadas no óleo essencial de folhas da serapilheira de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urophylla*.

<i>Eucalyptus grandis</i>	<i>Eucalyptus urophylla</i>
Alfa-pineno	Alfa-pineno;
Beta-pineno	3-iso-tujanol
Para-tolualdeído	3-neo-tujanol
3-iso-tujanol	acetato de verbanol, cariofileno
3-neo-tujanol	humuleno
1,7-di-epi-beta-cedreno	germancreno A;
alfa-tujopsanol	cadina-1,4-dieno;
	óxido do cariofileno.

inicial do trabalho (outubro e dezembro de 2005), resultados similares foram encontrados para folhas mantidas nas lagoas por 30 e 60 dias.

Para os extratos etanólicos, verificaram-se valores de CE50 de 134 $\mu\text{l} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$ e metade desses valores para *E. grandis* e *E. urophylla*, respectivamente. Com o decorrer do tempo, esses valores aumentaram. Os extratos aquosos demonstraram efeito de toxicidade inicialmente (folhas da serapilheira) e após 30 dias de exposição nas lagoas. Com base nas análises químicas dos extratos, flavonoides, taninos e fenóis foram encontrados, todos considerados metabólitos fenólicos. Esses compostos são mais solúveis em água e, portanto, capazes de afetar diretamente a biota aquática. Maior efeito tóxico dos extratos de *E. urophylla* foi verificado tanto nos extratos quanto no material decomposto. Por outro lado, folhas de *E. grandis* são mais delgadas e possibilitam maior liberação de substâncias na água, como verificado nos experimentos de decomposição em laboratório.

Em conclusão, os dados mostraram o potencial de toxicidade de substâncias produzidas pelas espécies de eucalipto estudadas, antes e após o contato com a água das lagoas, indicando que tais substâncias podem causar efeitos deletérios à biota aquática, corroborando dados obtidos para micro-organismos e macroinvertebrados bentônicos com outras espécies de eucaliptos (Abelho & Graça 1996; Graça et al. 2002).

Dinâmica socioeconômica e conservação da biodiversidade no Médio Rio Doce

Os aspectos socioeconômicos ligados à conservação da biodiversidade no Médio Rio Doce estão afeitos à expansão de atividades intensivas na utilização de recursos naturais, ao crescimento econômico com aumento da degradação ambiental, à participação dos centros urbanos na pressão antrópica sobre o ambiente e ao *trade-off* entre crescimento econômico e sustentabilidade ambiental.

Nossos estudos mostraram que municípios de maior crescimento econômico apresentam maiores índices de degradação ambiental (Freitas 2002; Freitas et al. 2003). Isso se deve à natureza da economia da região, caracterizada por indústrias “suja” e intensivas em recursos naturais, com grande geração de dejetos e poluição, particularmente de mineração, siderurgia e celulose.

Partimos do projeto *Biodiversidade, População e Economia: uma Região de Mata Atlântica* (Paula et al. 1997) e focalizamos na construção de instrumentos de balizamento e referência para mensuração e controle dos impactos na região. Foram construídos índices municipais de sustentabilidade e qualidade ambiental para melhor compreensão dessa dinâmica. Paralelamente, apontamos diretrizes para um

zoneamento ecológico-econômico (ZEE) que pode assumir caráter normativo. Estudos comparativos com outras regiões (Vale do Paraíba e Amazônia/Rondônia) mostraram limitações no uso desse instrumento, mas Minas Gerais elaborou um ZEE para todo o Estado, sem caráter normativo, reunindo informações que permitem análise local e regional em escala compatível com o nível municipal (Scolforo et al. 2008). Considerando o objetivo do ZEE de racionalidade na utilização dos recursos, satisfazendo dimensões sociais, econômicas e de preservação, sua concepção deve primar pela identificação de conflitos. Assim, a inserção periférica da região junto aos maiores centros do País e sua centralidade crescente nas pautas de exportações contribuem para a complexidade das diretrizes para um ZEE regional.

Por outro lado, o Índice de Sustentabilidade Municipal, construído com base em critérios de *relevância, aderência, disponibilidade dos dados e temporalidade*, combinou quatro índices temáticos: (1) *qualidade ambiental* – grau de saúde do sistema ambiental municipal a partir da *proxy* qualidade da água; (2) *pressão antrópica* – intensidade da pressão antrópica sobre ambiente local; (3) *qualidade de vida* – capacidade municipal de reduzir desigualdade social e prover condições satisfatórias de vida; (4) *capacidade política e institucional* – nível de desenvolvimento institucional e político municipal e capacidade de resposta aos desafios para sustentabilidade local (Braga et al. 2003).

A construção dos índices segue o modelo de *estado-pressão-resposta*, buscando avaliar, simultaneamente: estado atual do sistema ambiental, pressão antrópica e capacidade institucional. A partir desses indicadores, os municípios foram classificados em quatro categorias: (1) *insustentáveis* – municípios com baixa qualidade de vida ou baixa qualidade ambiental; (2) *potencialmente insustentáveis* – municípios cuja pior classificação foi considerada razoável; (3) *potencialmente sustentáveis* – municípios cuja pior classificação foi considerada média; e (4) *sustentáveis* – municípios com alta qualidade de vida e ambiental.

Os indicadores classificaram mais de 70% dos municípios como insustentáveis ou potencialmente insustentáveis. A presença de melhor qualidade ambiental, no entanto, não está associada a qualquer perfil municipal, mas, sim, a fatores outros, como mobilização da sociedade e aumento da participação do setor de serviços na renda municipal.

As relações entre o Médio Rio Doce e seu “ambiente externo” são balizadas pelos recursos naturais, e a região se insere na dinâmica econômica maior pela exportação de produtos intensivos em matéria-prima: minério de ferro, aço, papel e celulose. Assim, tem alta relação recursos naturais-produto interno bruto, e a renda gerada é absorvida regionalmente apenas como salários e compras locais, sendo a maioria

dos efeitos positivos resultantes dos produtos ali gerados externos à região.

Se os maiores benefícios da apropriação dos recursos naturais não ficam na região, restam impactos ambientais como *externalidades negativas*, ou seja, custos ambientais não contabilizados como custos de produção. Essas *externalidades negativas* implicam socialização dos custos ambientais com distribuição mais ampla que a renda. Como consequência, surgem conflitos quanto ao uso dos recursos e à incidência dos impactos, caracterizados como conflitos ecológico-distributivos (Martínez-Alie 2004). Tal interpretação se aplica também aos problemas ambientais nas periferias urbanas, pois sua dinâmica territorial e seus padrões de uso do solo são impulsionados pelas transformações em ambientes urbanos e industriais. A nova intensidade da economia extrativa mineral gerada pela demanda global aquecida aumenta as pressões, exigindo aprofundamento e continuidade dos estudos das relações entre dinâmica socioeconômica e conservação da biodiversidade.

Programa Educar para a Ação Ambiental: a realidade socioambiental do Médio Rio Doce (MG)

O Programa Educar para a Ação Ambiental visou capacitar professores a partir de um enfoque interdisciplinar. Ao mobilizar diversas ciências para uma compreensão mais ampla da realidade ambiental da região, o programa subsidiou a formação de um pensamento crítico independente e contribuiu para a transformação de mentalidades, conceitos, hábitos e práticas.

O material didático desenvolvido contemplou os dados socioeconômicos e ambientais da região, procurando aperfeiçoar novas linhas teórico-metodológicas e lançar mão de códigos de linguagem adaptados às faixas etárias do alunado de seu público-alvo, professores de escolas públicas. Foram produzidos instrumentos de formação e treinamento — dezessete cartilhas educativas; cinco maquetes (em parceria com a Fapemig); oito jogos didáticos; uma apostila; uma caixa com conchas de moluscos nativos, invasores e exóticos na região; uma coleção com bioindicadores de qualidade de água, além de vários pôsteres e banners, entre outros — a maioria dos quais foram doados para os professores e as bibliotecas das escolas envolvidas.

O trabalho foi realizado com respeito à alteridade e à pluralidade. Por meio da aplicação de questionários, foi possível identificar os temas de interesse dos professores, promovendo uma identificação dos cursos de capacitação com a realidade da região, além de assegurar a efetividade das ações do programa.

A dinâmica interativa das atividades incentivou a criatividade, a discussão e o espírito crítico dos participantes. As visitas técnicas orientadas ao PERD, rea-

lizadas em todos os cursos de capacitação, contribuíram para uma melhoria na relação entre o parque e as comunidades locais, que passaram a contemplar, vivenciar e interagir com essa área de conservação, possibilitando o estabelecimento de vínculos e valores até então não incorporados.

Dessa forma, o programa colaborou com o demorado processo de formar conceitos e instituir as bases que nortearão as ações dos cidadãos para implementar medidas de manejo, proteção e conservação dos recursos naturais da região, de modo a garantir o seu uso sustentável. A equipe envolvida com o projeto contou com a participação de técnicos, especialistas e consultores em meio ambiente da região. Tal parceria proporcionou uma forma inovadora de atuação, que gerou: (1) interação com instituições e organizações locais/regionais e (2) constituição de redes locais de cooperação. Além disso, os meios de comunicação da região foram mobilizados e transformados, ainda que insuficientemente, em um canal privilegiado de educação ao divulgar informações do programa e promover o intercâmbio de experiências, métodos e valores.

No período de abril de 2000 a julho de 2008, o programa realizou 17 cursos em 13 municípios da região do Médio Rio Doce, contando com a participação de 162 escolas e atingindo cerca de 1.000 professores. O programa procurou ainda interagir com as prefeituras locais e auxiliar, sempre que necessário, no treinamento de pessoal. No ano de 2009, participaram do treinamento técnicos, fiscais sanitários e agentes de saúde da prefeitura de Coronel Fabriciano (MG), para o controle, a coleta e o descarte do caramujo-gigante-africano (*Achatina fulica* Férussac 1821), espécie invasora e presente em altas densidades no município. Apenas em 2 eventos promovidos pelo programa foram atendidos 1.221 alunos de escolas públicas com essas atividades.

O diálogo, a reciprocidade e a descoberta compartilhada do caminho do conhecimento, entre pesquisadores e comunidades locais, tornaram-se possível graças à ação do programa. Mais do que uma experiência acadêmica, foi a constatação de que o enfrentamento crítico-prático da questão tem, necessariamente, que transcender as perspectivas unilaterais e buscar efetiva interdisciplinaridade.

Perspectivas

Em sua segunda fase, o PELD/UFMG dá continuidade aos estudos de avaliação da biodiversidade do Médio Rio Doce, examinando agora alguns processos ecológicos que mantêm essa biodiversidade, considerando ainda os impactos da fragmentação e a introdução de espécies exóticas como principais fatores de forças que ameaçam sua conservação. Integram essa fase de estudos, onze sub-projetos focalizando: (1) a diversidade e biogeografia de procariotos e diversidade e estrutura espacial de espécies arbóreas da Mata Atlântica; (2) pressão de herbivoria em espécies arbóreas pioneiras; (3) uso da composição e abundância de moscas-soldado (Stratiomyidae) no monitoramento de tipologias vegetais; (4) uso de sistema de informação geográfica e imagens de satélite na avaliação dos efeitos das perturbações antrópicas sobre a distribuição de populações animais e vegetais; (5) efeitos da temperatura sobre a produção, viabilidade, eclosão de ovos de resistência de zooplâncton; (6) efeitos da predação de peixes exóticos sobre o zooplâncton; (7) caracterização do processo de invasão de peixes e seus impactos sobre a comunidade nativa; (8) ciclagem de nutrientes e metabolismo do carbono; (9) tipos funcionais e padrões em comunidades e ecossistemas aquáticos alterados pela introdução de *M. tuberculatus*; (10) ecotoxicologia; (11) educação ambiental.

Análises de séries temporais das mudanças ocorridas em comunidades selecionadas (fitoplâncton, zooplâncton e bentos) avaliadas na etapa anterior, evidenciando as mudanças ocorridas ao longo dos 10 anos de estudo em lagos representativos do sistema lacustre do Médio Rio Doce, estão sendo realizadas de modo a caracterizar a biodiversidade local e regional e suas eventuais mudanças. Além disso, modelos matemáticos estão sendo construídos a fim de reproduzir os efeitos das introduções e, após calibrados e validados, serão utilizados como ferramentas para seleção de estratégias de manejo para o sistema lacustre.

A implantação e manutenção de uma proposta de manejo com espécies introduzidas de peixes, juntamente com a realização de atividades de educação ambiental na região, são consideradas como essenciais para a conservação de espécies nativas do Médio Rio Doce.

Literatura citada

- Abelho, M., and M. A. S. Graça. 1996. Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of in Central Portugal. *Hydrobiologia* 324: 195 – 204.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). 2003. NBR 12713: Ecotoxicologia Aquática — toxicidade aguda — Método de ensaio com *Daphnia* spp, (Cladocera, Crustacea). ABNT–Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, Brasil.
- Barbieri, A. F., C. B. Guerra, H. G. Torres, R. F. Simões, A. V. Reis, C. Scliar, R. O. O. Abdo, e S. E. B. Lins. 1997. Atividades antrópicas e impactos ambientais. Páginas 273–343 em J. A. Paula, editor. Biodiversidade, população e economia de uma região de mata atlântica. UFMG/Cedeplar, Belo Horizonte, Brasil.
- Barbosa, F. A. R., and J. G. Tundisi. 1980. Primary production of phytoplankton and environmental characteristics of a shallow quaternary lake at eastern Brazil. *Archiv für Hydrobiologie* 90: 139-161.
- Barbosa, F. A. R., and J. Padisák. 2002. The forgotten lake stratification pattern: atelomixis and its ecological importance. *Verhandlungen internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 1385-1395.
- Barbosa, L. G., P. M. Maia-Barbosa, and F. A. R. Barbosa. 2011. Vertical distribution of phytoplankton functional groups in a tropical shallow lake: driving forces on a diel scale. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 63-73.
- Barros, C. F. A., M. B. G. Souza, and F. A. R. Barbosa. 2006. Seasonal mechanisms driving phytoplankton size structure in a tropical deep lake (Dom Helvécio Lake, South-East Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 18: 1-12.
- Barros, C. F. A., A. M. M. Santos, and F. A. R. Barbosa. 2013. Phytoplankton diversity in the middle Rio Doce lake system, Minas Gerais, Southeast Brazil. *Acta Botanica Brasiliensia* no prelo.
- Barros, C. F. A. 2010. Diversidade e ecologia do fitoplâncton em 18 lagoas naturais do médio Rio Doce. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Borics, G., I. Grigorszky, J. Padisák, F. A. R. Barbosa, and Z. Zdoma. 2005. Dinoflagellates from tropical Brazilian lakes with description of *Peridinium brasiliense* sp. nova. *Algalological Studies* 118: 47-61.
- Braga, T. M., A. P. Freitas, G. S. Duarte, e J. Carepa-Sousa. 2003. Índices de sustentabilidade municipal: o desafio de mensurar (Texto para Discussão, n. 225). UFMG/Cedeplar, Belo Horizonte.
- Brandão, L. P. M., T. Fajardo, E. Eskinazi-Sant'Anna, S. L. Brito, and P. M. Maia-Barbosa. 2012. Fluctuations of the population of *Daphnia laevis* Birge 1878: a six-year study in a tropical lake. *Brazilian Journal of Biology* 72: 479-487.
- Brandão, R. L. 2002. Variabilidade e estrutura genética de duas espécies vicariantes, *Hymenaea courbaril* (Jatobá da Mata) e *H. stigonocarpa* (Jatobá do Cerrado). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Chambers, J. Q., N. Higuchi, E. S. Tribusy, and S. E. Trumbore. 2001. Carbon sink for a century. *Nature* 410: 429.
- De Marco, P. J. 1999. Invasion by the introduced aquatic snail *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) of the Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna & Environment* 34: 186-189.
- Duarte, L. D. 2000. Estudo Químico, estrutural e da Atividade Antibacteriana de Triterpenos Pentacíclicos isolados dos Galhos e Raízes de *Austroplenckia populnea*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Fontenelle, J. C. R. 2007. Discriminação entre os tipos florestais por meio da composição e abundância de Díptera. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Fontenelle, J. C. R. 2011. Em destaque: *Heliconia episcopalis* (chapéu-de-frade): uma planta hospedeira chave para a elevada diversidade de insetos em sub-bosque florestal. *MG. BIOTA* 3: 49-52.
- França, G. S., e J. R. Stehmann. 2013. Florística e estrutura do componente arbóreo em remanescentes de Mata Atlântica do médio Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* no prelo.
- Freitas, A. P. 2002. Desenvolvimento econômico local e qualidade de vida: uma aplicação do índice de qualidade ambiental local no entorno do Parque Estadual do Rio Doce. Monografia de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.

- Freitas, A. P., R. L. Monte-Mór, e T. Braga. 2003. Desenvolvimento, meio ambiente e divisão internacional do trabalho: análise empírica para uma região de concentração de indústrias sujas e intensivas em recursos naturais no estado de Minas Gerais (Texto para Discussão, n.210). UFMG/Cedeplar, Belo Horizonte.
- Garcia, F. C. 2007. Estudos ecológicos da cianobactéria *Cylindrospermopsis Raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju no lago Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Godinho, A. L. 1996. Peixes do Parque Estadual do Rio Doce. Instituto Estadual de Florestas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Goulart, M. F., S. P. Ribeiro, and M. B. Lovato. 2005. Genetic, morphological and spatial characterization of two populations of *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae), in different successional stages. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48: 275-284.
- Graça, M. A., J. Pozo, C. Canhoto, and A. Elozegi. 2002. Effects of *Eucalyptus* plantation on detritus, decomposers, and detritivores in stream. *The Scientific World Journal* 2: 1173-1185.
- Hirsch, A. 2003. Avaliação da fragmentação do hábitat e seleção de áreas prioritárias para a conservação dos primatas da Bacia do Rio Doce, Minas Gerais, através da aplicação de um sistema de informações geográficas. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Lacerda, D. R. 2000. Diversidade e estrutura genética de populações de *Plathymenia reticulata* e *P. foliolosa* (Vinhático do Campo e Vinhático da Mata) e diferenciação molecular das duas espécies. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Lacerda, D. R., J. P. Lemos, M. D. P. Acedo, and M. B. Lovato. 2002. Molecular differentiation of two vicariant neotropical tree species, *Plathymenia foliolosa* and *P. reticulata* (Mimosoideae), inferred using RAPD markers. *Plant Systematics and Evolution* 235: 67-77.
- Lima, W. P. 1996. Impacto ambiental do eucalipto, 2ª edição. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Lopes, M. F. L., G. S. França, F. R. G. Silva, T. C. S. Sposito, e J. R. Stehmann. 2009. Estrutura do componente arbóreo de floresta estacional semidecidual montana secundária no alto Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 60: 1037-1053.
- Macan, T. T. 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Limnologie* 8: 1-21.
- Maia-Barbosa, P. M., C. F. A. Barros, M. B. G. Souza, V. R. Faria, L. G. Barbosa, S. L. Brito, Souza R. A., A. C. Rietzler, E. E. Sant'Anna, and F. A. R. Barbosa. 2006. The middle Rio Doce lakes, southeast Brazil: biodiversity and its controlling forces at local and regional scales. *Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology* 29: 1-5.
- Maia-Barbosa, P. M., L. G. Barbosa, S. L. Brito, F. Garcia, C. F. A. Barros, M. B. G. Souza, N. Mello, A. S. Guimarães, and F. A. R. Barbosa. 2010. Limnological changes in Dom Helvécio Lake (south-east Brazil): natural and anthropogenic causes. *Brazilian Journal Biology* 70: 795-802.
- Maia-Barbosa, P. M., R. S. Peixoto, and A. S. Guimarães. 2008. Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: a revisited biodiversity. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1069-1078.
- Martínez-Alier, J. 2004. Los conflictos ecológico-distributivos y los indicadores de sustentabilidad. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*. 1: 21-30.
- Metzker, T.I.F., T.C. Sposito, M.T.F. Martins, M.B. Horta, and Q.S. Garcia. 2011. Forest dynamics and carbon stocks in Rio Doce State Park - an Atlantic rainforest hotspot. *Current Science (Bangalore)* 100: 1855-1862.
- Neto, C.S.C., J.C.R. Fontenelle, S.P. Ribeiro, e R.P. Martins. 2011. Identificação de danos foliares causados por insetos em *Heliconia episcopalis* (Vellozo) (Heliconiaceae - Zingiberales) no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. *MG. BIOTA* 3: 4-18.
- Novaes, R. M. L., J. P. Lemos-Filho, R. A. Ribeiro, and M. B. Lovato. 2010. *Phylogeography of Plathymenia reticulata* (Leguminosae) reveals patterns of recent range expansion towards northeastern Brazil and southern Cerrados in Eastern Tropical South America. *Molecular Ecology* 19: 985-998.
- Nunes, F. P. 2011. Dinâmica da produção e da decomposição de serapilheira em quatro sítios do mosaico florestal no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Paula, J. A. 1997. Biodiversidade, população e economia: uma região de Mata Atlântica. UFMG/Cedeplar, Belo Horizonte, Brasil.
- Petrucio, M. M., F. A. R. Barbosa, and S. M. Thomaz. 2005. Bacteria and phytoplankton production rates in eight river stretches of the middle Rio Doce hydrographic basin (Southeast Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48: 483-492.
- Petrucio, M. M., F. A. R. Barbosa, and A. L. S. Furtado. 2006. Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the middle Rio Doce, south-east Brazil. *Limnologia* 36: 192-203.
- Pinto-Coelho, R. M., et al. 2008. The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1025-1037.
- Pompeu, P. S., e A. L. Godinho 2001. Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da Bacia do Rio Doce devido à introdução de peixes piscívoros. *Revista Brasileira de Zoologia* 18: 1219-1225.
- Pontes, D. S., C. I. Lima-Bittencourt, M. S. P. Azevedo, E. Chartone-Souza, and A. M. A. Nascimento. 2007. Phenotypic and genetic analysis of *Enterobacter* spp from a Brazilian oligotrophic freshwater lake. *Canadian Journal of Microbiology* 53: 983-991.
- Pontes, D. S., F.A. Pinheiro, C. I. Lima-Bittencourt, R. L. M. Guedes, L. Cursino, F. Barbosa, F. R. Santos, E. Chartone-Souza, and A. M. A. Nascimento. 2009. Multiple antimicrobial resistance of gram-negative bacteria from natural oligotrophic lakes under distinct anthropogenic influence in a tropical region. *Microbial Ecology* 58: 762-772.
- Pujoni, D. G. F. 2010. A comunidade zooplancônica da região limnética de dezoito lagoas do médio Rio Doce e as implicações para a conservação ambiental: um olhar macroecológico. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Ramos, A. C. S., J. P. Lemos-Filho, and M. B. Lovato. 2009. Phylogeographical structure of the neotropical forest tree *Hymenaea courbaril* (Leguminosae: Caesalpinioideae) and its relationship with the vicariant *Hymenaea stigonocarpa* from Cerrado. *Journal of Heredity* 100: 206-216.
- Ribeiro, R. A., A. C. S. Ramos, J. P. Lemos Filho, and M. B. Lovato. 2005. Genetic variation in remnant populations of *Dalbergia nigra* (Papilionoideae), an endangered tree from the Brazilian Atlantic Forest. *Annals of Botany* 95: 1171-1177.
- Ribeiro, R. A., J. P. Lemos-Filho, A. C. S. Ramos, and M. B. Lovato. 2011. Phylogeography of the rosewood *Dalbergia nigra* (Fabaceae): insights into the evolutionary history and conservation of the Brazilian Atlantic Forest. *Heredity* 106: 46-57.
- Scolforo, J. R., A. D. Oliveira, e L. M. Carvalho. 2008. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado de Minas Gerais. Editora UFLA, Lavras, Brasil.
- Simberloff, D., et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 58-66.
- Souza, M. B. G., C. F. A. Barros, F. A. R. Barbosa, E. Hajnal, and J. Padišák. 2008. Role of atelomixis in replacement of phytoplankton assemblages in Dom Helvécio Lake, South-East Brazil. *Hydrobiologia* 607: 211-224.
- Sunaga, T., and J. R. Verani 1991. The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, northeast Brazil. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 2563-2566.
- Viana, L. R. 2006. Estimativa da abundância e densidade de onça-pintada (*Panthera onca*), em um fragmento de Mata Atlântica, utilizando armadilhas fotográficas e modelos de captura e recaptura. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Vieira Filho, S. A. 2002. Estudo fitoquímico, em folhas e sâmaras de *Austroplenckia populnea*. Avaliação da atividade antiespermatogênica do extrato hexânico". Estudo fitoquímico em triterpenos pentacíclicos. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Vogel, A. I. 1971. Química orgânica, análise orgânica qualitativa, 3ª edição. Editora ao Livro Técnicos S/A, Rio de Janeiro, Brasil.
- Vollenweider, R. A. 1983. Eutrophication. Notas do II Meeting of the Regional Project on the Eutrophication of Tropical Lakes.
- Woodley, N. E. 2001. A world catalog of the Stratiomyidae (Insecta: Diptera). *Myia* 11: 1-473.

7 Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense

**FABIO R. SCARANO*^{1,2} & FRANCISCO DE A.
ESTEVES^{1,3}**

¹Universidade Federal do Rio de Janeiro, CCS, IB,
Departamento de Ecologia, Caixa Postal: 68.020,
Rio de Janeiro/RJ, CEP: 21941-970

²Conservation International, Rua Buenos Aires, 68,
26º andar, Rio de Janeiro/ RJ, CEP: 20070-022

³Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento
Socioambiental de Macaé, Universidade Federal
do Rio de Janeiro, Av. São José do Barreto, 674,
Macaé/RJ, CEP: 27000-000

* Autor para correspondência: fscarano@conservation.org

Resumo: Este capítulo trata do desenvolvimento do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, na restinga de Jurubatiba, norte fluminense, no período de 2000 a 2009. O projeto contou com 14 investigadores principais, gerou um total de 202 produtos entre artigos, livros e capítulos de livros, além de extenso material de divulgação científica e de educação ambiental. Um total de 77 mestres, 53 doutores e quase uma centena de estudantes de iniciação científica foi formado no âmbito do projeto. O projeto possuía duas hipóteses centrais: (1) os ecossistemas terrestres e aquáticos do sítio seriam ecologicamente estáveis e apresentariam mudanças cíclicas que não alterariam o estado médio das diversas propriedades inerentes aos ecossistemas; e (2) perturbações naturais e antrópicas de diferentes magnitudes poderiam quebrar esse ritmo de funcionamento e conduzir os sistemas, após um período de caos, a uma outra fase de funcionamento ou a um eventual colapso. O capítulo narra alguns resultados referentes a essas hipóteses. Adicionalmente, foi feita uma análise crítica da política científica e de financiamento do PELD e do impacto dessa na rotina de trabalho do sítio. Foi discutida também a dinâmica interna de trabalho em conjunto entre os vários investigadores envolvidos. As conclusões foram: (1) o projeto conseguiu um notável avanço no domínio de elementos de tempo e espaço referentes à biodiversidade e ao funcionamento do ecossistema local; (2) o avanço no conhecimento teve repercussões práticas como a consolidação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e o desenvolvimento de um forte programa de educação ambiental local, já amplificado para vários municípios do Estado; (3) jovens cientistas atuantes ou mesmo egressos do Sítio 5 do PELD tiveram participação ativa na concepção e criação do campus UFRJ-Macaé; e (4) a ausência de política científica para o programa pela agência de fomento e uma linha de financiamento precária posicionam os resultados finais — ainda que em si sejam surpreendentemente positivos — em patamar inferior ao que poderia ter sido alcançado para uma ótica de pesquisa de longa duração.

Palavras-chave: conservação da biodiversidade, ecologia de ecossistemas, lagoas costeiras, pesquisa de longa duração, restinga

Abstract: This Chapter describes the development of a long-term ecological research program (LTER) at the sandy coastal plains locally known as *restinga de Jurubatiba*, northern Rio de Janeiro state, between the years 2000 and 2009. The project had 14 principal investigators, produced 202 scientific papers, books and book chapters, in addition to vast material for scientific diffusion and environ-

mental education. A total of 77 Master dissertations and 53 Doctoral theses were produced and nearly 100 undergraduate students were trained in the realm of the project. The Project had two central hypotheses: (1) land and freshwater ecosystems in the study site were ecologically stable and demonstrated cyclic changes that did not alter the mean state of the various properties inherent to these ecosystems; and (2) natural and anthropogenic perturbations of different magnitudes could disrupt the functioning rhythm and drive the systems, after a period of chaos, to another functional phase or eventually to collapse. The Chapter narrates some of the key results regarding this hypothesis. Furthermore, it also critically analyses the scientific policy and financing of the LTER program in Brazil and its impact in the working routine at the study site. Internal work dynamics between principal investigators is also examined. Main outcomes were: (1) the Project promoted a remarkable progress in the knowledge of temporal and spatial elements related to local biodiversity and ecosystem function; (2) the advancement of knowledge had practical implications such as the consolidation of the Restinga de Jurubatiba National Park and the development of a strong environmental education program locally, later to be amplified across various municipalities in the state of Rio de Janeiro; (3) young scientists engaged in the LTER Project took active participation in the conception and creation of a new campus of the Federal University of Rio de Janeiro (UFRJ) in the municipality of Macaé; and (4) the absence of scientific policy for the LTER program by the funding agency and a consequent precarious financing policy place the final results – although they were outstandingly positive – in a lower level than what could have been achieved with a more structured LTER policy and network.

Keywords: biodiversity conservation, ecosystem ecology, coastal lagoons, long-term research, sandy coastal plain vegetation

Introdução

O *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, das Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense, o Sítio 5 do PELD brasileiro, teve seu início de atividades formalizado no ano 2000, mas já contava com um histórico de três décadas de pesquisa científica, especialmente em Limnologia e Ecologia Vegetal. O conhecimento acumulado nas décadas que antecederam a criação do Sítio 5 do PELD, área a partir da atuação de pesquisadores da UFRJ e várias outras instituições brasileiras, subsidiou a criação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba em 1998, 2 anos após ter sido iniciado no CNPq os trâmites para o que viria a ser o PELD brasileiro (ver descrição desse histórico em Barbosa et al. 2004). Foi no interior e nos arredores dessa Unidade de Conservação que, ao final do seu primeiro ciclo de 10 anos, em 2009, o Sítio 5 do PELD já alcançaria a marca de 202 produtos entre artigos, livros e capítulos de livros publicados, além de extenso material de divulgação científica e educação ambiental. O programa formaria também um contingente total de 77 mestres, 53 doutores e quase uma centena de estudantes de iniciação científica. Essa marca foi alcançada graças ao empenho de 14 investigadores principais, que coletivamente receberam em média cerca de 100 mil reais por ano da agência fomentadora, o CNPq.

Este capítulo visa explorar o que está por trás desses números. Este texto se beneficia do fato de vir precedido de extenso material de revisão e síntese já publicados (e.g.: Barbosa et al. 2004, Rocha et al. 2004, Dias et al. 2007), o que nos permitiu eliminar redundâncias e focalizar aspectos referentes à operacionalização do projeto. Assim, além de listar alguns dos principais resultados científicos, este texto faz principalmente uma análise crítica da política científica e de financiamento do projeto, assim como examina características (positivas e negativas) do trabalho em grupo no interior do sítio. Os objetivos específicos foram três: (1) dar ao leitor uma visão de “bastidores” da construção de um projeto de longa duração; (2) chamar a atenção dos órgãos de fomento e de política científica para a magnitude da perda de oportunidade decorrente da falta de planejamento, liderança e compromisso desses mesmos órgãos; e (3) alertar os jovens pesquisadores que integram a nova safra de investigadores principais do Sítio 5 do PELD para aspectos científicos e operacionais que requerem atenção na nova etapa que se inicia do projeto.

Descrição do sítio

As planícies arenosas costeiras do norte fluminense compreendem um mosaico de restingas e lagoas. As características dessa região, em particular do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Figura 1), foram detalhadamente descritas em inúmeras ocasiões (e.g.: Esteves et al. 2002; Jamel 2004; Caris et al. 2009). Restingas são encontradas ao longo de toda a costa brasileira, e as diferenças em topografia, nível de lençol freático, salinidade e exposição ao salsugem, ao longo do gradiente praia-continente, proporcionam o estabelecimento de diversas comunidades vegetais. No Estado do Rio de Janeiro, uma série de cordões arenosos de idade pleistocênica forma o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (22° 00' - 22° 23' S, 41° 15' - 41° 35' W). O cordão arenoso mais próximo ao mar data do Holoceno (Martin et al. 1993) e compreende mais de uma dezena de lagoas de água doce (na sua maioria) ou salobra. A temperatura média anual é de 22,6 °C, e a chuva é sazonal (cerca de 1.200 mm anuais), com o máximo mensal médio em janeiro (189 mm) e período seco entre maio e agosto, sendo que em junho tende a haver déficit hídrico no solo. Detalhes acerca de vegetação, fauna, solo e corpos hídricos podem ser encontrados em Rocha et al. (2004).



Figura 1. Vista aérea da Lagoa Comprida, no interior do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. A restinga de *Clusia* é a formação que consiste de um complexo de ilhas de vegetação sobre areia branca, enquanto às margens dos braços da lagoa crescem florestas inundáveis. Note a barra de areia que separa essa lagoa de água doce do mar (Foto: Rômulo Campos).

As hipóteses

Em Scarano & Esteves (2004), apresentamos a pergunta científica e os princípios operacionais que nortearam o projeto do Sítio 5. A hipótese central do projeto propunha que: (A) os ecossistemas terrestres e aquáticos do sítio seriam ecologicamente estáveis e apresentariam mudanças cíclicas que não alterariam o estado médio das diversas propriedades inerentes aos ecossistemas (e.g.: fisionomia, diversidade, fluxo de nutrientes, etc.); e (B) as perturbações naturais e antrópicas de diferentes magnitudes poderiam quebrar esse ritmo de funcionamento e conduzir os sistemas, após um período de caos, a uma outra fase de funcionamento ou a um eventual colapso. Chamaremos a hipótese A de “hipótese de estabilidade” e B de “hipótese de perturbação”. Três perguntas centrais nortearam o projeto: (1) quais funções ecológicas são vitais para o funcionamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos da restinga de Jurubatiba?; (2) qual o grau de vulnerabilidade ao qual essas funções estão expostas?; e (3) que tipo e que magnitude de perturbação pode afetar uma função vital? A estratégia de pesquisa do projeto para permitir o teste da hipótese central e buscar respostas às perguntas lançadas consistiu de cinco etapas, a saber: (i) inventários e estudos de história natural; (ii) monitoramento de parâmetros ecológicos; (iii) experimentação; (iv) armazenamento e processamento de dados; e (v) divulgação científica e social.

Os catorze investigadores principais do projeto e seus parceiros cobriam diferentes áreas do conhecimento em Ecologia e, com isso, o ponto de partida das diferentes linhas de pesquisa variou. Enquanto na disciplina de Limnologia o grupo já possuía vasto histórico de pesquisa e monitoramento, tanto em biodiversidade como em funcionamento de ecossistemas aquáticos, a equipe de ecologia vegetal tinha mais informação derivada de inventário e estudos de história natural, enquanto para a fauna ainda faltavam informações básicas tanto de inventário como de história natural dos diversos grupos. A resultante foi que, enquanto as equipes terrestres tiveram de se concentrar mais na hipótese de estabilidade, a equipe de Limnologia pôde avançar tanto nessa hipótese como na de perturbação, sendo que, neste último caso, especialmente através dos estudos do efeito do rompimento de barra de areia sobre a dinâmica das lagoas costeiras. Essa diferença de fase entre o grau de conhecimento disponível para os diferentes grupos biológicos ou compartimentos da área de estudo impôs algumas dificuldades a uma abordagem mais integrada do sistema, que será discutida a seguir.

Além disso, as hipóteses do projeto impunham ainda outro desafio. Uma vez que restingas são mosaicos de habitats e as lagoas costeiras apresentam toda uma

variação em geomorfologia e características físicas e químicas, era preciso escolher, dentro dos 14 mil hectares do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, quais seriam os trechos onde pontos amostrais e parcelas permanentes viriam a ser instalados. Até que ponto os resultados encontrados em um dado local ou parcela seriam representativos para o ecossistema como um todo? Alguns dos resultados descritos a seguir demonstram a grande cobertura de área amostral realizada pelas equipes do sítio.

Hipótese de estabilidade

As hipóteses e a estratégia de trabalho do grupo do Sítio 5 indicam claramente uma abordagem holística da ecologia do sistema em estudo. Dessa forma, a simplificação que fazemos a seguir consiste em um reducionismo que não parece condizente com a proposta inicial. Todavia, conforme proposto por Looijen (1998), embora holismo e reducionismo sejam vistos como abordagens de natureza oposta e mutuamente excludente, são a rigor complementares e interdependentes. Para fins deste capítulo, pareceu-nos interessante examinar o caso da espécie arbórea *Clusia hilariana* Schltdl. (Clusiaceae) da formação aberta de restinga como uma interessante redução que integra respostas de vários dos estudos conduzidos no grupo, especialmente no que diz respeito à hipótese de estabilidade.

Clusia hilariana é uma espécie cujo conjunto de estudos nos últimos 20 anos mostrou que cumpre papel facilitador na vegetação aberta, organizada em moitas, da restinga de Jurubatiba. Esse papel foi inicialmente caracterizado pelo fato de, sob sua copa, se encontrar uma diversidade elevada de espécies de plantas, várias das quais, inclusive, mais próprias de ambientes florestais que abertos. A sequência dos estudos no âmbito do PELD demonstrou que: a) aspectos relacionados à geração de sombra; b) o fato de a espécie ser poleiro para aves, morcegos e abrigo para diversos componentes da fauna de vertebrados; e c) haver uma forte associação com micorrizas, em conjunto, contribuem para o efeito positivo da espécie sobre a biodiversidade (Dias & Scarano 2007; Kreuzer et al. 2007). Em seguida, foi encontrada uma forte relação da cobertura vegetal por *Clusia* com a diversidade de espécies nas lagoas adjacentes (Pimentel et al. 2007). Quando estudos limnológicos detectaram que o carbono dissolvido nas lagoas, que é importante base para a cadeia alimentar e o funcionamento do ecossistema lagunar, tinha discriminação isotópica própria de plantas CAM (mecanismo ácido das crassuláceas, via fotossintética, cujos únicos representantes arbóreos são espécies do gênero *Clusia*, como *C. hilariana*), a relação entre os sistemas aquáticos e terrestres

(Pereira 2008) começou a ficar mais visível. Paralelamente, no ambiente terrestre a equipe constatava que a biomassa aérea total da *Clusia* (*litter* + árvore em pé) variava de 0,64 a 8,63 t/ha, dependendo da cobertura vegetal, valores estes que se assemelhavam ao de savanas inteiras, cuja importância para o ciclo de carbono já é bem estabelecida (Dias et al. 2006). Esse artigo indicou ainda que havia duas vezes mais biomassa foliar de *Clusia* no *litter* do que na copa das árvores, o que sugeria processo de lenta decomposição. A alta concentração de carbono orgânico dissolvido no lençol freático dessa restinga, que alcançou 168 mg C L⁻¹ com 72% de fração húmica (Suhett et al. 2004), se justifica por esse papel da *Clusia*, que, portanto, indicou ser fundamental para a dinâmica das lagoas. Além de constituir algumas funções centrais no sistema como abrigo para a fauna, berçário para plantas e fungos, fonte de material orgânico para as lagoas e estocadora de carbono, foi demonstrada também a importância da espécie para o valor calórico da dieta de guildas de pássaros (Gomes et al. 2010). Todas essas são algumas das funções-chave desempenhadas no ecossistema, conforme endereçava a pergunta (1) do tópico acima, *As hipóteses*: quais funções ecológicas são vitais para o funcionamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos da restinga de Jurubatiba?

A segunda pergunta, quanto à vulnerabilidade, também é exemplificável a partir do caso da *Clusia*, embora não tenha sido testada. Em se tratando de uma espécie que cumpre um papel significativo na diversidade e no funcionamento do sistema como um todo — o que foi constatado para uma extensa cobertura de área (cerca de 14 ha) que as parcelas fixas e móveis cobriam (Sampaio et al. 2004, Pimentel et al. 2007) —, parecia interessante investigar tanto pontos de vulnerabilidade da espécie em si como aspectos externos à espécie. Quanto a investigar potenciais vulnerabilidades da espécie, a razão era óbvia: seria de se esperar que a redução do tamanho populacional e a eventual extinção da espécie promovessem um efeito sobre o sistema como um todo, tamanha a sua importância para a diversidade e o funcionamento do mesmo. Nesse sentido, os estudos sobre a biologia reprodutiva e a diversidade genética da espécie demonstraram reprodução vigorosa e bem-sucedida ao longo da mesma área de 14 ha (Martins et al. 2007). Estudos ainda não publicados (C. F. Barros e colaboradores) sugerem que o ciclo de vida de *C. hilariana* seja de cerca de 50 anos, e, quando da morte de um dado indivíduo, a vegetação do seu sub-bosque prossegue a trajetória sucessional do sistema, descrita como sendo do tipo sucessão cíclica (Scarano et al. 2004; Dias et al. 2007; Correia et al. 2010). Em paralelo, novos estudos de ecologia funcional ampliavam o conhecimento sobre a aptidão e o vigor da espécie (Rosado & De Mattos 2010). Uma lacuna a ser coberta durante a nova edição do projeto é a do estabelecimento

de experimentos de remoção da espécie para exame do efeito da sua ausência na diversidade e no funcionamento do sistema, para definitivamente atribuir peso à potencial vulnerabilidade do sistema por — até certo ponto — possuir alto grau de dependência ecológica de uma única espécie.

O caso, conforme descrito, opera predominantemente dentro de uma perspectiva de nicho (Scarano & Dias 2004). Estudos na perspectiva de nicho se deram também em outras partes do sistema, como no interessante caso da biota que habita os tanques formados por rosetas de bromélias terrestres. Para esse sistema, Farjalla et al. (2012) indicaram que processos estocásticos e determinísticos operam simultaneamente na estruturação das comunidades dependendo do tamanho dos organismos. Uma série de estudos desenvolvidos por Caliman et al. (2010, 2011, 2012) também dão conta de aspectos de funcionamento do componente bêntico e pelágico de lagoas, onde o papel de *Clusia* não parece se fazer sentir.

Todavia, paralelamente aos processos de nicho, aspectos relacionados à perspectiva neutra (incluindo dispersão de longa distância e história paleoecológica) claramente contribuem para a estrutura e o funcionamento do componente terrestre da restinga (Scarano 2002; 2009; Braz & De Mattos 2010). Quando expandimos a ótica de investigação para além dos limites do parque, novos fatores de vulnerabilidade apareceram e foram merecedores de investigação. Por exemplo, nos últimos anos do projeto iniciamos estudos de sensoriamento remoto (e.g.: Caris et al. 2009) e dados ainda não publicados (E. Caris e colaboradores) demonstram que o parque está praticamente ilhado, isolado de trechos significativos de Mata Atlântica por vários quilômetros quadrados de área agrícola ou urbana, entremeadas por fragmentos florestais em geral inferiores a 5 ha. Se a diversidade de espécies da restinga é em grande parte oriunda da Mata Atlântica (Scarano 2002; 2009), esse isolamento pode impor ameaças de longo prazo para a manutenção dessa biodiversidade no sistema, tanto no nível de espécies como no nível genético.

Hipótese de perturbação

A pergunta sobre a vulnerabilidade do sistema recebeu tratamento direto na hipótese de perturbação, particularmente nos dos estudos de rompimento de barras de lagoas costeiras que separam esses corpos-d'água do mar. As consequências ecológicas da abertura artificial de barras de areia nas lagoas do parque incluem um efeito negativo sobre a integridade desses ecossistemas e têm repercussões socioeconômicas. O primeiro impacto é a drástica redução do volume de água da lagoa em questão, que é em parte exportada para o mar. Em seguida, ocorre a en-

trada na lagoa da água do mar, cujas características químicas, físicas e biológicas são totalmente distintas daquelas apresentadas pela água das lagoas em si, que por sua vez já foi em parte escoada para o mar (Santangelo et al. 2007).

Logo, um dos impactos mais evidentes da abertura artificial da barra de areia resulta da mudança brusca dos valores de salinidade da água da lagoa. Na maioria das vezes, a água doce ou salobra da lagoa é rapidamente substituída, em parte ou em sua totalidade, pela água salgada do mar. Em consequência desse fenômeno, ocorre a morte de todas as espécies aquáticas que não suportam a brusca e repentina mudança de valores de salinidade da água (Esteves et al. 2008). No caso dos peixes, aqueles que sobrevivem migram para os pequenos efluentes (quando existem), onde ainda pode ocorrer água doce. No entanto, organismos sésseis (fixos em algum substrato) dificilmente escapam da morte e, dessa maneira, ocorre a redução de populações inteiras de animais e plantas (Santangelo et al. 2007; Esteves et al. 2008).

Discussão

Ótica científica

Os resultados sintetizados acima indicam que, ao longo de 10 anos, o Sítio 5 do PELD permitiu crescimento horizontal e vertical do conhecimento acerca da diversidade e do funcionamento de ecossistemas de restingas e lagoas costeiras. A equipe transitou da biologia molecular ao sensoriamento remoto e ampliou o conhecimento científico em Ecologia e evolução para o bioma e para a ciência em geral. O projeto permitiu, principalmente, um melhor domínio da variação ecológica em espaço e tempo, incluindo o desvendamento de processos que operam no nível de nicho (ciclagem de nutrientes, ecofisiologia, facilitação, competição, reprodução) até aos que operam na escala de paisagem e geográfica (dispersão, biogeografia). Talvez mais interessante tenha sido notar que muitos dos estudos, independentemente do ponto de partida (flora, fauna, água), terminaram por se encontrar em uma única espécie, cujo papel no funcionamento e na diversidade do sistema é proporcional à sua grande abundância na área: a árvore *Clusia hilariana*. A afirmação de que o sistema inteiro seja dependente dessa única espécie implica uma forte redução, e se trata de uma proposição ainda carente de mais testes, mas, por outro lado, aponta para um bom ponto de partida para futuros estudos na próxima etapa do programa no Sítio 5. Essa interessante espécie permitiu ainda, mais recentemente (Lüttge et al. 2013; Scarano & Garbin 2013), novas reflexões e avanços acerca da hipótese de Gaia de Lovelock (1979).

As hipóteses propostas para nortear as pesquisas no Sítio 5 foram examina-

das e demonstraram a estabilidade dos sistemas. A demonstração da existência de sucessão cíclica na restinga aberta de moitas põe por terra a clássica hipótese de que esse tipo de vegetação seria um estágio sucessional inicial, com uma vocação florestal inibida por fatores antrópicos (Dias et al. 2007). No caso aquático, o rompimento de barras constitui um tipo de perturbação que tem efeito direto sobre o ritmo de funcionamento (Santangelo et al. 2007, Esteves et al. 2008), enquanto no componente terrestre o tempo de estudo não permitiu encontrar fator natural ou antrópico que afetasse em magnitude significativa o funcionamento do sistema. Por outro lado, o papel-chave de *Clusia* apontou para a necessidade de realização de experimentos de remoção para verificar o impacto de sua perda no sistema.

O conhecimento construído na década de estudos iniciais no Sítio 5 (2000–2009) também teve importantes repercussões na sociedade. A criação e a consolidação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba foram possíveis a partir da base científica construída na área (veja relato em Barbosa et al. 2004). Além disso, esse conhecimento também tem sido eficientemente aplicado à educação de crianças e de adolescentes em treze municípios da Região dos Lagos, no Estado do Rio de Janeiro, bem como na reciclagem de professores. Esse processo, por sua vez, teve um efeito positivo também na apreciação e conservação do parque em questão (Lopes & Bozelli 2004; Bozelli et al. 2010). Outro aspecto a ser destacado é o fato de que o Sítio 5 foi o embrião de um novo câmpus universitário brasileiro: o câmpus da UFRJ, no município de Macaé. Essa unidade, em julho de 2013, conta com 11 cursos de graduação, 3 de pós-graduação e um total de 212 docentes. Assim sendo, pode ser afirmado que o investimento material e humano nesse sítio terá desdobramento garantido para a sustentabilidade econômica, social e, em especial, ambiental para as futuras gerações de brasileiros que vivem no norte fluminense.

Ótica operacional

A operacionalização de um programa de pesquisa de longa duração não é trivial, especialmente aos proponentes que procuraram seguir a rigor as demandas do primeiro edital de concorrência, tal qual fez o Sítio 5. O edital demandava a abordagem de diferentes grupos biológicos, diferentes compartimentos dos sistemas e tratamento tanto ecossistêmico como evolutivo dos fenômenos a serem investigados em uma perspectiva de longa duração. O edital se anunciou ambicioso em alcance e, naturalmente, demandava uma equipe grande e interdisciplinar (se é que se pode chamar de *interdisciplinar* a interação entre disciplinas dentro da biologia, que foi essencialmente o caso aqui).

O edital anunciava dois princípios básicos, ambos herdados da rede interna-

cional de pesquisas ecológicas de longa duração – ILTER: um dizia respeito ao fato de todos os sítios precisarem instalar estrutura para armazenar, manejar e compartilhar dados e, outro, ao fato de os sítios precisarem instalar estrutura para monitoramento do clima local. Esses dois aspectos visavam garantir o princípio de rede, que permitiria a interação entre os projetos, o intercâmbio e a comparação de dados e, conseqüentemente, a construção de uma base robusta de dados ecológicos. O País segue sem essa base, apesar de esforços do Programa Sisbiota lançado em 2010 pelo MCTI. O PELD como um todo teve iniciativas pontuais nessa direção (e.g.: Cirne 2004, para o Sítio 5; Barros et al. 2008, para o Sítio 3). A rotina do LTER norte-americano é a de disponibilizar dados, 2 anos a partir do instante em que foram coletados. A inadimplência implica no corte do fluxo de recursos da agência financiadora. A princípio, afirmara-se que a mesma lógica seria aplicada ao PELD brasileiro, mas isso não ocorreu, e a visibilidade dos dados nacionais segue sendo limitada. Internamente, o projeto encontrou problemas em construir base única e, ao final dos 10 anos, os pesquisadores principais possuem bases individuais, com pouco do conteúdo tornado público. Assim, mesmo internamente, no projeto não há uma plataforma para compartilhamento de dados entre os pesquisadores. Essa é, ao nosso ver, a principal lacuna que a primeira edição do projeto não cobriu, e o mesmo erro não pode ser cometido pela segunda edição.

A maior integração entre pesquisas e pesquisadores também poderia decorrer de desenhos amostrais e de monitoramento de caráter mais integrado, cobrindo diferentes componentes do ecossistema, assim como diferentes grupos de organismos. Nesse sentido, certamente o Sítio 5 do PELD, e talvez o PELD como um todo, possa aprender com algumas das experiências positivas do *Programa de Pesquisa em Biodiversidade* (PPBio) e do Biota-Fapesp.

Outro aspecto operacional que dificultou uma maior integração entre os pesquisadores e membros da equipe foi a forma de financiamento. Como já mencionado, cortes no orçamento tão logo o projeto se iniciou, no ano 2000, resultaram em desembolso de uma soma anual em torno de 100 mil reais. Para um grupo de catorze pesquisadores principais, a soma era claramente insuficiente para se realizar o que estava comprometido no projeto. Assim, como era de se esperar, os diversos grupos partiram em busca de financiamento próprio, com outras agências públicas e também no setor privado. Ainda que isso seja desejável, uma resultante é que o peso da demanda do projeto PELD se torna naturalmente menor do que outro projeto em que um dado pesquisador seja coordenador e/ou receba uma maior soma para executar seu trabalho. Esse modelo do PELD como um selo para permitir captação de novos recursos claramente não funcionou. Pela importân-

cia que esse tipo de dado tem, não só para a ciência, mas também para a política nacional em tempos de crise de biodiversidade e do clima (ver Mittermeier et al. 2010; Silva et al. 2010; Scarano et al. 2011), as agências de fomento do governo deveriam encarar essa empreitada como de interesse nacional e, assim, investir seriamente, monitorar os projetos, coordenar e cobrar resultados com rigor, fechando projetos improdutivos e estimulando projetos bem-sucedidos. Isso não se deu nos últimos 10 anos, e resta esperar que esse quadro se reverta a partir da nova edição que se iniciou em 2011.

Perspectivas

Scarano & Esteves (2004) encerravam seu capítulo no livro-síntese dos primeiros anos de trabalho do Sítio 5 do PELD com o seguinte texto:

[...] este livro vem a ser produzido em mais um momento de incerteza quanto ao futuro deste projeto. Apesar de, no edital de concorrência para o mesmo, a previsão de duração ser de 10 anos (o mínimo que se pode esperar de um programa que se intitula de “Longa Duração”), [...] anualmente a coordenação nacional do PELD precisa renegociar com o CNPq a liberação de verbas. Outras agências que participaram de todas as etapas desde o lançamento do edital até a seleção dos projetos (Capes, Finep, MMA) sequer contribuíram com qualquer fração do financiamento até aqui. Assim, não existe nenhuma garantia de que o Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração do Brasil venha a ter continuidade pelo menos ao longo dos próximos 6 anos, como rezava o compromisso inicial assinado pelas agências de financiamento.

Certamente é um grande alívio poder redigir o presente capítulo alguns anos depois, tendo visto a primeira etapa ser concluída e uma nova etapa do programa ter sido iniciada. Entretanto, o Programa não pode seguir sendo financiado com um conjunto de projetos de balcão. O Brasil é a primeira entre as dezessete nações megadiversas do planeta, e o País detém um capital natural impressionante: quase 20% das espécies do planeta, 14% da água doce, o maior estoque de carbono do mundo e autossustentabilidade em produção de alimentos (Scarano et al. 2010). Com todo o notável crescimento da ciência e da ecologia brasileira nos últimos anos (Scarano 2008), parece incrível que ainda não tenhamos uma política nacional de monitoramento da biodiversidade e dos serviços ambientais. Os problemas

de comunicação entre a ciência e a tomada de decisão permanecem graves e há falhas de ambos os lados (e.g.: Scarano & Martinelli 2010). Especificamente no caso do PELD, mais que apontar culpados para os problemas de funcionamento e de comunicação com a tomada de decisão, o momento é de se reavaliar como incorporar o programa a uma agenda nacional de política de biodiversidade e serviços ambientais. Isso só se dará através de diálogo entre a agência de fomento e os cientistas. O CNPq e o MCTI precisam despertar para o fato de que o Brasil compõe uma rede internacional de programas de pesquisas ecológicas de longa duração (ILTER), composta por dezenas de países, e que nessa instância, assim como em qualquer outra instância internacional ligada à temática da biodiversidade e dos ecossistemas, não basta o Brasil participar, o País tem que liderar e dar exemplo.

Agradecimentos

Aos pesquisadores, estudantes e funcionários envolvidos com o Sítio 5 do PELD ao longo dos últimos 10 anos.

Literatura citada

- Barbosa, F. A. R., F. R. Scarano, M. G. Sabará, and F. A. Esteves. 2004. Brazilian LTER: ecosystem and biodiversity information in support of decision-making. *Environmental Monitoring and Assessment* 90: 121-133.
- Barros, E. C., A. H. F. Laender, M. A. Gonçalves, and F. A. R. Barbosa. 2008. A digital library environment for integrating, disseminating and exploring ecological data. *Ecological Informatics* 3: 295-308.
- Bozelli, R. L., L. M. F. dos Santos, A. F. Lopes, e C. F. B. Loureiro. 2010. Curso de formadores de educadores ambientais: a experiência do Projeto Pólen. NUPEM/UFRJ, Macaé.
- Braz, M. I. G., and E. A. De Mattos. 2010. Seed dispersal phenology and germination characteristics of a drought-prone vegetation in southeastern Brazil. *Biotropica* 42: 327-335.
- Caliman, A., L. S. Carneiro, J. J. F. Leal, V. F. Farjalla, R. L. Bozelli, and F. A. Esteves. 2012. Community biomass and bottom up multivariate nutrient complementarity mediate the effects of bioturbator diversity on pelagic production. *Public Library of Science One* 7: e44925
- Caliman, A., L. S. Carneiro, R. L. Bozelli, V. F. Farjalla, and F. A. Esteves. 2011. Bioturbating space enhances the effects of non-additive interactions among benthic ecosystem engineers on cross-habitat nutrient regeneration. *Oikos* 120: 1639-1648.
- Caliman, A., A. F. Pires, F. A. Esteves, R. L. Bozelli, and V. F. Farjalla. 2010. The prominence of and biases in biodiversity and ecosystem functioning research. *Biodiversity and Conservation* 19: 651-664.
- Caris, E., B. C. Kurtz, C. B. M. Cruz, e F. R. Scarano. 2009. As perspectivas de uso de imagens de alta resolução em estudos ecológicos – um estudo de caso para o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, pp. 2637-2644.
- Cirne, P. 2004. Banco de dados e conectividade em projetos ecológicos de longa duração: o caso do site 5. Páginas 43-56 em C. F. D. Rocha, F. A. Esteves, e F. R. Scarano, editores. *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação*. Editora Rima, São Carlos, Brasil.
- Correia, C. M. B., A. T. C. Dias, and F. R. Scarano. 2010. Plant-plant associations and population structure of four woody plant species in a patchy coastal vegetation of Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 33: 607-613.
- Dias, A. T. C., E. A. Mattos, S. A. Vieira, J. V. Azeredo, and F. R. Scarano. 2006. Above-ground biomass stock of native woodland on a Brazilian sandy coastal plain: estimates based on the dominant tree species. *Forest Ecology and Management* 226: 364-367.
- Dias, A. T. C., and F. R. Scarano. 2007. *Clusia* as nurse plant. Pages 55-71 in U. Lüttge, editor. *Clusia - a woody neotropical genus of remarkable plasticity and diversity*. Springer, Heidelberg, Germany.
- Esteves, F. A., F. R. Scarano, e A. Furtado. 2002. Restingas e lagoas costeiras do norte fluminense – Site 5. Páginas 83-100 em U. Seeliger, C. Cordazzo, e F. A. R. Barbosa, editores. Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração. FURG, UFMG, Rio Grande, Belo Horizonte, Brasil.
- Esteves, F. A., A. Caliman, J. M. Santangelo, R. D. Guariento, V. F. Farjalla, and R. L. Bozelli. 2008. Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology* 68: 631-637.
- Farjalla, V. F., D. S. Srivastava, N. A. C. Marino, F. D. Azevedo, V. Dib, P. M. Lopes, A. S. Rosado, R. L. Bozelli, and F. A. Esteves, 2012. Ecological determinism increases with organism size. *Ecology* 93: 1752-1759.
- Gomes, V. S. M., M. S. Buckeridge, C. O. Silva, F. R. Scarano, D. S. D. Araujo, and M. A. S. Alves. 2010. Availability peak of caloric fruits coincides with energy-demanding seasons for resident and non-breeding birds in restinga, an ecosystem related to the Atlantic forest, Brazil. *Flora* 205: 647-655.
- Jamel, C. E. G. 2004. Caracterização da vegetação da restinga de Jurubatiba com base em sensoriamento remoto e sistema de informação geográfico: estado atual e perspectivas. Páginas 25-42 em C. F. D. Rocha, F. A. Esteves, e F. R. Scarano, editores. *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação*. Editora Rima, São Carlos, Brasil.
- Kreuzer, M., A. Vaasen, F. R. Scarano, and R. Hampp. 2007. Mycorrhiza of *Clusia* species: types, abundance, responses to environmental conditions. Pages 235-242 in U. Lüttge, editor. *Clusia - a woody neotropical genus of remarkable plasticity and diversity*. Springer, Heidelberg, Germany.
- Looijen, R. C. 1998. Holism and reductionism in biology and ecology: the mutual dependence of higher and lower level research programmes. *Rijksuniversiteit, Groningen, Netherlands*.
- Lopes, A. F., e Bozelli, R. L. 2004 Os primeiros passos da educação ambiental em um projeto de pesquisas ecológicas de longa duração: reflexão sobre um caso. Páginas 353-360 em C. F. D. da Rocha, F. A. Esteves, e F. R. Scarano, editores. *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação*. Editora Rima, São Carlos, Brasil.
- Lovelock, J. 1979. *Gaia – A new look at life on earth*. Oxford University Press, Oxford, England.
- Lüttge, U., M. L. Garbin, and F. R. Scarano. 2013. Evo-Devo-Eco and ecological stem species: potential repair systems in the planetary biosphere crisis. *Progress in Botany* 74: 191-212.
- Martin L., K. Suguio, e J. M. Flexor. 1993. As flutuações de nível do mar durante o quaternário superior e a evolução geológica de deltas brasileiros. *Boletim do Instituto de Geociências-USP, Publicação Especial* 15: 1-186.
- Martins, R. L., T. Wendt, R. Margis, and F. R. Scarano. 2007. Reproductive biology. Pages in 73-94 in U. Lüttge, editor. *Clusia - a woody neotropical genus of remarkable plasticity and diversity*. Springer, Heidelberg, Germany.
- Mittermeier, R., P. C. Baião, L. Barrera, T. Buppert, J. McCullough, O. Langrand, F. W. Larsen, e F. R. Scarano. 2010. O protagonismo do Brasil no histórico acordo global de proteção à biodiversidade. *Natureza e Conservação* 8: 197-200.
- Pereira, F. M. S. P. 2008. O pântano epistemológico da Ecologia: retrospectiva e perspectivas da ciência ecológica. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Pimentel, M. C. P., M. J. Barros, P. Cirne, E. A. Mattos, R. C. Oliveira, M. C. P. Pereira, F. R. Scarano, H. L. T. Zalar, and D. S. D. Araujo. 2007. Spatial variation in the structural and floristic composition of “restinga” vegetation in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 543-551.
- Rocha, C. F. D., F. A. Esteves, e F. R. Scarano, editores. 2004. *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação*. Editora Rima, São Carlos, Brasil.
- Rosado, B. H. P., and E. A. De Mattos. 2010. Interspecific variation of functional traits in a CAM-tree dominated sandy coastal plain. *Journal of Vegetation Science* 21: 43-54.
- Sampaio, M. C., F. X. Picó, and F. R. Scarano. 2004. Ramet demography of a nurse bromeliad in Brazilian restingas. *American Journal of Botany* 92: 674-681.
- Santangelo, J. M., A. M. Rocha, R. L. Bozelli, L. S. Carneiro, and F. A. Esteves. 2007. Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 657-668.
- Scarano, F. R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rain forest. *Annals of Botany* 90: 517-524.
- Scarano, F. R. 2008. A expansão e as perspectivas da pós-graduação em Ecologia no Brasil. *Revista Brasileira de Pós-Graduação* 5: 89-102.
- Scarano, F. R. 2009. Plant communities at the periphery of the Atlantic forest: rare-species bias and its risk for conservation. *Biological Conservation* 142: 1201-1208.
- Scarano, F. R., e A. T. C. Dias. 2004. A importância de espécies no funcionamento de comunidades e ecossistemas. Páginas 43-60 em A. S. Coelho, R. D. Loyola, e M. B. G. Souza, editores. *Ecologia teórica: desafios para o aperfeiçoamento da Ecologia no Brasil*. O Lutador, Belo Horizonte, Brasil.
- Scarano, F. R., e F. A. Esteves. 2004. Pesquisas ecológicas de longa duração na restinga de Jurubatiba: hipótese central, estratégia de pesquisa e perspectivas. Páginas 15-22 em C. F. D. da Rocha, F. A. Esteves, e F. R. Scarano, editores. *Pesquisas de longa duração na restinga de Scarano, F. R., and M. L. Garbin*. 2013. From plant to planet: integrating hierarchies to help solve planetary crisis. *Nova Acta Leopoldina* 114: 317-324.
- Scarano, F. R., C. Gascon, e R. A. Mittermeier. 2010. O que é biodiversidade? *Scientific American Brasil Edição Especial* 39: 11-15.
- Scarano, F. R., P. C. Baião, e R. A. Mittermeier. 2011. Um acordo global para a proteção da biodiversidade. *Scientific American Brasil* 8: 74-79.

- Scarano, F. R., P. Cirne, M. T. Nascimento, M. C. Sampaio, D. Villela, T. Wendt, e H. L. T. Zaluar. 2004. Ecologia vegetal: integrando ecossistema, comunidades, populações e organismos. Páginas 77-97 em C. F. D. da Rocha, F. A. Esteves, e F. R. Scarano, editores. Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação. Editora Rima, São Carlos, Brasil.
- Scarano, F. R., and G. Martinelli. 2010. Brazilian list of threatened plant species: reconciling scientific uncertainty and political decision-making. *Natureza & Conservação* 8: 13–18.
- Silva, J. M. C., A. A. Garda, e T. Kasecker. 2010. Três grandes desafios para conservar a biodiversidade no Brasil. *Scientific American Brasil Edição Especial* 39: 24-29.
- Suhett, A. L., F. MacCord, A. M. Amado, V. F. Farjalla, and F. A. Esteves. 2004. Photodegradation of dissolved organic carbon in humic coastal lagoons (RJ, Brazil). *Proceedings of the 12th International Meeting of IHSS, São Pedro*, pp. 61-63.

8 Padrões de Variação de Longo Prazo na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná

ANGELO A. AGOSTINHO*, LUIZ C. GOMES, CLAUDIA C. BONECKER & SIDINEI M. THOMAZ

Universidade Estadual de Maringá, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupelia), Departamento de Biologia, Maringá/PR CEP: 87020-900, Brasil

* Autor para correspondência: agostinhoaa@nupelia.uem.br

Resumo: Neste capítulo, são avaliados os efeitos do regime hidrossedimentológico sobre a biota da várzea remanescente do Alto Rio Paraná (Sítio 6 do PELD) considerando os eventos climáticos periódicos de baixa recorrência (El Niño) e a formação e operação dos reservatórios a montante, que também afetam a vazão e retêm sedimentos e nutrientes. Para isso, foram selecionados os resultados obtidos nessa região e publicados durante a última década. Esse remanescente de várzea, o último com extensão relevante no trecho brasileiro do Rio Paraná, encontra-se integralmente dentro da APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, sendo suas áreas mais sensíveis protegidas pelo Parque Nacional de Ilha Grande e pelo Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema. Os levantamentos da fauna e flora aquáticas e paludícolas, incluindo a mata ripária, revelaram elevada diversidade biológica (4.545 táxons), cuja integridade é fortemente dependente do regime de vazão. A construção de reservatórios a montante, com destaque para o mais recente (Porto Primavera, fechado em dezembro de 1998), alterou os atributos hidrográficos e as concentrações de nutrientes e materiais em suspensão, com reflexos nos processos de erosão e sedimentação e nas características dos habitats e da biota aquática. Anos sucessivos de seca aliados à formação do reservatório de Porto Primavera facultaram o estabelecimento de várias espécies não nativas, geralmente oriundas de propágulos que utilizaram os reservatórios a montante como trampolim para alcançar a planície. Anos com influência do El Niño ainda permitem, com menor tempo de recorrência, a sazonalidade das cheias, que assegura a sobrevivência de muitas espécies já escassas no restante da bacia a montante. Os resultados permitem ainda concluir que a alternância de períodos anuais chuvosos e outros de estiagem é fundamental para a conservação da biodiversidade da região. Entretanto, medidas de conservação da biota regional passam necessariamente pela alteração nos procedimentos operacionais das barragens a montante.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes, estudos ecológicos de longa duração, impactos de represamento, inventários de invasão de espécies, biodiversidade

Abstract: In this chapter, the effects of the hydrosedimentological regime on the biota of the remnant “várzea” of the upper Paraná River (Site 6 of PELD) were evaluated. In this evaluation the anthropogenic impacts (formation and operation of dams upstream from the Site) and low recurrence climatic events (El Niño), which also affect the discharge and the retention of sediments and nutrients were considered. To achieve proposed goals, results of studies conducted in the area and published in the last decade were selected. This remnant of “várzea” is the

last relevant stretch in the Brazilian part of the Paraná River. It is totally included in the protect Area (APA) of Islands and “*Várzeas*” of the Paraná River, and they are the most sensitive areas of the stretch are protected by the National Park of Ilha Grande and the State Park of *Várzeas* of the Ivinhema River. Inventories of the aquatic and swampy fauna and flora, including the riparian vegetation conducted in the area revealed a high biological diversity (4,545 taxa) and its integrity is closely dependent on the discharge regime. The construction of upstream dams, specially the most recent one (Porto Primavera, closed in December 1998), led to alterations in hydrographic attributes and in the concentrations of nutrients and suspended solids, reflecting on erosive processes, sedimentation, characteristics of the habitats and the aquatic biota. Consecutive years of drought in addition to the formation of Porto Primavera Reservoir facilitated the establishment of several non-native species. For several of them, the sources of propagules originated upstream the area and they used upstream reservoirs as springboard to reach the floodplain. Additionally, years under the influence of El Niño allow more spaced rhythms of floods that favor survival of several species, already sporadic upstream in the basin. Results also allow concluding that the alternation between years of floods and droughts are fundamental for the conservation of the biological diversity of the region. Thus, measures aiming the conservation of the regional biota necessarily have to consider the alteration in the operational procedures of the dams located upstream.

Keywords: biodiversity surveys, dam impacts, long-term ecological research, nutrient cycling, species invasion

Introdução

O último século foi marcado por uma intensa ocupação da Bacia do Alto Rio Paraná, transformando de maneira marcante a sua fisiografia. É, atualmente, a bacia com a maior concentração populacional no Brasil, abrigando, em 10,5% do território, 32% da população do País. Nela estão localizados os maiores centros urbanos e industriais, com severos impactos sobre a quantidade e a qualidade da água (Agostinho et al. 1994, 2008a). Por exemplo, a Sub-bacia do Rio Tietê, com 8% da área, abriga quase a metade da população da bacia, sendo que 95% desta vivem em áreas urbanas. Como consequência dessa ocupação, todas as atividades que têm sido responsabilizadas pela degradação dos corpos-d’água e da biota aquática em todo o mundo estão presentes nessa bacia. Nessa região, alguns tributários têm até 2/3 de sua descarga composta por esgoto (Petriere & Agostinho 1993). Nela, além da crescente demanda de água, dos seus usos consumptivos, da pecuária e da agricultura intensiva com emprego massivo de insumos químicos, da eliminação da vegetação ripária e das espécies invasoras, há ainda uma fonte de importantes impactos sobre a biota aquática: a alteração dos habitats aquáticos pelos represamentos.

Os represamentos, ao transformarem a dinâmica da água na área represada e modificarem o regime hidrológico dos trechos a jusante, alteram a qualidade e a disponibilidade dos habitats fluviais, com reflexos sobre a produtividade e a diversidade da biota aquática (Agostinho et al. 2008a; Hoeninghaus et al. 2009). Mais de uma centena de reservatórios, 26 dos quais com mais de 100 km², marcam a fisionomia atual da paisagem do Alto Rio Paraná. Na bacia, esses reservatórios estão distribuídos pelas principais sub-bacias e na calha principal, sendo o único trecho relevante ainda livre, aquele que se estende entre a barragem de Porto Primavera e o reservatório de Itaipu (230 km).

Os estudos até agora realizados revelam que essa planície apresenta elevada diversidade biológica e que esse remanescente de várzea do Rio Paraná tem importância fundamental na manutenção de populações viáveis de espécies já eliminadas dos trechos superiores da bacia, especialmente para os peixes de grande porte que realizam extensas migrações reprodutivas. A elevada diversidade desse trecho considerado como área de “Extrema Importância Biológica” (MMA 2002) fundamentou a criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, com abrangência por toda a sua extensão, sendo as áreas com habitats mais críticos objeto de proteção pelo Parque Nacional de Ilha Grande e Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema (MS).

A implantação do Sítio 6 do PELD–CNPq ocorreu após a constatação da elevada biodiversidade aquática e paludícola da região e a obtenção de indicações acerca da importância do regime hidrossedimentológico na estruturação e no funcionamento das comunidades aquáticas locais. Assim, a despeito dos numerosos represamentos a montante, o regime hidrossedimentológico é ainda a principal função de força que atua sobre as comunidades presentes nesse trecho (Agostinho et al. 2004a).

O regime hidrossedimentológico na região é afetado preponderantemente pelos eventos de grande escala, espacial e temporal, como aqueles ligados ao fenômeno do El Niño – Oscilação Sul e ao controle exercido pelos represamentos a montante, cujos efeitos sobre a diversidade biológica e o funcionamento dos ecossistemas somente podem ser detalhados a partir de estudos ecológicos de longo prazo. Assim, o *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*, em desenvolvimento desde o ano 2000, pela Universidade Estadual de Maringá, sob o patrocínio do CNPq – MCVI, tem como objetivos: (i) avaliar os efeitos das atividades antropogênicas, especialmente a operação de usinas hidrelétricas, sobre as variações no ciclo hidrológico e a transparência e concentração de nutrientes; (ii) inventariar a diversidade biológica e detectar padrões de longo prazo na estrutura de populações e comunidades em diferentes biótopos da planície, decorrentes das atividades antropogênicas e de eventos Enso (*El Niño - Southern Oscillation*), com ênfase na composição, abundância e condição nutricional de peixes; (iii) avaliar os efeitos de represamentos sobre a proliferação de espécies introduzidas.

Métodos

Descrição do sítio – Inserção na bacia

O Rio Paraná, principal rio da Bacia do Rio do Prata, é o décimo maior do mundo em descarga e o quarto em área de drenagem ($5 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{ano}$; $2,8 \times 10^6 \text{ km}^2$, respectivamente), drenando todo o centro-sul da América do Sul, desde as encostas dos Andes até a Serra do Mar, nas proximidades da costa atlântica (Agostinho et al. 2007a). Da sua nascente, no Planalto Central, até a foz, no estuário do La Plata, percorre 4.695 km, atravessando rochas sedimentares e vulcânicas da bacia sedimentar do Paraná e da Bacia do Chaco, cujas bordas são constituídas pela encosta leste dos Andes e rochas pré-cambrianas do escudo brasileiro no norte e leste (Petri & Fúlfaro 1983).

O Alto Rio Paraná (da confluência dos rios Paranaíba e Grande até os antigos Saltos de Sete Quedas – 619 km) e parte do Médio Rio Paraná (dos antigos Saltos de Sete Quedas até a foz do Rio Iguazu – 190 km) têm direção geral norte-sul/su-

deste e encontram-se em território brasileiro, drenando uma área de 891 mil km^2 , que corresponde a 10,5% da área do País (Paiva 1982). A barreira geográfica que antes delimitava os segmentos alto e médio do Rio Paraná se encontra atualmente submersa no reservatório de Itaipu.

O Alto Rio Paraná corre por regiões de clima tropical-subtropical, com temperaturas médias mensais superiores a $15 \text{ }^\circ\text{C}$ e precipitações superiores a 1.400 mm/ano (IBGE 1990). Com uma declividade média de 0,18 m/km, esse trecho do rio apresentava, a partir de Três Lagoas (MS), uma ampla planície alagável que podia chegar a 20 km de largura, estendendo-se por cerca de 480 km, especialmente em sua margem direita. Esse trecho representava até recentemente o único remanescente livre de barragem do Rio Paraná em território brasileiro, excluindo-se cerca de 30 km a jusante do reservatório de Itaipu. Entretanto, cerca da metade dele foi subtraída do sistema pelo reservatório da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (UHE Sérgio Motta).

O segmento ainda livre desse rio (230 km) apresenta um amplo canal anastomosado (*braided*), com reduzida declividade (0,09 m/km), ora com extensa planície aluvial e grande acúmulo de sedimento em seu leito, dando origem a barras e pequenas ilhas (mais de 300), ora com grandes ilhas e planície alagável mais restrita (Agostinho et al. 2008a). A complexa anastomose envolve, ainda, numerosos canais secundários, lagoas, o Rio Baía e os trechos inferiores dos rios Ivaí, Ivinhema, Piquiri, Amambaí e Iguatemi (Agostinho et al. 2008a), além da várzea. A área de planície é mais conspícua na margem direita, com rios de declividade inferior a 0,1 m/km (Baía, Ivinhema, Amambaí e Iguatemi). Na margem esquerda, com rios de maior declividade (Parapanema = 0,6 m/km; Ivaí = 1,30; Piquiri = 2,2), as várzeas são mais restritas.

A área do Sítio 6 do PELD

A área da bacia-objeto dos estudos ecológicos de longa duração (Sítio 6 do PELD) é aquela compreendida entre a barragem de Porto Primavera (localizada na divisa dos Estados de São Paulo e do Mato Grosso do Sul), cerca de 30 km acima da foz do Rio Parapanema, até a foz do Rio Ivaí (PR), e a última foz do Rio Ivinhema (MS). Essa área compreende a metade superior da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, parte do Parque Nacional de Ilha Grande, ambas criadas pelo Governo Federal, e todo o Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, administrado pelo Governo do Estado do Mato Grosso do Sul.

Nessa área foram estabelecidos 36 pontos de amostragem, incluindo rios, canais, lagoas conectadas e não conectadas aos rios e ressacos distribuídos num polígono ao

longo de 90 km do Alto Rio Paraná e as partes baixas de seus tributários da margem direita dos rios Ivinhema (70 km) e Baía (20 km). Esse polígono possui uma área estimada de 5 mil km² dos 10 mil km² que compõem a mencionada Área de Proteção Ambiental. O sistema de drenagem é composto por um conjunto multicanal com características de rios entrelaçados, representado pelo Rio Paraná e por um conjunto de canais anastomosados que drenam a planície aluvial (Souza Filho 2009).

Os rios Ivinhema e Baía estão conectados entre si através de um canal secundário (Canal Corutuba) que corre paralelamente à calha do Rio Paraná e tem uma extensão aproximada de 25 km. Esses tributários se conectam a esse rio através de vários canais e uma extensa várzea, que durante grandes cheias pode ampliar a largura da lâmina de água do Rio Paraná de 2 para cerca de 20 km nas proximidades da primeira foz do Rio Ivinhema (Figura 1). Assim, os ambientes da planície de inundação podem ser divididos em três grandes subsistemas, sendo o primeiro o do próprio Rio Paraná; o segundo o do Rio Baía, paralelo ao Rio Paraná, com algum controle do Rio Paraná sobre sua hidrodinâmica; e o último o do Rio Ivinhema, não represado e não influenciado em sua dinâmica pelos represamentos do Rio Paraná, exceto abaixo de sua primeira foz (Canal Ipoitã).

Resultados

Variações no ciclo hidrológico

O ingresso de água na planície pode ocorrer devido às cheias nos rios Paraná, Ivinhema ou mesmo no Baía. Assim, quando o nível do Rio Paraná na Estação Fluviométrica de Porto São José (Registro nº 64575003 – Agência Nacional de Águas – ANA) alcança 3,5 m (descarga de aproximadamente 10.000 m³/s [Rocha 2002]), verifica-se o início das cheias na planície, com os ambientes lânticos conectando-se superficialmente entre si. Quando esse nível ultrapassa 4,5 m (descarga = 12.745 m³/s), as cheias do Rio Paraná alcançam o Canal Corutuba e o Rio Ivinhema pelo ingresso de água nas partes baixas do dique marginal. A parte da planície entre o Rio Paraná e o Canal Corutuba (2 a 6 km) fica completamente submersa nos níveis de 6,0 m (Rocha 2002; Souza Filho 2009). No Rio Ivinhema (Registro nº 64617000 – ANA), a entrada de água na planície se inicia com 2,5 m (descarga = 472 m³/s), sendo que o alagamento completo é alcançado com 4 m (890 m³/s [Rocha 2002]).

O regime hidrossedimentológico desse remanescente de várzeas do Rio Paraná, como mencionado, é bastante afetado pelos reservatórios hidrelétricos situados a montante. As mudanças nos níveis fluviométricos ocorrem em escalas

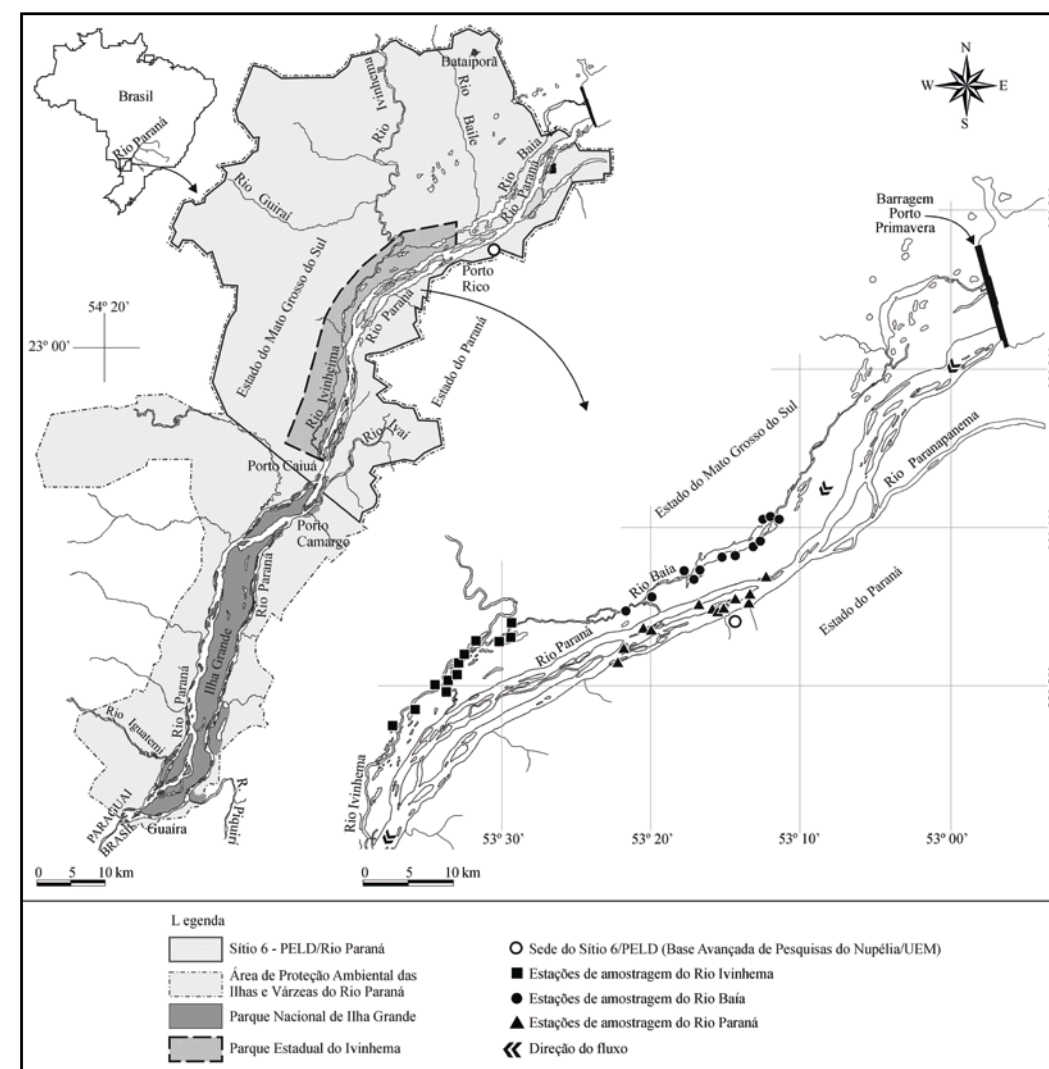


Figura 1. Área de estudos do Sítio 6 do PELD no Alto Rio Paraná, com indicações de locais de amostragem e sede do sítio, bem como a localização das Unidades de Conservação existentes.

temporais curtas, como as oscilações diárias e semanais decorrentes de alterações na demanda de energia elétrica, e anuais, como alterações do período e intensidade das cheias anuais ligadas à retenção da água, pelos reservatórios, no período de chuvas para uso na estiagem (Figura 2). Embora o Rio Paraná tivesse seu regime hidrológico controlado pelas dezenas de reservatórios já existentes antes da operação da usina hidrelétrica de Porto Primavera, a proximidade dessa última promoveu mudanças nos padrões de variação dos níveis desse rio no trecho de

estudo, reduzindo a intensidade do pulso de cheia e, especialmente, elevando a frequência de pulsos menores (Figura 2). Assim, alterações no nível do Rio Paraná na Estação Fluviométrica de Porto São José — cerca de 30 km a jusante da barragem, num intervalo de 12 horas — superaram 10 cm em 55% dos dias e 30 cm em 9% dos dias. Porém, as variações podem chegar a 122 cm durante esse intervalo de tempo (Agostinho et al. 2008a). Sobrepostos aos ciclos diários e sazonais de cheias, influenciados diretamente pela operação dos reservatórios, observam-se na planície eventos esporádicos de grandes cheias aliadas ao fenômeno El Niño. Esse parece ser o evento natural de maior relevância para a permanência de grande parte das espécies na região, uma vez que não pode ser neutralizado pelos represamentos existentes na bacia, ao contrário dos pulsos sazonais.

As variações nos níveis fluviométricos desde 1986 mostraram que, nos ciclos hidrológicos de 1986–87, 2000–01 e 2003–04, o extravasamento do Rio Paraná sobre sua planície alagável não ocorreu ou foi insuficiente (Figura 2), ocorrendo pequenas inundações de curta duração, quando considerado um menor limiar como critério para essas cheias (3,5 m) (Tabela 1). Por outro lado, nos anos de 1987–88, 1992–93, 1993–94, 2004–05 e 2006–07, as cheias foram intensas, ocorrendo elevada conectividade (dias de cheias/dias de seca) e maior duração nos pulsos contínuos, além dos altos níveis fluviométricos alcançados (Tabela 1). Informações mais detalhadas dos ciclos hidrológicos e atributos cujas variações têm maiores implicações sobre a biota durante esses anos são apresentados na Tabela 1.

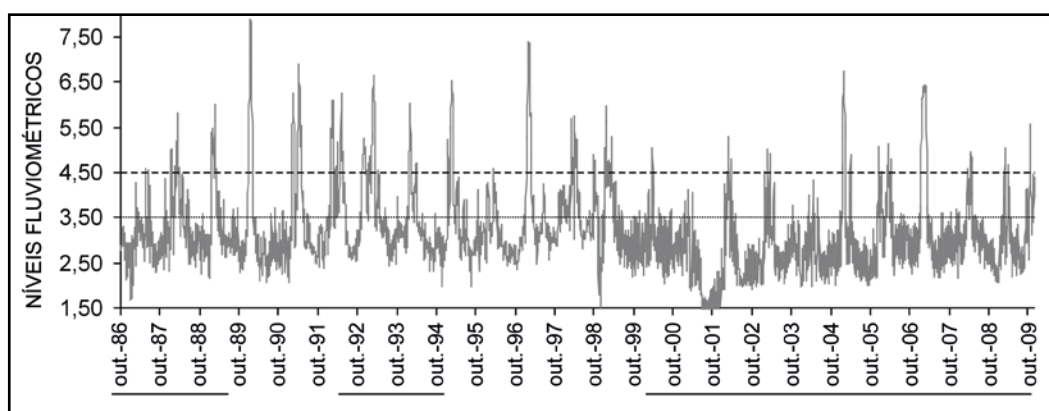


Figura 2. Variação diária nos níveis fluviométricos do Rio Paraná (Estação Fluviométrica de Porto São José), em metros, durante o período de outubro de 1986 a outubro de 2009. Os períodos de estudos são assinalados pelas linhas no rótulo de x, e os limiares de cheias considerados são assinalados por linhas contínua (3,5 m) e tracejada (4,5 m).

Tabela 1. Atributos hidrográficos do Rio Paraná durante o período dos estudos ecológicos de longa duração no Sítio 6 do PELD–CNPq (IntPo = intensidade da potamofase ou maior nível na cheia, em cm; Elast. = elasticidade ou razão entre o maior e o menor nível; DuPo = duração da potamofase, em dias; DuLi = duração da limnofase, em dias; Conec = conectividade ou razão entre os números de dias de potamofase e limnofase; NuPu = número de pulsos completos; MaChI = maior cheia ininterrupta, em dias; InCh = dia do início das cheias; ReCh = retardo do início da cheia, em número de quinzenas após a 1ª quinzena de outubro, quando o início das cheias historicamente ocorrem). Definições de atributos conforme Neiff & Poi de Neiff (2003). Asterisco = limiar de nível fluviométrico considerados para cheias (* = 4,5 m; ** = 3,5 m).

Atributo	CICLOS													
	86-07	87-08	92-03	93-04	99-00	00-01	01-02	02-03	03-04	04-05	05-06	06-07	07-08	08-09
InPo	4,6	5,84	6,67	6,05	5,07	4,14	5,32	5,03	4,34	6,76	5,16	6,45	4,98	5,06
Elast.	2,74	2,53	2,73	2,63	2,49	3,54	4,16	2,57	2,23	3,41	2,43	2,97	2,31	2,44
DuPo*	4	41	91	29	4	0	12	10	0	33	20	57	10	5
DuLi*	361	324	273	336	361	365	353	355	365	332	344	308	355	360
Conec*	0,01	0,13	0,33	0,09	0,01	0,00	0,03	0,03	0,00	0,10	0,06	0,19	0,03	0,01
NuPu*	2	4	8	2	1		3	3		2	7	1	2	2
MaChI**	2	20	20	24	4		9	6		29	9	57	9	4
InCh*	23,05	12,01	12,11	18,01	25,03		16,02	30,01		15,01	21,12	12,01	28,03	27,02
ReCh*	16	7	3	8	12		10	8		7	6	7	12	10
DuPo**	36	132	167	91	30	10	51	38	23	47	106	73	62	47
DuLi**	328	230	197	271	335	353	314	327	342	317	258	291	302	318
Conec**	0,10	0,41	0,61	0,27	0,08	0,03	0,14	0,11	0,06	0,14	0,31	0,24	0,17	0,13
NuPu**	9	9	6	7	14	6	6	7	7	4	8	4	10	10
MaChI**	9	88	131	58	15	4	34	12	8	34	63	68	50	18
InCh**	20,02	15,12	23,10	7,10	01,10	16,12	15,01	29,01	19,10	28,12	08,12	22,12	12,02	04,02
ReCh**	12	5	2	1	1	6	6	8	2	6	5	6	9	9

Variações na transparência e concentração de nutrientes

A análise dos valores médios anuais da transparência da água (disco de Secchi) em três diferentes períodos de estudos da planície de inundação mostra uma elevação acentuada entre os dois primeiros (1986–88 = 1 m [DP 0,5]; 1992–95 = 1,4 m [DP 0,4]) em relação ao último (2000–2008 = 3 m [DP 1,2]), após a formação do reservatório de Porto Primavera (Figura 3a). Por outro lado, as concentrações de fósforo total nos dois primeiros períodos (1987–88 = 27 µg/L [DP 12]; 1993–94 = 16 µg/L [DP 9]) foram superiores àquelas do período pós-represamento (2000–2008 = 12 µg/L [DP 8]; [Roberto et al. 2009]) (Figura 3b). Constatou-se ainda um decréscimo acentuado nas concentrações de fósforo total nas lagoas marginais do Rio Paraná durante as cheias, indicando um efeito diluidor das águas desse rio sobre a várzea (Agostinho et al. 2004b; Roberto et al. 2009).

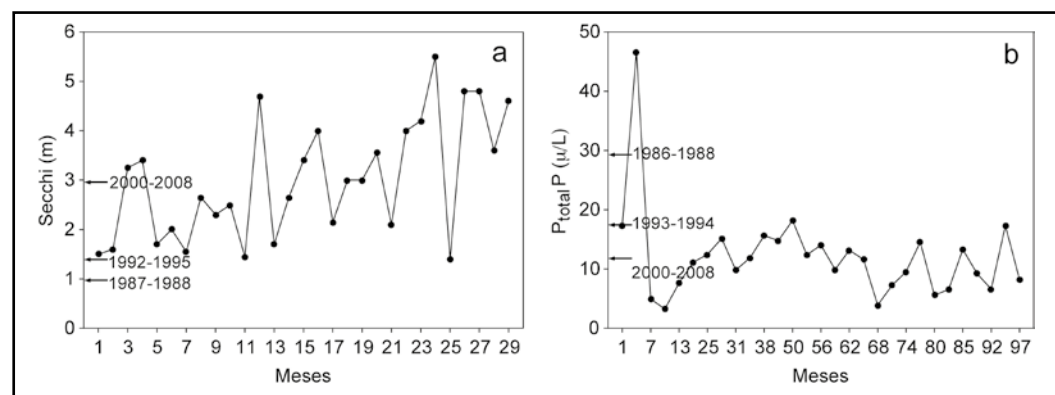


Figura 3. Valores mensais da transparência da água (disco de Secchi; a) e da concentração de fósforo total (b) durante o período de fevereiro de 2000 (mês 1) a fevereiro de 2008 (mês 97) no canal principal do Rio Paraná. Linhas representam os valores médios em diferentes períodos (Fonte: Roberto et al. 2009).

Diversidade biológica

Os levantamentos conduzidos no remanescente de várzea do Rio Paraná resultaram no registro de 4.545 espécies ou morfoespécies (Tabela 2). Ressalta-se que à exceção de vertebrados e vegetais, que são grupos que incluem formas terrestres, os levantamentos foram realizados exclusivamente em ambientes aquáticos e, no caso das macrófitas, também em áreas paludícolas.

Variações de longo prazo na composição e abundância

Os estudos de longo prazo em diferentes ambientes da planície de inundação, após a formação do reservatório de Porto Primavera, mostraram que a riqueza de espécies e abundância daquelas planctônicas e zoobentônicas foram maiores nos períodos de seca. Uma tendência distinta foi constatada entre as algas perifíticas, que, embora com maior número de espécies no período de seca, apresentaram maior abundância no período de cheia (Tabela 3). Em anos de cheia extrema, antes do represamento, os resultados evidenciam que o número de espécies e a abundância do fitoplâncton, ao contrário do verificado após o represamento, foram elevados. Já a riqueza de espécies no perifíton manteve a mesma relação com as cheias constatadas após a formação do reservatório (Tabela 3).

Os rotíferos também apresentaram resultados distintos nesses dois períodos. A riqueza de espécies desse grupo diminuiu logo após a formação do reservatório (2000 – ano de seca) e voltou a atingir valores elevados e similares aos do período pré-represamento (1992 – ano de cheia) após 3 anos (2002) (Figura 4a) e significativamente diferentes de 2000 e 2001 (período de seca extrema) (Figura 4b). A abundância desses organismos também diminuiu significativamente em 2000 (Bonecker et al. 2009).

Tabela 2. Número de espécies/morfoespécies identificadas na biota do Sítio 6 do PELD – Alto Rio Paraná (grupos taxonômicos comuns a mais de um estrato foram incorporados àquele em que ele está melhor representado).

Grupo taxonômico	S	Fonte
Vegetais terrestres	774	Souza et al (2009)
Macrófitas aquáticas	155	F. A. Ferreira (dados não publicados)
Fitoplâncton	690	Train et al. (2004); Borges & Train (2009); Rodrigues et al. (2009)
Perifíton (incluindo algas e meiofauna)	824	Pereira et al. (2004); Algarte et al. (2009); Murakami et al. (2009)
Zooplâncton (incluindo amebas testáceas, ciliados e flagelados)	866	Lansac Tôha et al. (2009); Pauleto et al. (2009); Bonecker et al. (2009); L. F. M.Velho (dados não publicados); F. A. Lansac-Tôha (dados não publicados)
Invertebrados bentônicos (incluindo ostrácodos)	315	Beharend et al. (2009); Rosin et al. (2009); Higuti et al. (2009); A. M. Takeda (dados não publicados.)
Ictioparasitas	337	Takemoto et al. (2009)
Peixes	170	Fernandes et al. (2009)
Anfíbios	22	I. P. Affonso (dados não publicados)
Répteis	37	Mussarra (1994)
Aves	295	Mendonça et al. (2009)
Mamíferos	60	Mussara (1994); Ortêncio & Reis (2009)
TOTAL	4.545	

Tabela 3. Variações na riqueza de espécies (S) e abundância (Ab) de diferentes comunidades aquáticas em anos com regimes hidrológicos extremos (cheia e seca) antes (pré-represamento) e após (pós-represamento) da formação do reservatório de Porto Primavera.

Grupos	Pré-represamento		Pós-represamento				Fontes
	cheia 1992–94		seca 2000–1/ 2003–4		cheia 2004–5/ 2006–7		
	S	Ab	S	Ab	S	Ab	
Fitoplâncton	+++	+++	+++	+++	+	+	Rodrigues et al. (2009)
Perifíton (algas)	+	-	+++	+	+	+++	Algarte et al. (2009); Murakami et al. (2009)
Zooplâncton	-	-	+++	+++	+	+	Lansac-Tôha et al. (2009)
Zoobentos	-	-	+++	+++	+	+	Rosin et al. (2009); Beharend et al. (2009)

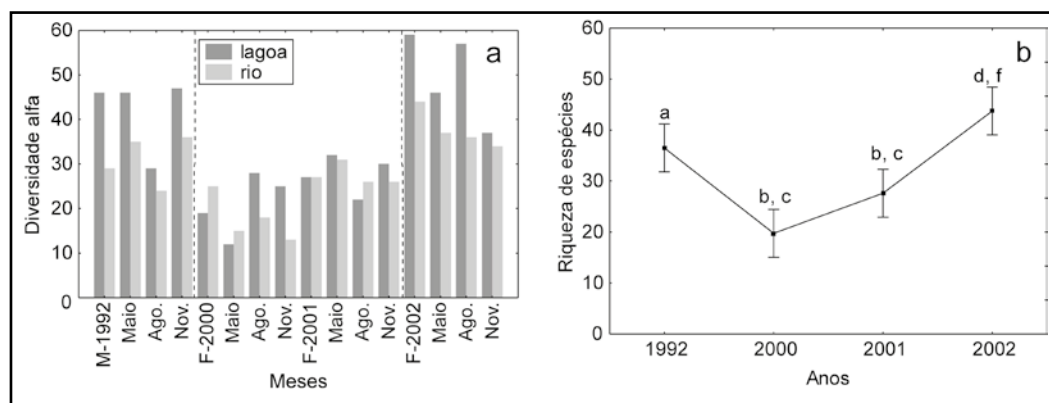


Figura 4. Riqueza de espécies de rotíferos registrada em dois ambientes da planície de inundação, nos anos de 1992 (pré-represamento), 2000, 2001 e 2002 (pós-represamento). a) Valores mensais e b) Variação anual (barras verticais=erro-padrão; letras menores sobre a média indicam diferenças significativas ao nível de 0,05).

Os padrões espaciais e temporais de variação na diversidade específica e na abundância de peixes na planície de inundação foram analisados ao longo de 20 anos de estudos (1987–2007), considerando-se suas relações com distúrbios naturais (eventos climáticos) e artificiais (regulação hidrológica) vigentes no período. Os distúrbios naturais e artificiais foram expressos nos valores dos atributos do ciclo hidrológico (ver Tabela 1), que foram sumarizados em uma análise de componentes principais (PCA; para mais detalhes, ver Fernandes et al. 2009). Dois eixos foram retidos para interpretação (Tabela 4) e, juntos, representaram 72,4% da variabilidade dos atributos. O primeiro eixo (PCA 1) representou, principalmente, um gradiente de duração da cheia e de conectividade, enquanto o segundo eixo (PCA 2) representou um gradiente de intensidade e amplitude das inundações.

As relações entre os atributos do ciclo hidrológico e os de comunidade, representados pela riqueza de espécies (S) e abundância ou captura por unidade de esforço (CPUE; indivíduos/1.000 m² de rede em 24 h), foram avaliadas por análise de covariância –Ancova, considerando cada subsistema da planície de inundação (rios Baía, Ivinhema e Paraná) como variável categórica, os atributos da comunidade como variável dependente e os eixos da PCA retidos para interpretação como co-variáveis.

As médias anuais da riqueza de espécies estiveram relacionadas ao eixo 1 da PCA ($F = 17,19$; $p < 0,001$), indicando um aumento no número de espécies nos anos com cheias mais prolongadas e com maior conectividade, exceto para o Rio Ivinhema ($F = 2,61$; $p > 0,05$). O Rio Paraná apresentou menor riqueza média

Tabela 4. Resultados da análise de componentes principais (PCA) aplicada aos atributos do ciclo hidrológico. São apresentados os autovetores (maiores valores em negrito), autovalores e a porcentagem de explicação para o eixo 1 (PCA 1) e para o eixo 2 (PCA 2). (Modificado de Fernandes et al. 2009).

Variáveis	PCA 1	PCA 2
Intensidade de Potamofase	-0,21	-0,94
Intensidade de Limnofase	-0,18	-0,89
Duração da Potamofase	-0,96	0,20
Duração da Limnofase	0,96	-0,20
Elasticidade	-0,19	-0,71
Conectividade	-0,94	0,25
Fração de Potamofase	-0,96	0,20
Número de pulsos	-0,61	0,04
Retardo no início da cheia	-0,54	-0,47
Autovalores	4,602	2,638
Variação explicada (%)	46,0	26,4

anual (intercepto = 17,21; $F = 22,07$; $p < 0,001$) quando comparado aos demais rios. Assim como a riqueza de espécies, a CPUE total foi relacionada ao PCA 1 ($F = 6,55$; $p < 0,05$), sendo essa relação observada somente para o Rio Paraná ($F = 8,68$; $p < 0,05$). O Rio Baía apresentou maior valor anual da CPUE (intercepto = 26,04; $F = 23,37$; $p < 0,001$) quando comparado aos demais rios. Entre as estratégias reprodutivas, somente a abundância (CPUE) das espécies migradoras de longa distância foi relacionada ao PCA 1 ($F = 28,19$; $p < 0,001$). Entretanto, os valores médios da abundância de migradores de longa distância não diferiram entre os subsistemas ($p > 0,05$). Nenhuma das interações entre os escores da PCA e os rios foi significativa, mostrando que as tendências foram semelhantes nos três subsistemas.

Os valores dos atributos do ciclo hidrológico apresentados na Tabela 1 também foram correlacionados com a abundância de jovens do ano das espécies de peixes migradoras para verificar possíveis tendências, uma vez que as espécies com essa estratégia reprodutiva são altamente dependentes do ciclo hidrológico para completarem os seus ciclos de vida (para mais detalhes, ver Agostinho et al. 2004a; Suzuki et al. 2009).

No período estudado (1987 a 2007), a maior CPUE desses jovens ocorreu em 2007, seguida de 1992, 1993, 2005 e 1988, sendo que nos demais anos as capturas foram iniciais. *Prochilodus lineatus*, *Leporinus obtusidens* e *Pseudoplatystoma corruscans* foram as espécies que contribuíram com as maiores abundâncias (Figura 5). Os jovens do ano de *P. lineatus* foram especialmente abundantes em 1992, 1993 e 2007; os de *L. obtusidens* em 1992 e 1993; e de *P. corruscans* em 2007. Neste último ano, além dessas espécies, foi registrada uma maior contribuição de *Pterodoras granulosus*. Das espécies analisadas, a menor abundância de jovens do ano foi registrada para *Salminus brasiliensis*. Considerando-se os subsistemas, o Rio Ivinhema contribuiu com as maiores capturas nos anos de 2007; 1992 e 2005. A maior contribuição do subsistema Paraná ocorreu em 1993 e do Baía em 1987 e 1988.

Para avaliar a relação entre a captura de jovens do ano e os atributos das cheias e subsistemas, foram feitas análises de covariância – Ancova, sendo a variável dependente a captura de jovens do ano; a covariável, os atributos das cheias; e a variável categórica, os subsistemas.

As análises de covariância revelaram que a captura de jovens do ano relacionou-se positivamente com a intensidade e duração da cheia (número de dias acima do nível de 4,50 m para o Rio Paraná e de 2,75 m para o Rio Ivinhema) e negativamente com a duração da seca e atraso das cheias. Foi possível observar, ainda, que a abundância de jovens do ano das espécies migradoras não foi relacionada aos subsistemas e ao número de pulsos de seca e de cheia. A análise dos modelos de inclinação realizada para cada um dos três subsistemas revelou que nos três há relação da captura de jovens do ano com a duração de cheias moderadas (número de dias acima do nível de 5,40 m para o Rio Paraná e de 3,25 m para o Rio Ivinhema) e duração da maior cheia ininterrupta, sendo que, no geral, essa relação foi mais forte para o subsistema Ivinhema. Quando considerados limiares superiores do nível hidrométrico, alcançado em cheias extremas, essa relação com a duração da cheia (número de dias acima do nível de 6,10 m para o Rio Paraná e de 4 m para o Rio Ivinhema) foi similar.

Condição nutricional

As correlações dos atributos da cheia com a atividade alimentar (resíduo da relação entre o peso do estômago – We, e o peso do indivíduo – Wt) e com a condição nutricional das espécies piscívoras (resíduo da relação entre o peso total do indivíduo – Wt, e comprimento-padrão do indivíduo – Ls) foram avaliadas entre o período de 1986 a 2002. A intensidade na tomada de alimento teve altas correlações positivas com a intensidade (nível máximo anual) e os níveis médios das cheias (Luz-Agostinho et al. 2009). Por outro lado, a variabilidade dos níveis diários, especialmente em uma escala anual,

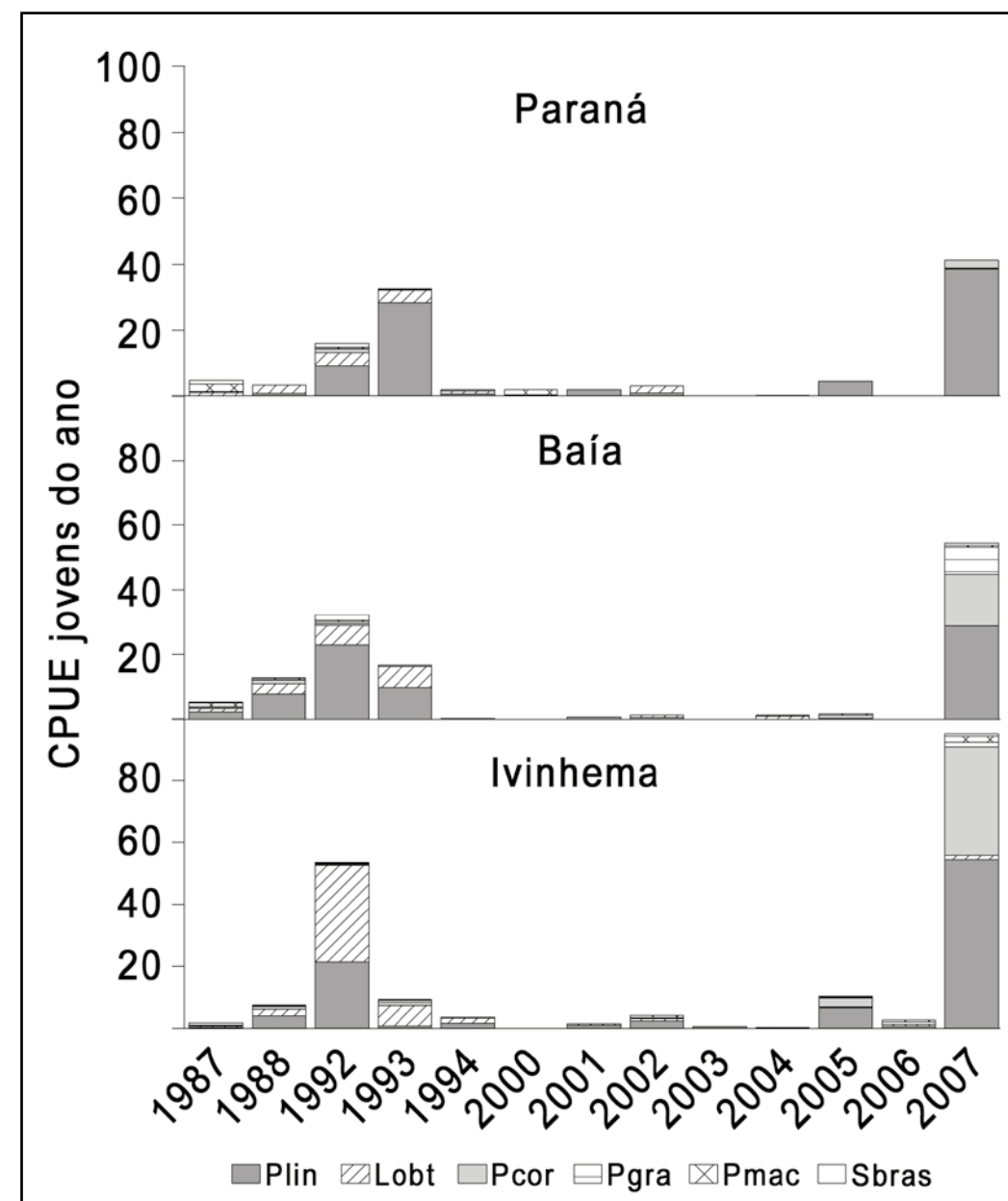


Figura 5. Abundâncias relativas de jovens do ano de cinco espécies de peixes migradores capturados na planície de inundação do Alto Rio Paraná nos diferentes anos e subsistemas. Plin = *Prochilodus lineatus*; Lobt = *Leporinus obtusidens*; Pmac = *Pimelodus maculatus*; Pcor = *Pseudoplatystoma corruscans*; Pgra = *Pterodoras granulosus*; Sbra = *Salminus brasiliensis* (modificado de Suzuki et al. 2009).

foi negativamente correlacionada com a intensidade alimentar (Tabela 5). Já a condição nutricional dos indivíduos correlacionou-se positivamente com o retardo no início das cheias. Assim, cheias mais tardias resultaram em piscívoros mais robustos. Por outro lado, correlações negativas com a condição dos indivíduos foram verificadas com a duração da cheia e a variabilidade nos níveis anuais dos rios, demonstrando que, apesar de alguns atributos da cheia terem impactos positivos sobre a tomada de alimento, as cheias afetam negativamente a condição dos piscívoros (Tabela 5).

Uma avaliação similar realizada por um período mais longo (1986 a 2004) e para as distintas guildas tróficas (Abujanra et al. 2009) revelaram que, com a exceção de planctívoros e herbívoros, a condição nutricional correlacionou-se positivamente com o retardo no início da cheia para todas as guildas, sendo estas mais relevantes entre os detritívoros. A variabilidade dos níveis fluviométricos anuais smostrou relação positiva com os herbívoros ($r = 0,76$; no Rio Paraná) e negativa com insetívoros ($r = -0,84$) e invertívoros ($r = -0,77$) do Rio Ivinhema. Já a condição dos detritívoros foi correlacionada negativamente com a duração da cheia ($r = -0,90$; $\rho = -0,90$, respectivamente), a intensidade da cheia ($\rho = -0,88$; $\rho = 0,93$), o nível médio anual ($\rho = -0,88$; $r = -0,81$) e o nível médio durante a cheia ($r = -0,81$; $\rho = -0,83$). Uma tendência similar foi verificada para invertívoros do Rio Baía (duração: $r = -0,72$; nível máximo: $\rho = -0,86$; nível médio $r = -0,88$; e nível médio durante a cheia: $\rho = -0,93$).

Tabela 5. Valores das correlações de Pearson (r) e Spearman (ρ) entre alguns atributos da cheia (Max: nível máximo; CV: coeficiente de variação) e a atividade alimentar e a condição de indivíduos de espécies piscívoras (*: correlações significativas) (modificado de Luz-Agostinho et al. 2009).

Atributos	Atividade alimentar		Condição nutricional	
	(Média do resíduo da relação entre $W_e \times W_t$)		(Média do resíduo para a relação entre $W_t \times L_t$)	
	Pearson	Spearman	Pearson	Spearman
Duração da potamofase	-0,07	-0,07	-0,65*	-0,70*
Retardo no início da cheia	0,21	0,20	0,65*	0,71*
Intensidade da potamofase	0,78*	0,80*	0,22	0,16
Nível médio anual	0,82*	0,83*	0,14	0,17
CV (ano)	-0,79*	-0,80*	-0,71*	-0,50
Nível médio na cheia	0,89*	0,93*	0,16	0,30
CV (cheia)	-0,32	-0,33	-0,48	-0,48

Espécies introduzidas

Os efeitos da construção do reservatório de Porto Primavera sobre o regime hidrológico e as características físicas e químicas da água foram concomitantes com o surgimento e/ou a proliferação de várias espécies não nativas no remanescente de planície de inundação do Rio Paraná. Dentre essas espécies, destacam-se as macrófitas aquáticas *Urochloa subquadrifera* e *Hydrilla verticillata*, o cladócero *Daphnia lumholtzi*, os bivalves *Corbicula fluminae* e *Limnoperna fortunei* e os peixes tucunarés *Cichla kelberi* e *Cichla piquiti*. A primeira espécie de macrófita aquática é nativa da África; e a segunda, da Austrália, das Ilhas do Pacífico, da Ásia e, provavelmente, também da África. O cladócero também é nativo da Austrália, além do sudeste da Ásia e norte da África, enquanto os moluscos têm suas distribuições naturais na Ásia (Darrigran 2002; Thomaz et al. 2009; Simões et al. 2009). Já os tucunarés têm origem na Bacia do Rio Tocantins (Oliveira et al. 2006), tendo sido introduzidos na Bacia do Rio Paraná a partir de estações de piscicultura do Nordeste do Brasil.

H. verticillata foi registrada pela primeira vez na planície de inundação estudada em julho de 2005, provavelmente tendo chegado à área a partir da deriva de propágulos de reservatórios a montante (Thomaz et al. 2009). Apresentou uma rápida proliferação, sendo atualmente registrada em altas densidades na calha do Rio Paraná e alguns canais, mas é ausente na maioria das lagoas desse rio e em todos os habitats nos demais subsistemas (Thomaz et al. 2009). *U. subquadrifera* é uma Poaceae que tem sido registrada em menor intensidade em alguns habitats da planície, mas é dominante em uma única lagoa conectada ao Canal Corutuba.

O primeiro registro de *D. lumholtzi* na planície ocorreu 3 anos após o primeiro registro da espécie na região Neotropical (reservatório de Três Irmãos [Zanata et al. 2003]), em 2003 (Simões et al. 2009). O impacto da introdução dessa espécie sobre outras espécies nativas da comunidade zooplanctônica está sendo avaliado, bem como o seu processo de dispersão, inclusive sob a forma de ovos de resistência no sedimento dos ambientes da planície.

Em relação aos bivalves, logo após a formação do reservatório de Porto Primavera foi constatada a proliferação da espécie exótica *C. fluminae* nos três subsistemas da planície, em detrimento da espécie nativa *Cyanocyclas limosa*, principalmente em canais secundários e principal do subsistema Paraná, embora a sua ocorrência seja observada desde a década de 1990. Sugere-se, ainda, que a introdução dessa espécie na planície tenha ocorrido através do Rio Paraná (Takeda et al. 2004). Juntamente com *C. fluminae*, outra espécie exótica de bivalve foi reportada na planície de inundação, *L. fortunei*, a partir do Rio da Plata (Argentina), e rapidamente

colonizou o Rio Paraná (Takeda et al. 2004), chegando a desenvolver expressivas abundâncias e ampla distribuição nos ambientes lóticos da planície.

O primeiro registro de tucunaré na região ocorreu em 1985, no reservatório de Itaipu (Agostinho et al. 1994). Sua população no Rio Paraná permaneceu baixa por mais de uma década (Oliveira et al. 2006), explodindo nos primeiros anos após a formação do reservatório de Porto Primavera, especialmente naqueles de baixa vazão e elevada transparência da água (Abujanra 2007). No Rio Baía, influenciado pelo Rio Paraná, esse incremento foi constatado apenas a partir de 2005, enquanto, no Rio Ivinhema, com águas menos transparentes e com ciclos sazonais mais independentes da calha principal da bacia, o tucunaré é esporádico nas capturas (Abujanra 2007).

Entretanto, o evento de invasão de espécies não nativas mais marcante na região ocorreu com a formação do reservatório de Itaipu, quando o afogamento dos Saltos de Sete Quedas possibilitou que 33 espécies de peixes do Médio Rio Paraná subissem e colonizassem os trechos superiores desse rio (Alto Rio Paraná [Júlio Jr. et al. 2009]). Outras espécies registradas recentemente parecem ter subido depois da operação do Canal da Piracema, localizado na barragem de Itaipu (Makrakis et al. 2007; Júlio Jr. et al. 2009). Essas espécies estão amplamente distribuídas na bacia, inclusive na área estudada, sendo suas abundâncias monitoradas desde o início dos estudos. As alterações impostas pela entrada dessas espécies ainda estão sendo analisadas. Sabe-se, porém, que a espécie *Serrasalmus marginatus* substituiu a cogenérica de menor porte *Serrasalmus maculatus* (antes denominada *Serrasalmus spilopleura*), principalmente devido à sua maior agressividade e pelo fato de desenvolver cuidado parental mais refinado (Agostinho & Julio Jr. 2002).

Discussão

Embora o segmento do Alto Rio Paraná tenha grande relevância para a conservação da biodiversidade, como demonstrado pelas três Unidades de Conservação nele instaladas, esse trecho da bacia está submetido a fortes pressões antropogênicas que o influenciam em diferentes escalas espaciais e temporais, com um elevado potencial de degradação. Os usos do entorno e da área interna da própria APA ainda não estão devidamente regulamentados, o que permite a vigência de uma série de impactos locais (por exemplo, presença de gado, queimadas e extrativismo de espécies nativas). Porém, os impactos que ocorrem em ampla escala espacial sobrepõem-se a esses impactos locais em termos de amplitude e potencial de

comprometimento da conservação da biodiversidade. Destacam-se, dentre esses impactos, os acarretados pela retenção de água e manipulação dos níveis fluviométricos do Rio Paraná decorrentes da operação dos reservatórios, em especial do reservatório de Porto Primavera, situado imediatamente a montante da planície. Diversas publicações mostram que os padrões sazonais e diários de flutuação dos níveis de água diferem de forma significativa daqueles observados antes da construção dos reservatórios (Agostinho et al. 2004a, 2004b; Souza Filho et al. 2004a, 2004b; Stevaux et al. 2004; Agostinho et al. 2008b; Souza Filho 2009). Os efeitos dos pulsos também afetam os ambientes da planície de forma diferenciada. Assim, os biótopos diretamente conectados ao Rio Paraná, face ao controle exercido pelos represamentos a montante, são os mais alterados, enquanto aqueles conectados ao Rio Ivinhema, sem represamentos, estão em melhor estado de conservação (Abujanra et al. 2009; Luz-Agostinho et al. 2009). A incapacidade na operação dos reservatórios de controlar a vazão em anos de grandes precipitações, como aqueles de El Niño, assegura, pelo menos parcialmente, o incremento de nível e a periodicidade das cheias (Fernandes et al. 2009).

Mesmo considerando que o trecho estudado da bacia já era afetado antes da formação do reservatório de Porto Primavera e que anos com elevados níveis pluviométricos nos trechos a montante produzem grandes cheias na área, os resultados apresentados demonstram que a intensidade da cheia diminuiu com a operação desse reservatório, iniciada no final de 1998. O controle da vazão exercido por esse reservatório e os demais a montante, após 1998, resultou em cheias de curta duração e em menor conectividade entre o rio e sua planície, além de leve retardo em seu início em ambos os limiares de nível fluviométricos considerados. Observando-se apenas os níveis de cheias moderadas (4,5 m), constatou-se que, em 7 dos 10 anos analisados após a formação do reservatório de Porto Primavera, a conectividade esteve muito próxima de zero (Souza Filho 2009), corroborando com o conceito de *Descontinuidade Serial* em rios de planície de inundação (Ward & Stanford 1995).

Além do controle na descarga e imposição de pulsos não naturais de alta frequência, a retenção de sedimento e de nutrientes tem sido apontada como fator de ameaça ao funcionamento dos ecossistemas abaixo do reservatório de Porto Primavera (Agostinho et al. 2004b; Thomaz et al. 2007; Agostinho et al. 2008a, 2008b; Bonecker et al. 2009; Murakami et al. 2009; Roberto et al. 2009; Rodrigues et al. 2009).

As alterações na vazão e retenção de sedimentos têm promovido modificações na dinâmica dos rios, levando a um processo de ajuste fluvial que vem se pro-

pagando de montante a jusante e está transformando o canal originalmente de leito móvel em um canal erosivo (Souza Filho 2009), com deposições na margem direita, de onde se estende a planície. Isso tem alterado a relação entre o nível do rio e a descarga, com reflexos na demanda de maiores vazões para o mesmo efeito de cheias, o que se opõe ao fato de os represamentos atenuarem os picos de cheias (Agostinho et al. 2008b). Caso essa alteração persista no ritmo atual, ela poderá levar a uma redução dramática na conexão entre o rio e a planície de inundação (Souza Filho 2009).

O maior poder erosivo da água efluente, aliado às reduções abruptas de nível determinadas pela operação da barragem que visam atender a flutuações na demanda energética, tem sido responsabilizado pela erosão do tipo *piping* (redução brusca no nível da água e escoamento rápido por áreas mais frágeis do barranco, dando origem a buracos que, pelo carreamento de partículas, ampliam e desmoronam) e pelo incremento no estresse ecológico decorrente das variações de nível do lençol freático nos corpos-d'água marginais (Souza Filho et al. 2004a). Erosões desse tipo têm reduzido a área de ilhas e incorporado lagoas marginais ao leito do Rio Paraná na região.

A retenção de partículas em suspensão foi responsável pelo drástico aumento na transparência constatada após a formação do reservatório de Porto Primavera (Thomaz et al. 2004; Roberto et al. 2009), com notável reflexo sobre os habitats e, em decorrência, nas relações bióticas e de abundância de diferentes grupos funcionais. Por exemplo, macrófitas submersas enraizadas passaram a ser abundantes na última década nos habitats conectados ao Rio Paraná (Thomaz et al. 2009). A elevação da transparência da água também foi apontada como causa do aumento de peixes com predação visual em detrimento de suas presas (Abujanra 2007). Já a retenção de nutrientes, manifestada pela depleção nas concentrações de fósforo total, tem efeitos potenciais na produtividade biológica da planície com implicações sobre a fertilidade dessa várzea (Agostinho et al. 2008b). Perdas nos serviços de fertilização promovidos pelo extravasamento de rios durante as cheias têm sido relatadas em ecossistemas alagáveis em outras partes do planeta (WCD 2000). Entretanto, as águas transparentes e pobres em nutrientes do Rio Paraná influenciam, pela diluição, não apenas os ambientes nas suas imediações, mas afetam também os habitats conectados ao Rio Baía em cheias moderadas e ao Ivinhema nas cheias excepcionais (Agostinho et al. 2009).

A persistência de cheias periódicas, mesmo com o controle da razão imposto pelos represamentos a montante e a grande heterogeneidade de habitats na planície de inundação, pode explicar a elevada diversidade encontrada na região. Essa

alta diversidade pode ser inferida pela comparação da riqueza específica de alguns grupos taxonômicos na área amostrada (ca. 5.000 km²) com a da bacia ou do País. Assim, em uma área que representa apenas 0,7% da bacia, foram registradas mais da metade das espécies de peixes (Langeani et al. 2007; Fernandes et al. 2009) presentes em toda a sua extensão. Ocupando menos de 0,06% do território nacional, essa planície conta com 8% das espécies de peixes, 50% dos rotíferos, 49% dos cladóceros e 8% das algas (Lansac-Tôha et al. 2004; Train & Rodrigues 2004; Agostinho et al. 2005; Fernandes et al. 2009). Um quarto das macrófitas aquáticas registradas na Região Sul do País e parte do Centro-Oeste (Pantanal) pode também ser encontrado nessa região (Irgang & Gastal 1996; Pott & Pott 2000). Ressalta-se, no entanto, que essas comparações são prejudicadas, pelo menos em parte, pelo maior esforço amostral realizado na área. Até o ano 2000, quando o sítio do PELD foi formalmente criado, o número de espécies/morfoespécies catalogado para a região era de 2.159. As amostragens realizadas nos anos subsequentes duplicaram esse valor. Por outro lado, diversas espécies da região estão ainda sendo identificadas, e se espera que a riqueza de espécies seja ainda maior, mesmo considerando apenas os grupos apresentados.

Em geral, a diversidade específica das comunidades aquáticas é mais expressiva em ambientes de menor dinâmica e tende a aumentar em anos de grandes cheias. A biota ganha notável homogeneização (alta similaridade) entre os ambientes durante as cheias, quando a riqueza de espécies (alta diversidade alfa), em geral, se eleva. Na vazante e na seca, com a perda diferenciada de espécies, decorrente de condições de estresse distintas entre os ambientes segregados (níveis distintos de conectividade), os ambientes têm maior dissimilaridade na biota (alta diversidade beta [Train et al. 2004; Thomaz et al. 2007; Agostinho et al. 2009; Pauleto et al. 2009; Rosin et al. 2009]).

Os atributos hidrográficos anuais, influenciados pelo El Niño e pela operação dos reservatórios, exerceram influência marcante na riqueza de espécies de várias comunidades, com destaque para as planctônicas e perifíticas. Assim, nos anos de 2000 e 2001, sob influência da La Niña e do período inicial de formação do reservatório de Porto Primavera, constatou-se uma baixa riqueza de espécies do fitoplâncton (Train et al. 2004; Rodrigues et al. 2009), do perifíton (Algate et al. 2009) e do zooplâncton, ao contrário daqueles anos com cheias maiores e duradouras (Bonecker et al. 2009; Lansac-Tôha et al. 2009). Os baixos níveis de conectividade entre os ambientes de várzea e a calha do rio (valores baixos na intensidade e duração da cheia) e o decorrente baixo fluxo de matéria, energia e organismos entre os ambientes podem explicar esses resultados. Entretanto, maiores valores

de biomassa ou abundância dessas comunidades foram registrados nos anos de cheias incipientes, provavelmente pela ausência do efeito de diluição das comunidades planctônicas e, no caso do perifiton, pela maior penetração da luz. No entanto, as comunidades de Oligochaeta nos rios Baía e Ivinhema apresentaram maiores valores de abundância e de riqueza de espécies quando a conectividade entre esses rios e o Rio Paraná foi extremamente baixa (2001 [Behrend et al. 2009]).

Mudanças na dinâmica da planície também afetaram as relações entre as taxocenoses que compõem as comunidades e, por conseguinte, a estruturação das mesmas. Estudos realizados por Algarte et al. (2009) mostraram que o aumento da riqueza específica de macrófitas aquáticas elevou a riqueza específica de algas perifíticas em algumas lagoas da planície.

A formação do reservatório de Porto Primavera também refletiu diretamente na dinâmica da planície, sendo que algumas comunidades apresentaram diferenças marcantes entre os períodos pré e pós-represamento. Os rotíferos apresentaram uma menor alteração na composição de espécies em um rio e uma lagoa conectada antes da formação do reservatório. Entretanto, uma maior riqueza de espécies e uma maior estabilidade das assembleias, sugerida pela manutenção da abundância ao longo do tempo (persistência), foram constatadas logo após a formação do reservatório (2000), sendo as assembleias presentes no rio mais resilientes; e aquelas presentes na lagoa, mais resistentes. Durante 2002, foi constatado um aumento lento e progressivo da riqueza de espécies, até atingir valores próximos ao período pré-barramento (Bonecker et al. 2009), devido ao aumento do número de pulsos de cheia. As assembleias de algas perifíticas, por outro lado, apresentaram apenas 24% das espécies comuns entre o período anterior e posterior à formação do reservatório, sendo que 61 espécies não haviam sido registradas antes e 107 espécies não foram constatadas posteriormente. Essas mudanças foram atribuídas às baixas concentrações de nutrientes, ao menos entre as Zygnemaphyceae, que são indicadoras de baixas concentrações de fósforo total e ortofosfato (Murakami et al. 2009).

Grupos taxonômicos distintos de fitoplâncton apresentaram respostas diferenciadas às mudanças impostas pelo represamento nas características da água, sendo estas mais pronunciadas no Rio Paraná, onde foram maiores (Rodrigues et al. 2009). Logo após a formação do reservatório, foi registrada uma redução na riqueza específica e na abundância de Bacillariophyceae, principalmente no Rio Paraná, em função da baixa tolerância dessas algas ao aumento da transparência e redução da turbulência. Por outro lado, as abundâncias de Cyanophyceae elevaram-se substancialmente nesse rio, provavelmente devido à redução da vazão e

à deriva de inóculos provenientes do reservatório. Reduções do fluxo de água no Rio Baía também propiciaram o desenvolvimento dessas algas no mesmo período (Train et al. 2004; Rodrigues et al. 2009). Ressalta-se que o aumento da abundância dessas algas promove a redução da riqueza de espécies fitoplanctônicas (Train et al. 2004). Ao contrário, a similaridade temporal na abundância desse grupo no Rio Ivinhema foi alta, exceto em cheias excepcionais, quando as águas do Rio Paraná chegam até as partes mais baixas desse rio (Rodrigues et al. 2009).

A relação positiva entre as cheias extremas e a riqueza de espécies de peixes e sua abundância pode ser associada ao incremento na disponibilidade de habitats e de recursos (alimento e abrigo) que elas promovem (Junk et al. 1989; Fernandes et al. 2009), além do fato dos pulsos de cheias promoverem a conexão de habitats com suas faunas diferenciadas durante períodos de estiagem (Thomaz et al. 2007). A ausência de cheias, por outro lado, deve elevar o estresse ambiental em ambientes confinados, afetando a riqueza e a abundância (Junk et al. 1989; Agostinho et al. 2004b).

Os estudos conduzidos na planície de inundação do Rio Paraná permitem evidenciar ainda que as espécies de peixes com diferentes estratégias reprodutivas respondem de formas distintas às cheias conforme sua estratégia de vida (Agostinho et al. 2001, 2004a). Assim, indivíduos jovens das espécies migradoras de longa distância são particularmente beneficiados pelas cheias extremas e duradouras pelo fato de permanecerem mais tempo na área alagada (com abrigo e alimento), retornando, durante a retração da água, à calha com um tamanho maior e menos susceptível à predação na vazante. Outras espécies, como as sedentárias com ou sem cuidado parental, apresentam menor dependência das grandes cheias para sua reprodução (Agostinho et al. 2004a), sendo, no entanto, prejudicadas por cheias muito curtas ou irregulares pela pressão de predação, dado que em geral são de pequeno porte (Agostinho et al. 2001).

Inicialmente, os estudos realizados no remanescente de várzea do Alto Rio Paraná definiam o nível de 3,5 m, medido na Estação Fluviométrica de Porto São José, como o limiar entre a cheia (conectividade entre o canal do rio e a planície) e a seca (ausência de conectividade [Thomaz et al. 2004; Arenas-Ibarra 2008]) e, portanto, aquele que produzia respostas positivas na abundância e riqueza de espécies de peixes (Agostinho et al. 2004b). Nesse nível, a entrada de água na planície decorre apenas da elevação do lençol freático ou do ingresso de água naqueles ambientes da várzea conectados com a calha principal (Souza Filho 2009). Para que os níveis fluviométricos sejam efetivos para o ingresso de ovos e larvas de peixes, no entanto, são requeridos níveis mais elevados, podendo o limiar de 4,5 m

ser considerado adequado (Suzuki et al. 2009).

As espécies migradoras de longa distância no Alto Rio Paraná desovam entre outubro e janeiro (Agostinho et al. 2004a; Suzuki et al. 2004), sendo os níveis fluviométricos em ascensão considerados como gatilho para a migração e desova (Godoy 1975; Vazzoler 1996). Entretanto, apenas a desova não assegura o recrutamento. Estudos de distribuição de ovos e larvas no Rio Ivinhema entre 2002 e 2006 revelaram a presença de larvas de várias espécies migradoras em todos os ciclos reprodutivos (Tataje 2007). Entretanto, as capturas de juvenis dessas espécies foram relevantes apenas em 2005 e 2007 (Suzuki et al. 2009). Para que sejam efetivas, as cheias, além de intensas, devem ter início e duração apropriados. Cheias cujo início ocorra após a primeira quinzena de fevereiro não são mais efetivas para o recrutamento de peixes migradores na planície estudada. Além disso, durações da cheia superiores a 50 dias, considerando o limiar de 4,5 m, resultam em elevada abundância de jovens do ano para as espécies de peixe migradoras de grande porte, sendo essas abundâncias apenas moderadas — com duração de 30 a 40 dias — e muito baixas ou nulas em tempos inferiores (Suzuki et al. 2009).

A condição nutricional, inferida a partir da relação entre o peso e o comprimento, também chamada *fator de condição*, é um índice com ampla aplicação na ecologia de peixes (Bolger & Connolly 1989), sendo utilizado para monitorar a influência do ambiente sobre as populações ao longo do tempo (Godinho 1997). A análise das correlações entre os atributos hidrológicos e a condição nutricional mostrou que a duração e o início regular das cheias, fundamentais para a desova e o sucesso no recrutamento, têm um efeito oposto sobre a condição nutricional. Embora com exceções relacionadas à estratégia alimentar da espécie (herbívoros, planctívoros e piscívoros emboscadores), anos com pequenas flutuações nos níveis fluviométricos ou com cheias tardias resultam em maior condição nutricional para a maioria das guildas tróficas dos peixes (Abujanra et al. 2009; Luz-Agostinho et al. 2009). É esperado que as flutuações no nível do rio influenciem positivamente a disponibilidade de alimento para os peixes, dado que permitem acesso a alimentos alóctones, sendo isso constatado para parte das espécies (Abujanra et al. 2009). Entretanto, não se constataram correlações significativas entre a intensidade na tomada de alimento e o ganho em peso, exceto para os insetívoros, quando essa correlação foi negativa. Nesse caso, o caráter negativo dessa correlação sugere que o alimento tomado durante o período de cheia é nutritivamente pobre e/ou de difícil digestão, permanecendo mais tempo no estômago (Abujanra et al. 2009).

Conclui-se, portanto, que cheias incipientes ou ausentes, embora associadas a falhas no recrutamento e à alta mortalidade de juvenis (Agostinho et al. 2004b),

têm um impacto positivo sobre a condição nutricional, independentemente da intensidade na tomada de alimento. Por outro lado, boas condições nutricionais aumentam a probabilidade de espécies migradoras de longa distância alcançarem seus locais de desova (Engelhard & Heino 2006), a fertilidade, o diâmetro e a viabilidade dos ovos (Thorsen et al. 2006), afetando, em suma, o “*fitness*” dos indivíduos. O aparente paradoxo entre os efeitos negativos de anos secos sobre a desova e o recrutamento e os positivos sobre a condição nutricional pode ser considerado uma adaptação dos peixes, especialmente os migradores, para aumentar o “*fitness*”, dado que alternâncias entre anos de seca e de cheias são fenômenos naturais recorrentes. Isso pode garantir que, no ano de estiagem, os peixes ganhem reservas, melhorando o desempenho reprodutivo no período anual subsequente a cheias, quando as condições são mais apropriadas para desenvolvimento e sobrevivência da prole.

Represamentos e introdução de espécies podem ser considerados as principais causas da crise atual na biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais, sendo reconhecido que as interações entre essas práticas, mediadas pelo homem, podem atuar no sentido de potencializar seus efeitos isolados. As modificações impostas pelos represamentos nos habitats e na biota podem facilitar o estabelecimento de espécies não nativas nos reservatórios, atuando como centros dispersores para outros pontos da bacia (Johnson et al. 2008). A situação paradoxal de se tentar mitigar problemas decorrentes de represamentos sobre a ictiofauna com a estocagem de espécies não nativas foi uma prática recorrente no Brasil até os anos 1990 (Agostinho et al. 2010). Todos esses fatores de risco para a diversidade biológica parecem ter sido registrados na planície de inundação do Alto Rio Paraná. Assim, mudanças na transparência da água, decorrentes da formação de reservatórios a montante, promoveram a proliferação de espécies introduzidas de macrófitas submersas (*H. verticillata* [Thomaz et al. 2009]) e de tucunarés (*Cichla* spp. [Abujanra 2007]). Por outro lado, tucunarés foram estocados em reservatórios a montante na busca de alternativas para a pesca esportiva (Agostinho et al. 2007b). O histórico da distribuição das espécies *H. verticillata* e do cladóceros *D. lumholtzi* sugerem fortemente que os reservatórios a montante da planície atuaram também como fonte de dispersão de propágulos, pois esses ambientes lênticos são propícios ao desenvolvimento dessas espécies (Simões et al. 2009; Thomaz et al. 2009).

Os resultados obtidos durante o PELD do Sítio 6 evidenciam a importância de programas de longa duração para identificar os efeitos de grandes empreendimentos hidrelétricos e de fenômenos naturais de baixa recorrência sobre o meio físico e as comunidades bióticas em grandes sistemas rio-planície de inundação. A iden-

tificação precisa dos primeiros foi possível graças aos dados registrados de forma semicontínua antes da formação do maior reservatório da Bacia do Rio Paraná (Porto Primavera), os quais serviram de base comparativa para os dados gerados durante os 10 anos de PELD, que coincidiram com a formação desse reservatório. Já os fenômenos naturais puderam ser averiguados graças à amostragem contínua entre 2000 e 2010, período em que foram constatados dois eventos de El Niño. Os efeitos destes últimos somente foram evidentes com amostragens contínuas, pois a biota foi selecionada sob esses fenômenos de recorrência supra-anual e, assim, sua recuperação deve ser mais rápida. Graças ao PELD foi possível concluir que, embora os impactos dos empreendimentos hidrelétricos sejam relevantes e dificilmente sejam superados por completo, o fenômeno El Niño funciona como um tamponador natural dos impactos provenientes desses empreendimentos. Por fim, os dados permitiram identificar épocas e limiares de vazão mínima necessárias para manter pelo menos parte da elevada diversidade desse que é o último trecho ainda não represado do Rio Paraná em território brasileiro. A conservação da diversidade biótica na região passa necessariamente pelo controle da operação dos reservatórios a montante, que assegure a alternância de anos secos com aqueles de descargas na época, intensidade e duração adequadas.

Perspectivas

Os resultados obtidos nos estudos, além de indicarem que o trecho ainda livre da Bacia do Alto Rio Paraná mantém frações significativas da diversidade biológica original dessa bacia, mostram que a manipulação da vazão pelos reservatórios a montante, realizada na quantidade e época apropriadas, pode ser a solução hidrológica para promover a conectividade do sistema, restabelecendo as funções ecossistêmicas, trazendo benefícios ambientais e socioeconômicos para a biota e as pessoas que vivem nesse trecho livre de represamentos. Entretanto, para que essas medidas sejam tomadas, há ainda a necessidade de refinar as informações obtidas através do acompanhamento de novos eventos de El Niño, realizar experimentações controladas, analisar os efeitos de ciclos plurianuais de estiagem sobre a estrutura e o funcionamento do sistema, além de identificar limiares ecológicos suportados pelas distintas comunidades bióticas. Todos esses aspectos estão sendo tratados na etapa seguinte do Programa para o Sítio 6.

Literatura citada

- Abujanra, F. 2007. Influências do controle de nível e transparência da água impostas pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto Rio Paraná. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Abujanra, F., A. A. Agostinho, and N. S. Hahn. 2009. Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 469-479.
- Agostinho, C. S., and H. F. Júlio Jr. 2002. Observation of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1847 (Osteichthyes, Serrasalmodae) into the upper Paraná River, Brazil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences* 24: 391-395.
- Agostinho, A. A., H. F. Júlio Jr., and M. Petrere Jr. 1994. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. Pages 171-184 in I. G. Cowx, editor. *Rehabilitation of freshwater Fisheries*. Fishing News Book, Oxford, UK.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, and M. Zalewski. 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecohydrology and Hydrobiology* 1: 209-217.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, and L. C. Gomes. 2004b. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *Ecohydrology & Hydrobiology* 4: 255-268.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, and L. C. Gomes. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology* 9: 646-652.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, e F. M. Pelicice. 2007b. Ecologia e manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá, Brasil.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, and L. C. Gomes. 2008a. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal Biology* 68: 1119-1132.
- Agostinho, A. A., C. C. Bonecker, and L. C. Gomes. 2009. Effects of water quantity on connectivity: the case of the upper Paraná River floodplain. *Ecohydrology & Hydrobiology* 9: 99-113.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo, and E. K. Okada. 2004a. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11-19.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, L. C. Gomes, and H. F. Júlio Jr. 2010. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação* 8: 103-111.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, A. C. Petry, L. C. Gomes, and H. F. Júlio Jr. 2007a. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10: 174-186.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, F. M. Pelicice, E. E. Souza Filho, and E. A. Tomanik. 2008b. Application of the ecohydrological concept for sustainable development of tropical floodplains: the case of the upper Paraná River basin. *Ecohydrology & Hydrobiology* 8: 205-223.
- Algarate, V. M., N. S. Siqueira, E. A. Murakami, and L. Rodrigues. 2009. Effects of hydrological regime and connectivity on the interannual variation in taxonomic similarity of periphytic algae. *Brazilian Journal of Biology* 69: 609-616.
- Arenas-Ibarra, J. A. 2008. Conectividade hidrológica no macrossistema fluvial do alto Rio Paraná: influência dos reservatórios a montante. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Behrend, R. D. L., S. E. P. Fernandes, D. S. Fujita, and A. M. Takeda. 2009. Eight years of monitoring aquatic Oligochaeta from the Baía and Ivinheima Rivers. *Brazilian Journal of Biology* 69: 559-571.
- Bolger, T., and P. L. Connolly. 1989. The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition. *Journal of Fish Biology* 34: 171-182.
- Bonecker, C. C., A. S. M. Ayoagui, and R. M. Santos. 2009. The impact of impoundment on the rotifer communities in two tropical floodplain environments: interannual pulse variations. *Brazilian Journal of Biology* 69: 529-537.
- Borges, P. A. F., and S. Train. 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology* 69: 637-647.

- Darrigran, G. 2002. Potencial impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4: 145-156.
- Engelhard, G. H., and M. Heino. 2006. Climate change and condition of herring (*Clupea harengus*) explain long-term trends in extent of skipped reproduction. *Oecologia* 149: 593-603.
- Fernandes, R., A. A. Agostinho, E. A. Ferreira, C. S. Pavanelli, H. I. Suzuki, D. P. Lima, and L. C. Gomes. 2009. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 669-680.
- Godinho, A. L. 1997. Weight-length relationship and condition of the characiform *Triportheus guentheri*. *Environmental Biology of Fishes* 50: 319-330.
- Godoy, M. P. 1975. Peixes do Brasil, subordem Characoidei: Bacia do rio Mogi Guaçu, Piracicaba, Brasil. Editora Franciscana. Piracicaba, Brasil.
- Higuti, J., F. A. Lansac-Tôha, L. F. M. Velho, and K. Martens. 2009. Biodiversity of nonmarine ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the alluvial valley of the upper Paraná River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 661-668.
- Hoeinghaus, D. J., A. A. Agostinho, L. C. Gomes, F. M. Pelicice, E. K. Okada, J. D. Latini, E. A. L. Kashiwaqui, and K. O. Winemiller. 2009. Effects of river impoundment on ecosystem services of large tropical rivers: embodied energy and market value of artisanal fisheries. *Conservation Biology* 23: 1222-1231.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 1990. Geografia do Brasil. Editora IBGE, Rio de Janeiro, Brasil.
- Irgang, B. E., and C. V. S. Gastal Jr. 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. 1ª Edição. Edição dos Autores. Porto Alegre, Brasil.
- Johnson, P. T. J., J. D. Olden, and M. J. V. Zanden. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 357-363.
- Julio Jr., H. F., C. Dei Tos, A. A. Agostinho, and C. S. Pavanelli. 2009. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the Upper Rio Paraná basin. *Neotropical Ichthyology* 7: 709-718.
- Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-117.
- Langeani, F., R. M. C. Castro, O. T. Oyakawa, O. A. Shibatta, C. S. Pavanelli, and L. Casatti. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica* 7: 181-197.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker, L. F. M. Velho, N. R. Simões, J. D. Dias, G. M. Alves, and E. M. Takahashi. 2009. Biodiversity of zooplankton communities in the upper Paraná river floodplain: interannual variation from long-term studies. *Brazilian Journal of Biology* 69: 539-549.
- Lansac-Tôha, F. A., C. C. Bonecker, and L. F. M. Velho. 2004. Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. Pages 145-190 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and N. S. Hahn, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. 1ª edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Luz-Agostinho, K. D. G., A. A. Agostinho, L. C. Gomes, H. F. Júlio Jr., and R. Fugli. 2009. Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 481-490.
- Makrakis, S., L. C. Gomes, M. C. Makrakis, D. R. Fernandez, and C. S. Pavanelli. 2007. The canal da Piracema at Itaipu dam as a fish pass system. *Neotropical Ichthyology* 5: 185-195.
- Mendonça, L. B., E. V. Lopes, and L. Anjos. 2009. On the possible extinction of birds species in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 747-755.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. MMA/SBF, Brasília, Brasil.
- Murakami, E. A., D. C. Bicudo, and L. Rodrigues. 2009. Periphytic algae of the Garças Lake, Upper Paraná River floodplain: comparing the years 1994 and 2004. *Brazilian Journal of Biology* 69: 459-468.
- Mussara, M. L. 1994. Impacto ambiental da usina hidrelétrica de Porto Primavera. *Diagnóstico do Meio Biótico: Meio Aquático*. Relatório Consórcio. Volume 2. THEMAG/ENGEA/UMAH, São Paulo, Brasil.
- Neiff, J. J., e M. Poi de Neiff. 2003. PULSO, software para análise de fenômenos recorrentes. Buenos Aires, Argentina. Disponível em <http://www.neif.com.ar>.
- Oliveira A. V., A. J. Prioli, S. M. A. Prioli, T. S. Bignotto, H. F. Julio Jr., H. Carrer, C. S. Agostinho, and L. M. Prioli. 2006. Genetic diversity of invasive and native *Cichla* (Pisces: Perciformes) populations in Brazil with evidence on interspecific hybridization. *Journal of Fish Biology* 69: 260-277.
- Ortêncio-Filho, H., and N. R. Reis. 2009. Species richness and abundance of bats in fragments of the stationnal semidecidual forest, Upper Paraná River, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 727-734.
- Paiva, M. M. 1982. Grandes represas do Brasil. Editerra, Brasília, Brasil.
- Pauleto, G. M., L. F. M. Velho, P. R. B. Buosi, A. F. S. Brão, F. A. Lansac-Tôha, and C. C. Bonecker. 2009. Spatial and temporal patterns of ciliate species composition (*Protozoa ciliophora*) in the plankton of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 517-527.
- Pereira, S. R. S., C. C. Bonecker, and L. Rodrigues. 2004. Composition and abundance of the periphytic meiofauna in lentic systems of the Upper Paraná River floodplain. Pages 51-55 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Petriere Jr., M., and A. A. Agostinho. 1993. La pesca en el tramo brasileño del río Paraná. *Fao Informe de Pesca* 490: 52-72.
- Petri, S., e V. J. Fúlfar. 1983. Geologia do Brasil. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Pott, V. J., e A. Pott. 2000. Plantas aquáticas do Pantanal. Embrapa, Brasília, Brasil.
- Roberto, M. C., N. Santana, and S. M. Thomaz. 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 717-725.
- Rocha, P. C. 2002. Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Rodrigues, L. C., S. Train, V. M. Bovo-Scomparin, S. Jati, C. C. J. Borsalli, and E. Marenconi. 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 539-549.
- Rosin, G. C., B. P. Oliveira-Mangarotti, A. M. Takeda, and C. M. M. Butakka. 2009. Consequences of dam construction upstream of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): a temporal analysis of the Chironomidae community over an eight-year period. *Brazilian Journal of Biology* 69: 591-608.
- Simões, N. R., B. A. Robertson, F. A. Lansac-Tôha, E. M. Takahashi, C. C. Bonecker, L. F. M. Velho, and C. Y. Joko. 2009. Exotic species of zooplankton in the Upper Paraná River floodplain, *Daphnia lumholtzi* Sars, 1885 (Crustacea: Branchiopoda). *Brazilian Journal Biology* 69: 551-558.
- Souza, M. C., K. Kawakita, S. R. Slusarski, and G. F. Pereira. 2009. Vascular flora of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 735-745.
- Souza Filho, E. E. 2009. Evaluation of the Upper Paraná River discharge controlled by reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 707-716.
- Souza Filho, E. E., P. C. Rocha, E. Comunello, and J. C. Stevaux. 2004a. Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. Pages 55-74 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and N. S. Hahn, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. 1ª edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Souza Filho, E. E., E. Comunello, and P. C. Rocha. 2004b. Flood extension in Baía-Curutuba-Ivinheima complex of the Paraná River floodplain. Pages 19-24 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Stevaux, J. C., E. E. Souza Filho, and D. P. Martins. 2004. Characteristics and dynamic of the Paraná River channel bedform: An approach to study the Influences of the Porto Primavera dam, sand mining, and channel construction. Pages 97-100 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.

- Suzuki, H. I., A. A. Agostinho, D. Bailly, M. F. Gimenes, H. F. Júlio Jr., and L. C. Gomes. 2009. Inter-annual variations in the abundance of young - of - the - year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Brazilian Journal of Biology* 69: 649 - 660.
- Suzuki, H. I., A. E. A. M. Vazzoler, E. E. Marques, M. A. Perez-Lizama, and P. Inada. 2004. Reproductive ecology of the fish assemblages. Pages 271-291 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho, and N. S. Hahn, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, Ecology and Conservation*. 1st edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Takeda, A. M., D. S. Fujita, and H. M. Fontes Jr. 2004. Perspectives on exotic bivalves proliferation in the upper Paraná River floodplain. Pages 15-18 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Takemoto, R. M., G. C. Pavanelli, M. A. P. Lizama, A. C. F. Lacerda, F. H. Yamada, F. H. A. Moreira, T. L. Ceschini, and S. Bellay. 2009. Diversity of parasites of fish from the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69: 691-705.
- Tataje, D. A. R. 2007. Influência inter e intra-annual de variáveis ambientais sobre a estrutura da comunidade ictioplanctônica em duas bacias hidrográficas brasileiras. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Thomaz, S. M., P. Carvalho, A. A. Padial, and J. T. Kobayashi. 2009. Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 69: 617-625.
- Thomaz, S. M., L. M. Bini, and R. L. Bozelli. 2007. Floods increase similarity among habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.
- Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto, and R. R. A. Rocha. 2004. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. Pages 75-102 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and N. S. Hahn editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. 1st edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Thorsen, A., C. T. Marchall, and O. S. Kjesbu. 2006. Comparison of various potential fecundity models for north-east Arctic cod *Gadus morhua*, L. using oocyte diameter as a standardizing factor. *Journal of Fish Biology* 69: 1709-1730.
- Train, S., and L. Rodrigues. 2004. Phytoplanktonic assemblages. Pages 103-124 in S. M. Thomaz, A. A. Agostinho and N. S. Hahn, editors. *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. 1st edition. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands.
- Train, S., L. C. Rodrigues, V. M. Bovo, P. A. F. Borges, and B. M. Pivato. 2004. Phytoplankton composition and biomass in environments of the Upper Paraná River Floodplain. Pages 63-73 in A. A. Agostinho, L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz and L. E. Miranda, editors. *Structure and functioning of the Paraná River*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil.
- Ward, J. V., and J. A. Stanford. 1995. The serial discontinuity concept – extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 10: 159-168.
- WCD (World commission on Dams). 2000. *Dams and development: a new framework for decision-making. The report of the World Commission on Dams*. Earthscan Publishing, Londres, UK.
- Zanata, L. H., E. L. G. Espíndola, O. Rocha, and R. H. G. Pereira. 2003. First record of *Daphnia lumholtzi* (Sars, 1885), exotic cladoceran, in São Paulo State (Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 63: 717-720.

9 O Sistema Hidrológico do Taim

DAVID DA MOTTA MARQUES*¹, LÚCIA RIBEIRO RODRIGUES¹, CARLOS RUBERTO FRAGOSO JR.², LUCIANE CROSSETTI¹, LUCIANA DE SOUZA CARDOSO¹, WALTER COLLISCHONN¹, RUTINEIA TASSI³, NG HAIG THEY¹, MARLISE BEMVENUTI⁴, ALEXANDRE GARCIA⁴, JOÃO PAES VIEIRA⁴, ELIETE BERTAZZO CANTERLE⁵, MARIA ANGÉLICA CARDOSO¹, VANESSA BECKER⁶, VANESSA GAZULHA¹, JUAN MARTIN BRAVO¹, RAFAEL SOUZA¹, CECÍLIA VOLKMER-RIBEIRO⁷, VERA LÚCIA CALLEGARO⁷, SANDRA ALVES-DA-SILVA⁷, VERA WERNER⁷, ZULANIRA ROSA⁷, ADOLFO VILLANUEVA¹, ALEX MORESCO⁴, MÁRIO VINÍCIUS CONDINI⁴, MARCELO BURNS⁴ & NORMA WÜRDIG¹.

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Avenida Bento Gonçalves, 9.500, Caixa Postal: 15.029, Porto Alegre/RS, CEP: 91501-970.

² Universidade Federal de Alagoas, Avenida Lourival Melo Mota, Cidade Universitária, Tabuleiro do Martins, Maceió/AL, CEP: 57072-900.

³ Universidade Federal de Santa Maria, Avenida Roraima, 1000, Camobi, Santa Maria/RS, CEP: 97105-900.

⁴ Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Oceanografia, Avenida Itália, km 8, Câmpus Carreiros, Rio Grande/RS, CEP: 96203-900.

⁵ Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, Praça Vinte de Setembro, 455, Centro, Pelotas/RS, CEP: 96015-360.

⁶ Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Avenida Senador Salgado Filho, 3000, Câmpus Universitário, Natal/RN, CEP: 59078-970.

⁷ Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Rua Dr. Salvador França, 1427, Bairro Jardim Botânico, Porto Alegre/RS, CEP: 90690-000.

* Autor para correspondência: dmm@iph.ufrgs.br

Resumo: O Sistema Hidrológico do Taim é um sistema límnico complexo composto de banhados e lagoas interconectadas. Esse sistema tem associado uma Unidade de Conservação Federal, a Estação Ecológica do Taim, e a cultura de arroz, a qual usa água do sistema para irrigação. A simultânea conservação do sistema com o uso da água é um desafio para a região, uma vez que ambos são dependentes do manejo da água. A gestão do sistema depende do entendimento de padrões e regimes. A água, na forma de hidroperíodo e hidrodinâmica, é a função de força dominante na formação, no estado e na evolução desse sistema hidrológico. Conhecer a assinatura hidrológica do sistema é fundamental para o entendimento da sua estrutura e do seu funcionamento. Essa assinatura influencia as comunidades biológicas e/ou espécies indicadoras. Padrões de comunidades acompanhadas no tempo permitem verificar a dinâmica oscilatória e a eventual mudança de regime em função de estressores antrópicos ou naturais, tanto na observação direta como por modelagem ecológica. O entendimento dos padrões espaciais e temporais no Sistema Hidrológico do Taim é a base para a proposta de uso e conservação simultânea.

Palavras-chave: comunidade, dinâmica, hidrologia, hidrodinâmica, indicador, interações tróficas

Abstract: The Taim Hydrological System is a complex limnetic system composed of interconnected wetlands and lakes. This system has an associated federal conservation unit, the Taim Ecological Station, and rice cultivation, which uses water from the system for irrigation. Conservation of the system concomitantly with the use of its water is a challenge, since both functions depend on water management. The system management depends on understanding patterns and regimes. The hydroperiod and hydrodynamics are the dominant driving forces in the formation, evolution and current state of this hydrological system, and influence the biological communities and indicator species. Following the community patterns over time allows tracking of the oscillatory dynamics and possible regime change due to anthropogenic or natural stressors, both as direct observation or by ecological modeling. Understanding the spatial and temporal patterns in the Taim Hydrological System is the basis for the most efficient simultaneous use and conservation.

Keywords: community, dynamics, hydrology, hydrodynamics, indicator, trophic interactions

Introdução

O Sistema Hidrológico do Taim é um sistema complexo composto de banhados e lagoas interconectadas. Esse sistema tem associado uma Unidade de Conservação Federal, a Estação Ecológica do Taim, e a cultura de arroz, que usa água do sistema para irrigação. A compatibilização da conservação do sistema com o uso do recurso água é um desafio para a região, uma vez que ambos passam pelo manejo da água. O cultivo do arroz é a atividade econômica principal e dominante da região, sendo feita em grandes propriedades e intensamente mecanizada.

A gestão desse sistema depende do entendimento do seu estado (padrões de variação e regime). A água é a função de força dominante sobre banhados em associação com a dinâmica da água gerada pelo regime de ventos em lagoas. Conhecer a assinatura hidrológica do sistema, o hidroperíodo e a hidrodinâmica é fundamental para o entendimento da sua estrutura e do seu funcionamento. Essa assinatura hidrológica (exs.: variação de nível, permanência em um determinado nível) influencia as comunidades biológicas ou espécies indicadoras, como o cisne-de-pescoço-preto e a capivara. Entender essa relação e prever sua dinâmica no tempo em associação com o uso do recurso na irrigação deve permitir estabelecer regras de uso que potencializem a conservação e a atividade econômica mais importante da região. Esses padrões acompanhados no tempo permitem verificar a dinâmica oscilatória e a eventual mudança de regime em função de estressores antrópicos ou naturais.

O entendimento dos padrões espaciais e temporais no Sistema Hidrológico do Taim é a base para uma convivência da sua conservação e o uso do recurso água. Instituições importantes nesse processo incluem a Agência da Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim, a Comissão da Lagoa Mirim, o Ministério Público Federal, a Estação Ecológica do Taim e as associações, representando os usuários da água. O conhecimento e as ferramentas derivadas também podem ter uma aplicação extra no Sistema Hidrológico do Taim, considerando sistemas em uma região mais ampla, como a Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim.

Descrição do Sítio 7 – Sistema Hidrológico do Taim

O Sistema Hidrológico do Taim – SHT, Sítio 7 do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD*, do CNPq, está localizado entre o Oceano Atlântico e a Lagoa Mirim, sul do Estado do Rio Grande do Sul, correspondendo a partes dos municípios de Santa Vitória do Palmar e de Rio Grande, 32° 20' e 33° 00' S

e 52° 20' e 52° 45' W (Figura 1). Na área do sistema (2.254 km²), encontra-se a Estação Ecológica do Taim (Esec-Taim), situada na estreita faixa de terra entre o Oceano Atlântico e a Lagoa Mirim (alinhamento dos banhados pós-planícies marinho-eólicas). A área dessa Unidade de Conservação compreende praias oceânicas,

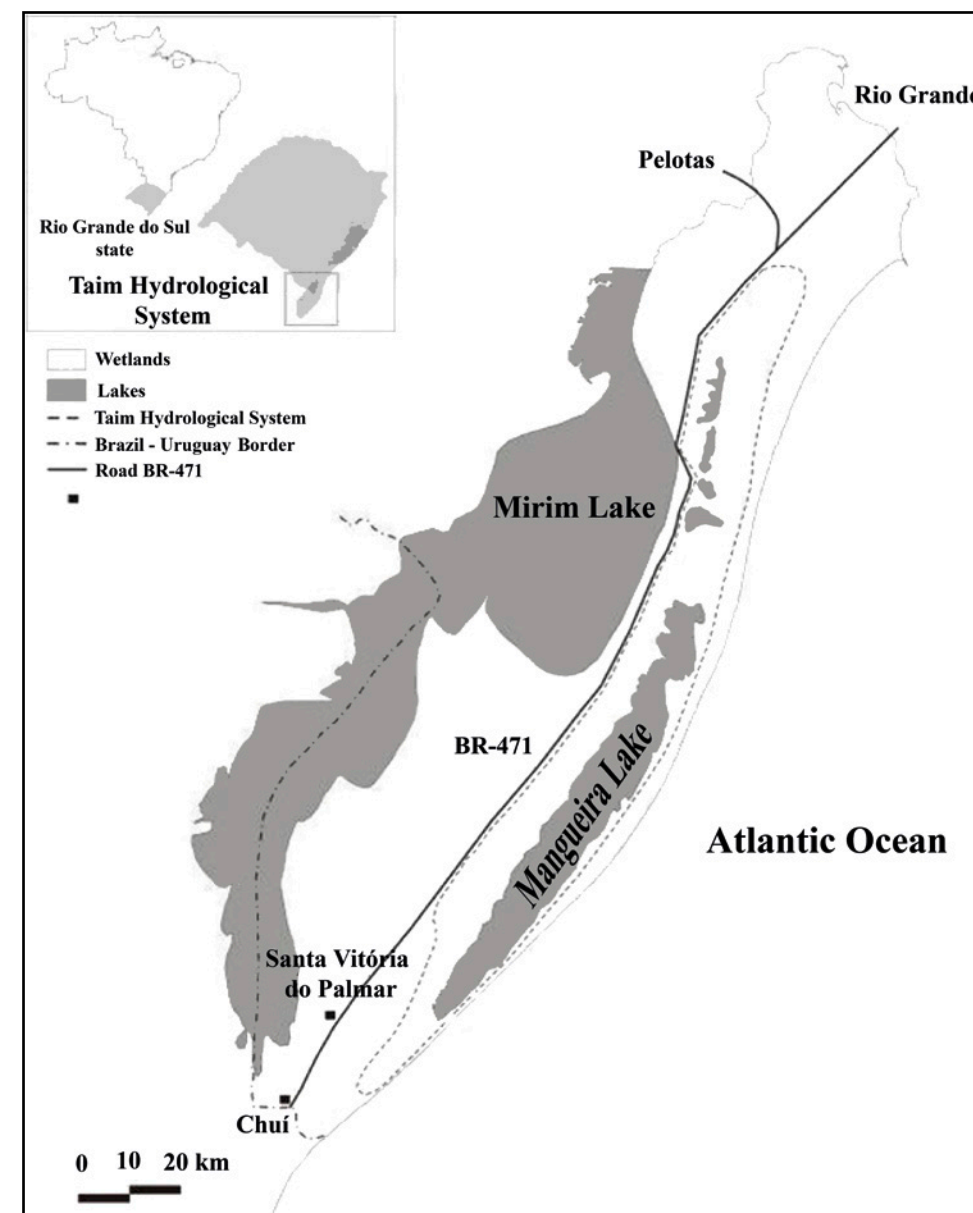


Figura 1. O Sistema Hidrológico do Taim na planície costeira sul do Estado do Rio Grande do Sul.

dunas, campos, lagoas e, principalmente, banhados e alagados em um clima subtropical, distinguindo-se de outras áreas alagáveis existentes no Brasil.

O SHT é formado por diferentes subsistemas: (a) Subsistema Norte (387 km²), composto pela Lagoa Caiubá, pela Lagoa das Flores e pelo Banhado do Maçarico, este último com afluição para a Lagoa das Flores; (b) Subsistema do Banhado (270 km²) é o Banhado propriamente dito, também composto pelas lagoas Nicola e Jacaré. O escoamento é caracterizado por baixas velocidades superficiais, devido à existência de macrófitas aquáticas, e a saída de água acontece pelas comportas no extremo norte, em direção à Lagoa Mirim; (c) Subsistema Sul (1.597 km²) é formado pela Lagoa Mangueira e por sua bacia de contribuição. A união do Subsistema Sul com o Banhado é realizada através: (a) do canal junto à BR–471, por escoamento concentrado; e (b) da interface lagoa-banhado, por escoamento difuso (Villanueva 1997).

Os fluxos nesses subsistemas são diferenciados conforme características próprias, tais como: topografia, cobertura de macrófitas aquáticas, condições climáticas e uso da água. A influência do Subsistema Norte sobre o Banhado é mínima, sob o ponto de vista hidrológico. As lagoas Flores, Nicola e Jacaré caracterizam-se por pequenas áreas de superfície correspondentes a 11,30 km², 2,58 km² e 1,45 km², respectivamente, as profundidades médias ficam em torno de 1,68 m, 1,10 m e 1,57 m, respectivamente. A Lagoa Mangueira tem uma área superficial de 820 km² e profundidade média de 2,49 m (Figura 1).

Principais resultados obtidos

A influência do clima no comportamento dos níveis de água

O clima exerce uma forte influência no comportamento do SHT, em particular na disponibilidade de água para a regulação do seu hidroperíodo. Assim, entender e identificar a variabilidade espacial e temporal da precipitação, considerando influências de índices climáticos e sua possível previsibilidade com a utilização de modelos meteorológicos, é uma das metas mais abrangentes do projeto. A previsão hidroclimática de níveis, com antecedência, e o estabelecimento de um conjunto de regras para o gerenciamento do Banhado do Taim e da retirada de água da Lagoa Mangueira, de forma a contribuir com o planejamento da utilização dos recursos hídricos no SHT, tem o clima local como uma das bases. Na região do SHT, existe uma relação entre os índices climáticos e a precipitação: as relações dos períodos secos e úmidos não estão única e diretamente ligadas aos fenômenos El Niño e La Niña, e a Oscilação Decadal do Pacífico – ODP, influencia na precipitação no Sis-

tema Hidrológico do Taim, variando proporcionalmente em relação ao sinal. Na verificação da qualidade da previsão de precipitação, os modelos apresentaram boa correlação com a precipitação observada (Cardoso 2010).

O hidroperíodo e sua quantificação

O hidroperíodo é definido como a ocorrência periódica ou regular de inundação ou condições de solo saturado, sendo, portanto, a assinatura hidrológica do Banhado, a qual depende do balanço hídrico, da topografia e das condições subsuperficiais.

As condições hidrológicas podem, portanto, modificar propriedades físicas e químicas, tais como disponibilidade de nutrientes, grau de anóxia do substrato, salinidade do solo, propriedades do sedimento e pH. Portanto, quando condições hidrológicas em banhados mudam, mesmo que ligeiramente, a biota pode responder com mudanças acentuadas, tanto na riqueza de espécies como na produtividade do ecossistema. O Banhado do Taim possui a maioria da sua área coberta por macrófitas emergentes e flutuantes, o que pressupõe uma quantidade enorme de biomassa, funcionando, então, como um gerador de matéria orgânica.

Para que essas características sejam mantidas, é necessário identificar um hidroperíodo específico ou uma série de hidroperíodos (muitas vezes mais efetivo ou desejável), utilizáveis no gerenciamento do ecossistema. A definição do hidroperíodo, dos ciclos e do consumo de água é a base de qualquer estudo que vise fornecer elementos para o gerenciamento em longo prazo desse tipo de ecossistema.

O modelo hidrológico-hidrodinâmico

Embora a definição seja facilmente entendida, a sua quantificação é um processo complexo em ecossistemas sem história de dados. Para essa quantificação, foi utilizada uma série hidrológica com 42 anos de dados tratados mensalmente, a partir de dados de campo e de modelagem hidrológica-hidrodinâmica, usando um modelo hidrológico-hidrodinâmico de células, pseudobidimensional, previamente calibrado e validado para o sistema hidrológico do Banhado do Taim (Villanueva 1997). A validação posterior do modelo (Tassi 2008) permitiu avaliar a qualidade da informação e o preenchimento de algumas falhas nos registros dos linígrafos e régua. No processo de validação do modelo, foram utilizadas as séries de evaporação e precipitação médias, a água captada para irrigação de arroz e as cotas do nível da água da Lagoa Mirim, que funciona como condicionante de jusante.

Essa validação mostra que o modelo forneceu um bom ajuste entre os dados observados e calculados e uma série consistente e coerente de níveis a partir de 1960 (Figura 2). Os picos de nível foram bem representados. Em geral, as reces-

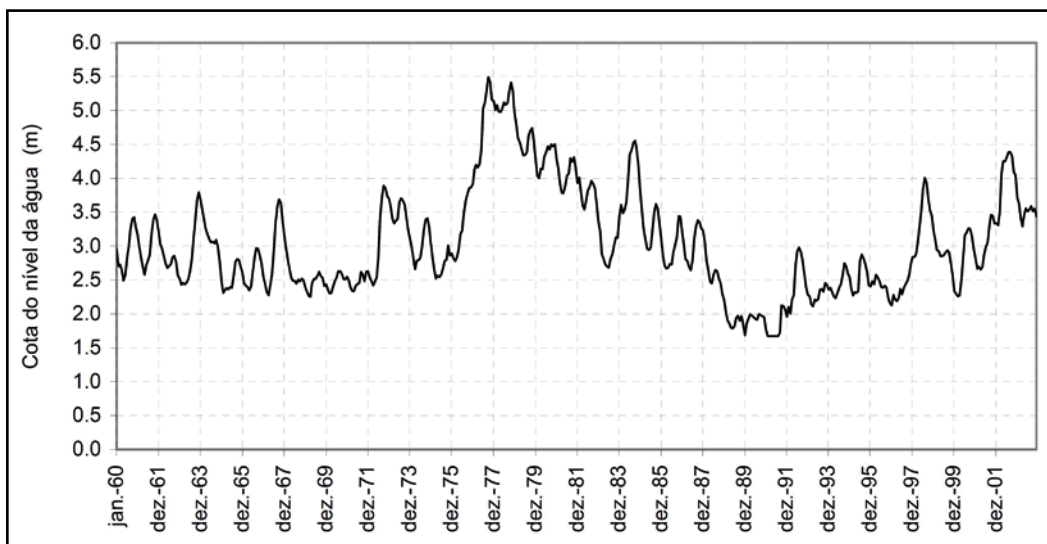


Figura 2. Série de cota de nível da água do Banhado do Taim/RS — período de janeiro/1960 a dezembro/2003.

sões foram superestimadas (ocorrendo sempre entre os meses de janeiro e abril). Alguns fatores podem ter contribuído para que o ajuste das recessões não tenha sido tão satisfatório quanto para os picos: incertezas na estimativa da quantidade de água que efetivamente é retirada para a irrigação; subestimativa da evaporação; superestimativa das vazões trocadas da Lagoa Mangueira para o Banhado; e possíveis problemas nos parâmetros, que foram calibrados para um período em que não ocorreram grandes cheias.

Hidroperíodo: níveis médios de longos períodos mensais

Para fins de análise estatística, foi tomada a série de cota de nível da água em um ponto do Banhado, correspondente à célula 25 do modelo hidrodinâmico. A estatística mais simples extraída da série foi a determinação da cota média de longo período do nível da água (NMLP), que resultou em 2,90 m, com um desvio-padrão da série de 0,85 m. A sazonalidade anual da série foi avaliada a partir da cota média mensal de longo período do nível da água, em associação com a sazonalidade da precipitação (na escala secundária).

Verifica-se que, durante o período menos chuvoso, o nível de água é igualmente menor. Na época mais chuvosa, no entanto, não há coincidência entre os valores extremos de precipitação e nível; o período de cheia ocorre aproximadamente 3 meses após o pico da precipitação. Aparentemente, o Banhado do Taim tende a esvaziar mais

rapidamente que encher. Possivelmente, o rápido esvaziamento do Banhado do Taim esteja associado a uma combinação de fatores, como: período coincidente com o final do processo de irrigação do arroz; época em que ocorrem as maiores taxas de evaporação; e pouca umidade no solo, retardando e diminuindo o escoamento superficial.

A análise interanual da série hidrológica revela a ocorrência de anos consecutivos, nos quais todos os meses mantiveram cotas do nível da água constantemente acima da média de longo período – MLP, e, da mesma forma, períodos em que elas foram inferiores à média. Existe uma alternância entre períodos consecutivamente mais úmidos e outros consecutivamente mais secos. É possível a ocorrência de uma sequência de anos em que todos os meses mantêm a cota do nível da água acima da MLP. Por outro lado, tanto nos anos anteriores quanto nos posteriores a esse período, a situação é inversa, indicando uma espécie de ciclo de alternância, com duração aproximada de 12–13 anos.

A faixa de variação da cota do nível da água médio de longo período de cada mês, conjuntamente com uma banda de incerteza, meramente ilustrativa, foi definida em função das médias e de um desvio-padrão mensal. O mês que apresenta o maior desvio-padrão é novembro, enquanto o de menor desvio é maio. Os maiores desvios-padrão estiveram associados aos meses de cheia.

Hidroperíodo: níveis por componentes harmônicas

Foi realizado um refinamento dos dados apresentados por meio da análise das componentes harmônicas (ou séries de Fourier), possibilitando excluir (adequadamente) da série todos os anos que não possuem componentes harmônicas significantes (amplitude), trabalhando apenas com a série de dados que normalmente seria esperada no Banhado (Tassi 2008). Por exemplo, anos em que ocorre inversão no padrão sazonal são eliminados, bem como aqueles em que a amplitude anual não atende à condição de variabilidade normal esperada.

Os anos de 1962, 1964, 1968, 1973, 1982, 1988, 1989, 1990, 1996 e 1999 não possuem componentes harmônicas significantes. Os anos mencionados correspondem àqueles em que as flutuações no nível da água não mostraram um pico pronunciado ou ocorreram fora da época esperada. Utilizando os anos não eliminados, foi determinado o valor médio de longo período das cotas dos níveis da água, amplitude e período das oscilações anuais, além do desvio-padrão correspondente (Figura 3).

Os valores médios foram utilizados para gerar uma nova curva média de variação da cota do nível da água do Banhado, e a banda de incerteza foi estimada a partir dos valores médios \pm o desvio-padrão. Esse procedimento mostrou-se mais conservador que a simples determinação das médias de longo período mensais na

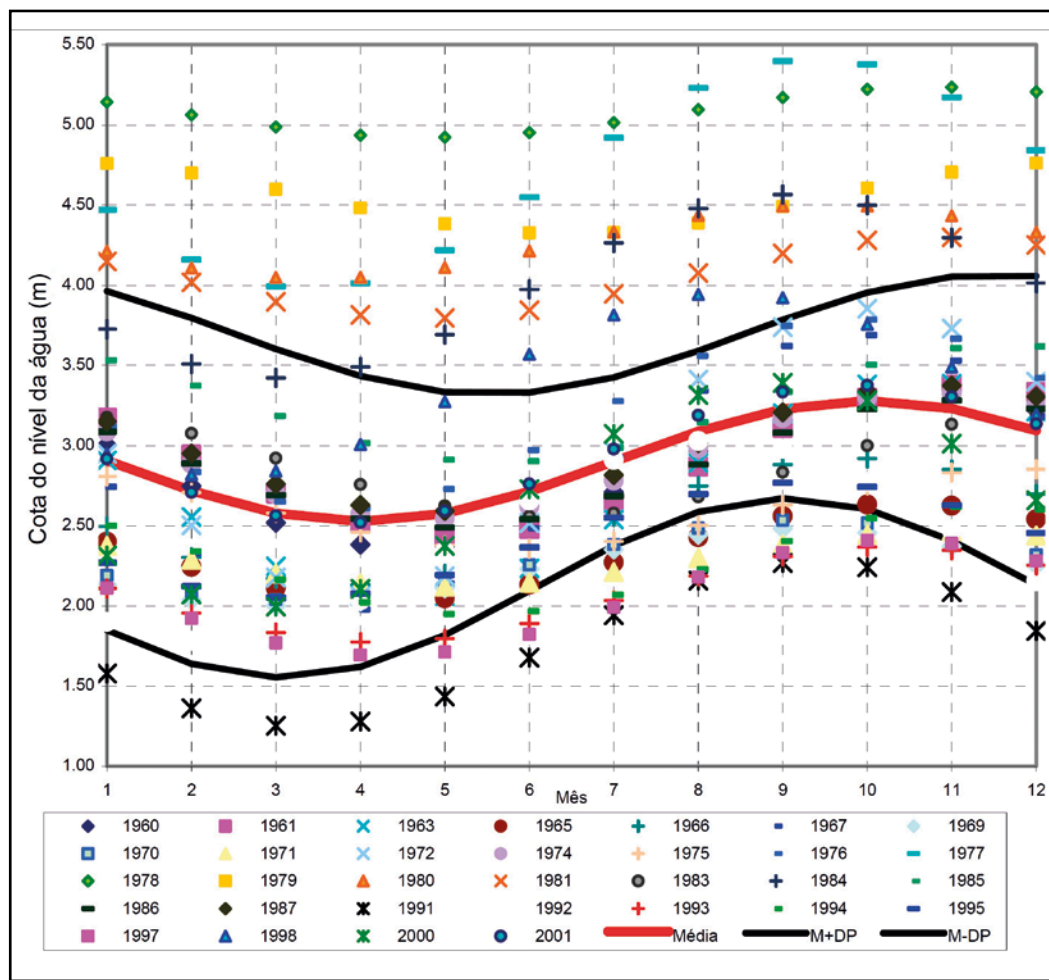


Figura 3. Variabilidade sazonal do hidroperíodo no Banhado do Taim/RS a partir da aplicação da análise harmônica.

definição da banda de incerteza da variação sazonal do hidroperíodo.

Assim, uma maneira mais conservadora de verificar critérios de gerenciamento da água usando de procedimentos estatísticos seria verificar se as cotas do nível da água encontram-se dentro dos limites aceitáveis (Figura 3). O cumprimento da condição de significância das cotas impostas no critério de gerenciamento assegura que, dentro dos limites impostos, o hidroperíodo tenha um comportamento de alternância de níveis altos e baixos.

Efeito potencial do uso da água no hidroperíodo

No caso específico do Banhado do Taim, sabe-se que, além da construção da BR-471, as atividades de extração de água para a irrigação do arroz contribuem para a modificação do regime hidrológico do local. Essa água é usada na própria bacia hidrográfica contribuinte ou transposta por diversos canais para outra bacia hidrográfica, e, nesse caso, não retorna ao sistema. Para avaliar quantitativamente o efeito dessa extração de água, foi realizada a simulação de um cenário hipotético. Nesse cenário, todas as variáveis de entrada no modelo hidrológico-hidrodinâmico de células (de divisão do Banhado) foram mantidas conforme utilização na calibração e validação do modelo; foram eliminadas, no entanto, as demandas de água para irrigação durante todo o período de simulação (Tassi 2008).

Comparando o regime hidrológico real e o simulado no cenário hipotético sem irrigação, é possível observar a redução significativa dos níveis de água provocada pela irrigação, especialmente no período mais úmido da série (Figura 4). Observa-se, também, a considerável memória existente no sistema hidrológico do Banhado do Taim. Contrariamente ao que ocorre em sistemas muito rápidos, em que have-

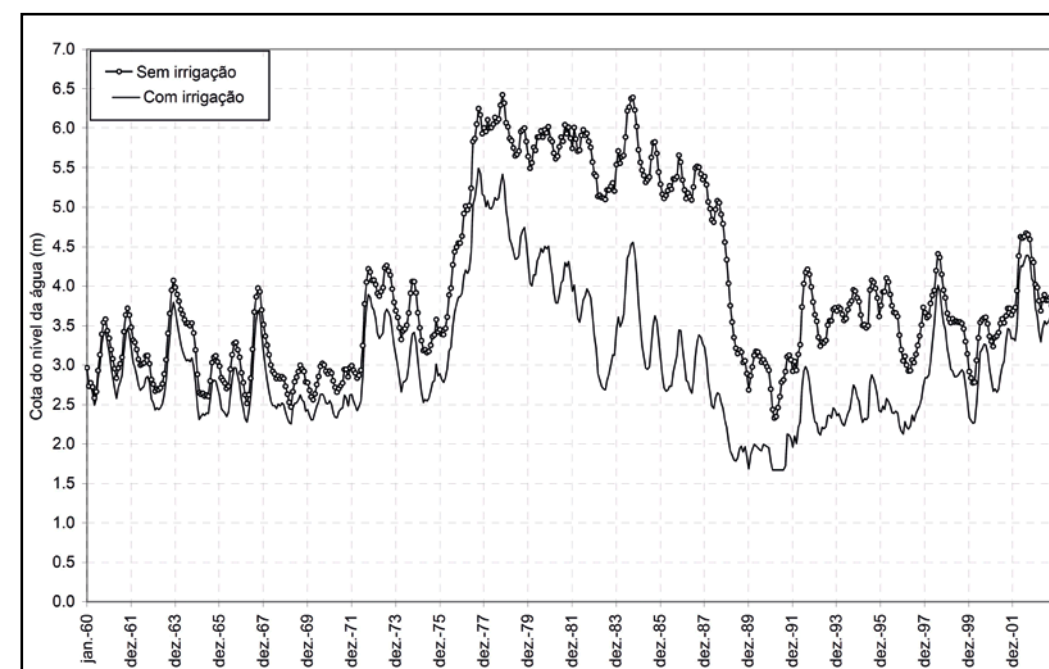


Figura 4. Comparação entre o regime hidrológico real no Banhado do Taim/RS e cenário hipotético sem irrigação.

ria uma grande proximidade nas cotas dos meses sem irrigação nos dois cenários considerados, no Banhado do Taim essa resposta é muito lenta, devido à preponderância dos efeitos de armazenamento.

A partir dessa constatação, é possível verificar que o atual padrão do Banhado do Taim é, em parte, o resultado de retirada de água da Lagoa Mangueira para a irrigação de arroz. No período de 1975 a 1988, fica evidente que as atividades de extração de água colaboraram para a manutenção de níveis de água mais baixos. Para o mesmo período, no cenário em que não há retiradas de água para irrigação, é possível inferir que determinadas espécies encontradas no Banhado poderiam não suportar lâminas de água tão elevadas com longa duração. Nesse caso, passando esse período úmido, poderia se esperar outro padrão de Banhado, talvez uma distribuição espacial da vegetação totalmente diferente.

Essa análise não significa, no entanto, que as atividades de captação de água da Lagoa Mangueira para a irrigação do arroz se constituem em benefícios para a manutenção e conservação do Banhado do Taim. É possível verificar que, após o ano de 1988, os níveis de água foram extremamente baixos, associado a um período seco do Banhado do Taim. A expansão da demanda de água é uma realidade nesse sistema, mesmo em período extremamente seco, iniciado em 1987, com consequente demanda hídrica. A combinação dos dois elementos, nível baixo no Banhado e aumento da demanda hídrica, é um dos mecanismos que pode ter agravado a seca observada.

Metabolismo e diversidade do bacterioplâncton

As macrófitas podem fornecer maiores quantidades de matéria orgânica do que o fitoplâncton (Wetzel 1992; Lauster et al. 2006), suportando, em alguns casos, a maior parte da produção secundária bacteriana (Stanley et al. 2003). No entanto, o carbono fornecido pelas macrófitas compõe-se em grande parte por compostos aromáticos e alifáticos semelhantes a polímeros de alto peso molecular (Bracchini et al. 2006), que demandam mecanismos enzimáticos caros e específicos para sua degradação (Münster & Chróst 1990; Wetzel 1992). Além disso, a matéria orgânica fornecida pelas macrófitas é qualitativamente deficiente, sendo pobre em fósforo e nitrogênio (Hessen 1992). Outro aspecto ecológico importante é que muitas macrófitas apresentam comprovada atividade alelopática contra espécies de fitoplâncton e cianobactérias (Gross et al. 2007; Mulderij et al. 2007), e existem indícios de que esses efeitos inibitórios podem ocorrer também sobre bactérias heterotróficas (Wu et al. 2007; They et al. 2010; They et al. 2013a).

Lagoas subtropicais, devido às condições amenas de temperatura, apresentam

crescimento contínuo de macrófitas (e.g., Ferreira et al. 2009), permitindo que seus efeitos ecológicos sejam permanentes. Pelo fato das macrófitas desenvolverem-se bem e preferencialmente nas zonas litorais das lagoas, elas contribuem para a heterogeneidade espacial na distribuição de organismos, tal como o fitoplâncton (Fragoso Jr. et al. 2008; They et al. 2013a).

Na Lagoa Mangueira, a segunda maior lagoa do Rio Grande do Sul, existem evidências indicando que as macrófitas aquáticas estão associadas à heterogeneidade na diversidade e no metabolismo também de bactérias heterotróficas. Taxas de respiração, biovolume e biomassa bacteriana são menores em zonas litorais comparadas com zonas limnéticas da lagoa (They et al. 2010; They et al. 2013a). Por outro lado, a matéria orgânica oriunda dos estandes de macrófitas apresenta taxas de decomposição bacteriana e foto-oxidação indetectáveis em períodos menores do que de 5 dias (They et al., 2013a).

A transição da área litoral intensamente vegetada em direção a uma área limnética, sem macrófitas, na Lagoa Mangueira, com relação ao bacterioplâncton heterotrófico, fitoplâncton, zooplâncton e variáveis limnológicas, pode ser uma área de intensa dinâmica de comunidades e processos (They et al., em preparação). Essa zona de transição é marcada pela mudança abrupta na dominância de produtor primário: macrófitas dominaram na zona litoral, sendo substituídas pelo fitoplâncton na zona limnética. A abundância, o biovolume médio e a biomassa bacterianas aumentam ao longo desse gradiente, havendo mudanças na estrutura da comunidade de bactérias, fitoplâncton e zooplâncton: na zona limnética, ocorre aumento da proporção de bactérias cocoides, da diversidade dos principais grupos bacterianos (α -Proteobacteria, β -Proteobacteria, γ -Proteobacteria e *Cytophaga-Flavobacter*) e da proporção de bactérias dentre os procariotos totais; o fitoplâncton apresenta dominância de cianobactérias e o zooplâncton de Cladocera também na zona limnética (They et al., em preparação).

A presença de macrófitas aquáticas submersas afeta a estrutura de comunidade de diversos organismos, indicando que esses efeitos, até então pouco conhecidos em lagoas subtropicais, estendem-se também ao bacterioplâncton heterotrófico. Isso sugere que a ciclagem do carbono, via bacterioplâncton, pode ser menos eficiente em zonas litorais do que em limnéticas em lagoas rasas subtropicais com extensa cobertura de macrófitas.

Padrões do fitoplâncton como indicadores do ecossistema

O estudo das respostas das comunidades planctônicas a diferentes condições e situações ambientais permite identificar e quantificar padrões em ecossistemas naturais. Atributos das comunidades biológicas, nesse contexto, são ferramentas úteis na descrição de tendências e estados ecológicos sistêmicos. Não diferentemente, o fitoplâncton demonstra capacidade preditiva e exploratória a partir de seus mais diversos atributos morfológicos, fisiológicos e funcionais. Estudos sobre a comunidade fitoplanctônica do Sistema Hidrológico do Taim – SHT, demonstraram não só a diversidade taxonômica desse grupo, mas principalmente respostas ecológicas às peculiaridades de seus subsistemas. Do ponto de vista ecológico, dentre os diversos fatores que podem interferir na estrutura e dinâmica do fitoplâncton, a disponibilidade de recursos e a hidrodinâmica estão entre os mais importantes direcionadores no SHT. A avaliação da influência do hidroperíodo na dinâmica da comunidade fitoplanctônica constatou que alterações no nível de água e as consequentes alterações limnológicas, especialmente as maiores concentrações de nutrientes e reduzidos padrões de luz, explicam a dinâmica da biomassa fitoplanctônica (Crossetti et al. 2007). Contudo, esse padrão não se aplica ao norte da Lagoa Mangueira (Crossetti et al. 2013).

Diferentes padrões espaciais na estrutura do fitoplâncton também foram observados a partir do estudo dos grupos funcionais, sendo o norte caracterizado por espécies metafiticas, possivelmente influenciadas pelo Banhado adjacente (Crossetti et al. 2007). Espécies de diatomáceas mostraram elevadas densidades no norte da Lagoa Mangueira durante a primavera, quando os valores mais altos de velocidade do vento e nível de água foram registrados.

Por outro lado, espécies de cianobactérias são geralmente abundantes no centro e sul, quando a turbulência é alta em função dos constantes ventos, destacam-se as maiores biomassas de *Aphanocapsa delicatissima*, *Planktolyngbya contorta* e *Planktolyngbya limnetica*. Entretanto, o registro de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* durante períodos mais calmos, de baixo nível de água e incremento nutricional, aponta para a presença de inóculos de espécies potencialmente tóxicas e formadoras de florações (Crossetti et al. 2007, 2013).

Experimentos de enriquecimento a partir de amostras da margem e da região limnética da lagoa demonstraram que a interação entre as diferentes concentrações de N e P, tempo e locais estudados, apresentaram influência significativa tanto para a biomassa e densidade total do fitoplâncton quanto para a biomassa das classes estudadas. A região de margem apresentou sempre os maiores valores de densidade e biomassa observados. Contudo, o maior incremento de cianobactérias

(três vezes em relação ao controle) em detrimento às clorofíceas e diatomáceas ocorreu na região limnética diante do enriquecimento do dobro da concentração média de P pós-10 dias (Wieliczko et al. 2013). De uma forma geral, o uso de índice de qualificação ambiental a partir dos grupos funcionais apontou bom estado ecológico da Lagoa Mangueira, assim como índices de estado trófico comumente utilizados em ecossistemas temperados, que indicaram condições mesotróficas.

Interação de banco natural de macrófitas flutuantes com a comunidade zooplânctônica

Macrófitas aquáticas flutuantes podem não promover adaptações na comunidade de zooplâncton em um lago subtropical oligotrófico, como já verificado em outras lagoas (Meerhoff et al. 2003; Iglesias et al. 2007). O estudo conduzido no Banhado do Taim foi o primeiro a investigar o efeito da vegetação sobre o zooplâncton em bancos naturais de macrófitas flutuantes em uma lagoa subtropical oligotrófica (Lagoa Jacaré) (Gazulha et al. 2011).

A comunidade zooplânctônica na Lagoa Jacaré foi dominada por cladóceros de pequeno porte, como *Bosmina*, *Ceriodaphnia* e *Diaphanosoma*. Cladóceros de grande porte, como *Daphnia*, não foram registrados na lagoa. Comunidades com maior riqueza de espécies de zooplâncton de grande porte (incluindo *Daphnia* spp.) ocorrem em lagos temperados, enquanto as de zooplâncton de pequeno porte caracterizam lagos subtropicais (Meerhoff et al. 2007).

O cladóceros de pequeno porte *Chydorus* ocorreu em densidades mais elevadas nas plantas flutuantes e na área litorânea durante todo o período de amostragem, enquanto as demais espécies predominantes mudaram com as estações do ano. As densidades do zooplâncton foram mais elevadas na área litorânea e nas plantas flutuantes; entretanto, o efeito dos micro-habitats (plantas flutuantes, área litorânea e área aberta) foi fraco para a maioria dos gêneros predominantes.

A ausência de efeitos das plantas flutuantes sobre as variáveis físico-químicas mostrou que esse não foi um fator que influenciou a distribuição dos microcrustáceos nos micro-habitats. As diferenças físico-químicas entre os micro-habitats provavelmente desempenham um papel menor na formação de padrões espaciais do zooplâncton nos (sub)tropicais.

A heterogeneidade espacial clássica do zooplâncton de grande porte nos lagos temperados não foi observada na Lagoa Jacaré. As baixas diferenças nas densidades entre os micro-habitats e a baixa abundância de cladóceros de grande porte observados levaram à rejeição da hipótese de que as plantas flutuantes agiriam como um refúgio para o zooplâncton (Gazulha et al. 2011).

Heterogeneidade espacial de grupos funcionais da comunidade de macroinvertebrados

A composição de táxons e a estrutura da comunidade apresentou grande heterogeneidade espacial nos diferentes subsistemas do SHT, evidenciando que densidades médias da comunidade de macroinvertebrados e a riqueza de famílias foram significativamente mais altas nas porções norte e sul da Lagoa Mangueira. A análise de agrupamento definiu quatro grupos: Grupo 1, predominância de Cumacea e Oligochaeta; Grupo 2, baixas densidades médias de indivíduos e baixa riqueza de famílias; Grupo 3, presença de Tanaidae e Corophiidae; Grupo 4, abundância de Hydrobiidae. A composição dos grupos funcionais de macroinvertebrados bentônicos foi caracterizada pela predominância de coletores de depósito que compuseram os grupos 1, 2 e 3 e pela predominância de raspadores que formaram o Grupo 4 (Würdig et al. 2007).

Estrutura da ictiofauna

A estrutura da ictiofauna do SHT é constituída por 62 espécies de peixes distribuídas em 24 famílias, sendo Characidae (19 espécies) e Cichlidae (7) as famílias com o maior número de espécies. Diferenças na composição de espécies e padrões de dominância entre margens rasas e zonas limnéticas das lagoas que compõem o SHT foram encontradas. Uma assembleia de peixes mais diversa, dominada por peixes pequenos (< 5 cm), ocorre nas margens vegetadas e protegidas das lagoas, como o barrigudinho (*Jenynsia multidentata*), a sardinha (*Platanichthys platana*), os juvenis dos peixes-rei (gênero *Odonesthes*) e a coridora (*Corydoras paleatus*); e uma assembleia menos diversa, formada por peixes de maior tamanho (>15 cm), parece dominar as zonas limnéticas, como o biru (*Cyphocharax voga*), formas adultas dos dentuços (*Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*) e dos peixes-rei (gênero *Odonesthes*), a traíra (*Hoplias malabaricus*), o pintado (*Pimelodus maculatus*) e o penharol (*Trachelyopterus lucenai*) (Garcia et al. 2006).

A dinâmica e o papel estruturador dos peixes na Lagoa Mangueira

Considerando-se a Lagoa Mangueira, um total de 52 espécies compõem a sua ictiofauna, distribuídas em dezessete famílias, sendo Characidae, Cichlidae, Loricariidae e Atherinopsidae as mais representativas. Diferenças na composição de espécies e padrões de dominância entre os diferentes habitats da lagoa foram observados. Os padrões de dominância mostraram que, na zona litoral, 19,5% das espécies foram dominantes; enquanto na zona profunda, 7,6% das espécies capturadas foram dominantes, com tamanhos semelhantes aos da zona litoral. Já

a análise do padrão geral de abundância por classe de tamanho (CT) mostrou que nas zonas litoral e profunda mais de 50% dos indivíduos capturados apresentavam entre 25 e 50 mm de CT.

A heterogeneidade espacial da Lagoa Mangueira foi particularmente identificada através da distribuição de frequência das guildas de peixes. Peixes comedores de invertebrados foram dominantes nos extremos da lagoa. Entretanto, é interessante salientar que a composição da guilda foi distinta nos extremos da lagoa. No norte, *Oligosarcus jenynsii* foi a espécie mais abundante, alimentando-se principalmente de crustáceos (*Aegla* sp. e *Palaemonetes argentinus*). Em contraste, a espécie mais abundante dessa guilda no sul da lagoa foi *Odonesthes humensis*, consumindo preferencialmente moluscos (*Heleobia* sp. e *Corbicula* sp.). Também foi observada uma inversão relacionada às frequências de detritívoros e piscívoros entre os extremos da lagoa. Sedimentos lamosos do norte da lagoa podem explicar a abundância relativa de detritívoros, enquanto sedimentos arenosos e águas mais claras poderiam ser relacionados à maior frequência de piscívoros no sul, supondo uma detecção mais fácil das presas (Rodrigues 2009).

Baseando-se nas razões isotópicas de produtores e consumidores ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$), identificou-se a estrutura trófica da lagoa, bem como a posição trófica de espécies de peixes e fontes de carbono do sistema. Análises de isótopos estáveis de nitrogênio permitiram identificar dois níveis tróficos de peixes na Lagoa Mangueira, enquanto macrófitas emergentes e perifíton foram identificadas como importantes fontes de carbono que sustentam a estrutura trófica. Análises de grupamento a partir de dados de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e de conteúdo estomacal identificaram um perfeito arranjo filogenético entre as espécies de peixe analisadas, evidenciando que nichos alimentares são compartilhados por espécies taxonomicamente relacionadas. Essas informações proporcionaram o entendimento sobre a estrutura atual do sistema, bem como os fatores direcionadores da sua dinâmica, podendo subsidiar a parametrização de modelo ecológico, com capacidade de estabelecer prognósticos, tendo, como contorno, estressores naturais e antrópicos (Rodrigues 2009).

Interações espacial e temporal de componentes da cadeia trófica

Mudanças no nível de água em associação com macrófitas aquáticas podem determinar a dinâmica do bacterioplâncton (densidade, biomassa, atividade e riqueza) responsável pela degradação de carbono orgânico dissolvido associado. O nível da água em associação com os diferentes estandes de macrófitas aquáticas (*Zizaniopsis bonariensis*, *Schoenoplectus californicus* e *Myriophyllum aquaticum*) induz diferenças significativas nos valores de biomassa, densidade e produção bacteriana.

A diversidade das assembleias de bacterioplâncton mostrou uma mudança na frequência de morfotipos. Essa mudança foi significativa entre diferentes espécies de macrófitas (*Z. bonariensis*, *S. californicus* e *M. aquaticum* e outras espécies), mas não para diferentes níveis de água. Dados morfológicos sugerem uma possível ligação entre a forma da célula e a disponibilidade de recursos no sistema, resultando em adaptação na presença de certos tipos e espécies de macrófita, independentemente do nível da água.

Por outro lado, verificou-se que existe uma dinâmica espacial e temporal dos principais diferentes componentes da cadeia trófica em associação com a heterogeneidade do sistema. Clorofila *a*, turbidez, sólidos totais, fósforo total e nível da água foram as variáveis geradoras do gradiente espacial crescente no sentido S-N. Essas condições propiciaram a maior complexidade estrutural do sistema, favorecendo o desenvolvimento do fitoplâncton no norte. Apenas o zooplâncton exibiu gradiente decrescente no sentido S-N em todas as estações do ano, enquanto que o padrão oposto foi verificado para o bacterioplâncton.

Para a ictiofauna, a turbidez foi a variável descritora do gradiente espacial, agregando os pontos norte e centro. Sazonalmente, para o bacterioplâncton, os picos de biomassa foram registrados no outono e inverno, enquanto primavera e verão favoreceram o fitoplâncton. Um gradiente temporal também foi evidenciado para o zooplâncton e os peixes, com picos registrados no verão. Considerando que a maior abundância e biomassa foram registradas para o microzooplâncton (ciliados e rotíferos), esse gradiente oposto observado entre bactérias e zooplâncton pode ser um indicador da relação presa-predador.

O fitoplâncton, dominado por espécies microplanctônicas, não favoreceu as interações tróficas observadas. Os peixes mais abundantes do sistema têm como preferência alimentar itens não contemplados neste estudo (macroinvertebrados bentônicos), descartando possíveis relações de predação sobre o plâncton. Correlações significativas entre os diferentes componentes da cadeia trófica e dados ambientais demonstraram esses gradientes espaciais e temporais, sendo a complexidade espacial a principal direcionadora das relações biológicas estudadas (Cardoso et al. 2011).

Banhados temporários

Comunidades biológicas variam no tempo e espaço em função de pressões decorrentes da estrutura do hábitat e da disponibilidade de recursos. O entendimento das relações ecológicas e as interações das comunidades são essenciais para o manejo com objetivo de melhorar/garantir a qualidade da água através

de interferências na cadeia trófica aquática e na dinâmica do ecossistema através de modelagem ecológica. Estudos desenvolvidos em sistemas temporários podem contribuir para o entendimento desses processos (Rodrigues et al. 2011), sendo que esse tipo de sistema configura-se como alternativa para um plano de conservação mais amplo ao apresentar potencial para receber, por exemplo, aves.

Em banhados temporários, campos de arroz, foi avaliada a dinâmica das comunidades planctônicas e íctica durante o desenvolvimento de um ciclo produtivo de cultivo. Existe um claro gradiente temporal direcionado pela disponibilidade de nutrientes. Correlações positivas entre clorofila *a*, nutrientes e biomassa zooplânctônica, especialmente pequenos e médios filtradores, foram obtidas. Por outro lado, a biomassa de peixes, particularmente dos peixes planctívoros, foi inversamente relacionada à concentração de clorofila *a*. Os resultados apontam para mecanismos de controle ascendente (*bottom up*) e descendente (*top down*), regulando simultaneamente a produção nesses banhados temporários (Rodrigues et al. 2011).

Modelagem ecológica da estrutura trófica

Vários aspectos importantes da estrutura trófica e da dinâmica de nutrientes em ecossistemas aquáticos sujeitos a perturbações externas, tais como mudanças no nível da água, aumento de carga de nutrientes e matéria orgânica, biomaniplulação e clima, foram identificados. Para descrever tais efeitos sobre a estrutura trófica, um complexo modelo ecológico (Fragoso Jr. et al. 2008; 2009), com base em processos físicos, químicos e biológicos, foi desenvolvido e aplicado em ecossistemas aquáticos tropicais, subtropicais e temperados. Em tais aplicações, uma análise integrada foi empregada considerando a transferência de impactos da bacia para o ecossistema, com a finalidade de entender a real dinâmica dos ecossistemas aquáticos. As simulações revelaram importantes aspectos sobre a estrutura e funcionalidade dos ecossistemas frente às perturbações.

Profundas alterações na composição do fitoplâncton com o aumento sistemático da concentração de ortofosfato podem ocorrer. Significativos gradientes horizontais e verticais na estrutura trófica da Lagoa Mangueira indicam a importância de considerar a heterogeneidade espacial em grandes lagoas para melhorar a compreensão dos processos ecológicos e padrões encontrados.

Cenários críticos apontam que o aumento da carga de nutrientes afeta negativamente a transparência da água, diferentemente do efeito de mudanças climáticas. Pequenas alterações na estrutura trófica causadas por esses fatores indicam uma forte resistência da Lagoa Mangueira. Além disso, aplicações mais simples também auxiliaram o processo de tomada de decisão e planejamento. A modela-

gem ecológica aplicada em ecossistemas aquáticos mostrou ser uma alternativa promissora para a gestão integrada dos recursos naturais (Fragoso Jr. et al. 2011).

Discussão e aplicações dos resultados

Educação dos atores no Sistema Hidrológico do Taim

O trabalho no Sistema Hidrológico do Taim, Sítio 7 do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD*, do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/Ministério da Ciência e Tecnologia, desenvolve um processo de integração entre a Ecologia de Ecossistemas Aquáticos, a Hidrologia e a Hidrodinâmica. O conjunto de trabalhos procura verificar e quantificar como comunidades se relacionam com o meio físico e a água, em sua quantidade e movimento, e como o ecossistema responde a *drivers* diretos e indiretos e está conectado a outros sistemas em diferentes escalas. Um dos interesses é a modelagem dessas interações, as conectividades e o desenvolvimento de métodos de avaliação adequados aos sistemas de banhados e lagoas subtropicais rasas e sua gestão.

Um dos aspectos derivados do projeto é a educação, sobre esses temas, dos agentes transformadores sociais e econômicos da região, através da transferência do conhecimento adquirido e das ferramentas derivadas aplicadas à gestão dos recursos hídricos. Esses transformadores são os arroteiros, proprietários de terras e arrendatários de propriedades, todos promovendo modificações no ambiente associadas com a produção de arroz. No município de Santa Vitória do Palmar, a produção de arroz é a atividade dominante da economia, utilizando em torno de 90% da área do município. Educar os principais atores usuários dos recursos e promotores de mudanças é, portanto, o grande desafio de educação para esse sistema em que se procura parear uso e conservação. Esse tipo de “educação” deve fazer parte do processo de gestão e de uma ação integrada entre desenvolvedores de conhecimento, gestores de recursos e esses mesmos atores.

A Bacia Hidrográfica da Lagoa Mirim tem como característica marcante a existência da associação de banhados e lagoas e o agronegócio centrado na produção de arroz irrigado. É importante também ressaltar que esse tipo de sistema se encontra nos dois lados da fronteira do Brasil com o Uruguai e que os resultados obtidos e as ações de educação e integração poderão incrementar a melhoria da gestão desses recursos: a água e as áreas úmidas — lagoas compartilhadas por um tratado específico com o Uruguai, o Tratado de Cooperação para o Aproveitamento dos Recursos Naturais e o Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim.

A Agência de Desenvolvimento da Bacia da Lagoa Mirim, unidade executiva da

SB/CLM, tem uma posição privilegiada para a implementação desse processo de educação e integração entre a academia e o setor produtivo da região.

Gerenciamento integrando indicadores biológicos e hidrologia

Uma maneira de pensar nas relações que ocorrem em uma terra úmida é considerar que, se, por um lado, a diversidade de espécies responde à estrutura da mesma, por outro lado, a estrutura da terra úmida (vegetação e água) responde ao hidroperíodo ao qual está sujeita. Consequentemente, qualquer ação que altere o hidroperíodo ao qual está submetida uma terra úmida pode trazer profundas mudanças ao ecossistema. Dessa forma, uma das ferramentas-chave para a manutenção da variedade de habitats em uma terra úmida é o gerenciamento da água.

Partindo desse princípio, desenvolveu-se uma metodologia (Figura 5) baseada na caracterização da situação de conflito pelo uso dos recursos hídricos na terra úmida; na identificação de indicadores biológicos e a relação destes com o hidroperíodo; na determinação das necessidades dos indicadores biológicos; na elaboração de uma proposta para o gerenciamento dos recursos hídricos, com a definição de valores de limites máximos e mínimos para a manutenção dos níveis de água; e na determinação de critérios de gerenciamento em função da demanda de água (Tassi 2008).

Os pontos fundamentais dessa metodologia são a determinação do hidroperíodo e a identificação de espécies indicadoras e a relação entre adequação de habitat para essas espécies e o hidroperíodo. Essas espécies devem ser características do ecossistema e estreitamente vinculadas ao seu funcionamento, com variabilidade espacial e temporal conhecida. Para esse fim, foram escolhidas uma macrófita aquática emergente (*Zizaniopsis bonariensis*), uma ave migratória (cisne-de-pescoço-preto, *Cygnus melancoryphus*) e um mamífero (capivara, *Hydrochoerus hydrochaeris*). Essa relação é expressa na forma de um Índice de Adequabilidade para cada espécie indicadora, mostrando a relação da espécie com a variação da disponibilidade de habitat adequado em função do nível de água. O cotejamento desse índice com o hidroperíodo do ecossistema e a variação de nível de água anotada ou prevista permite avaliar potenciais efeitos sobre as espécies em função de situações atuais ou previstas em termo de nível de água.

Utilizando modelos desenvolvidos especialmente para este trabalho, esses índices foram combinados com diferentes cenários hidrológicos. Esse procedimento permitiu que, dentro de distintas áreas da terra úmida, fosse feita uma avaliação temporal e espacial da condição ambiental para os indicadores selecionados. Diferentes cenários de qualidade ambiental foram selecionados, permitindo a determinação de curvas-guia, que traduzem as necessidades hidrológicas de diferentes espécies (Figura 6).

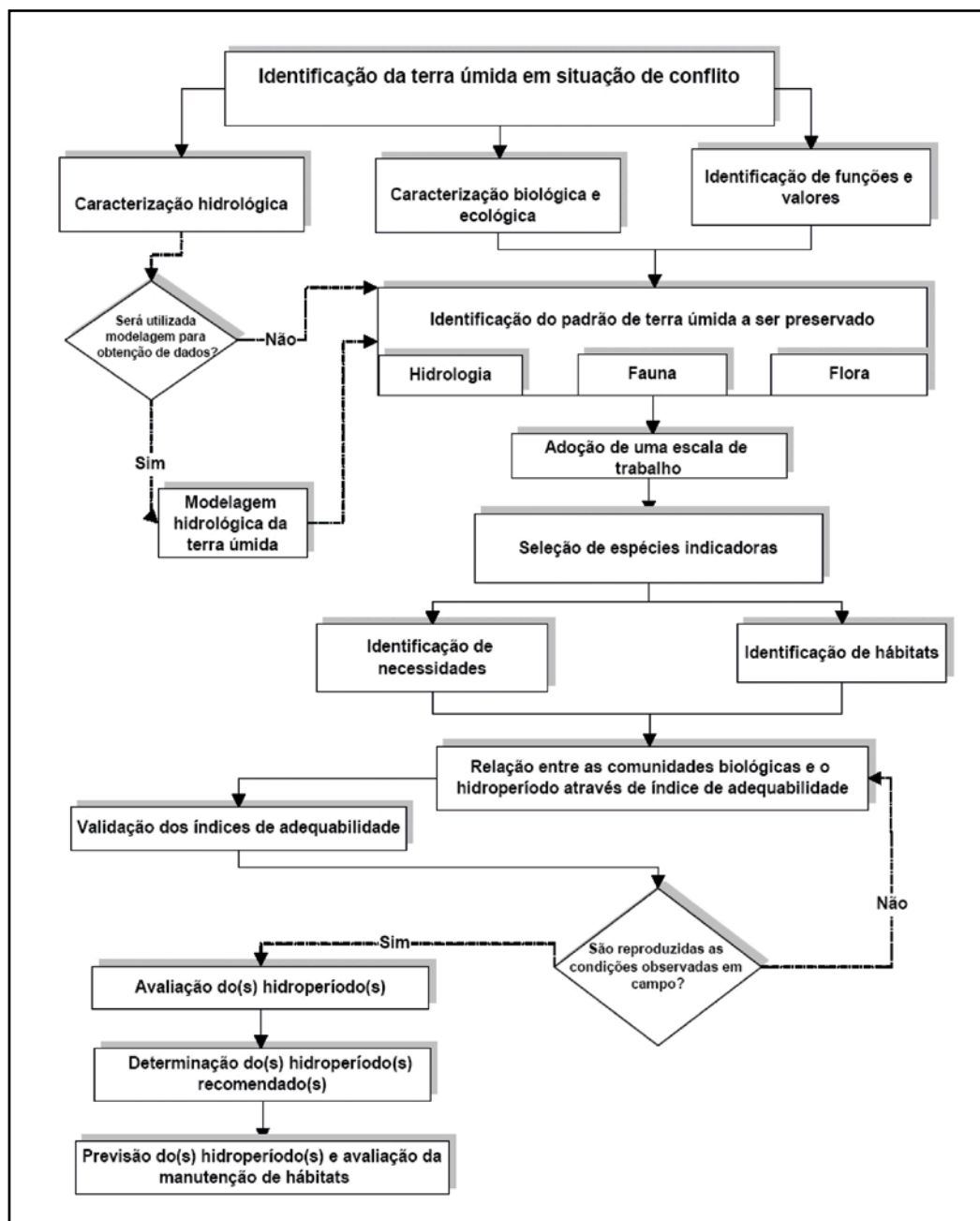


Figura 5. Fluxograma da sequência metodológica para identificação do hidroperíodo e sua relação com espécies indicadoras.

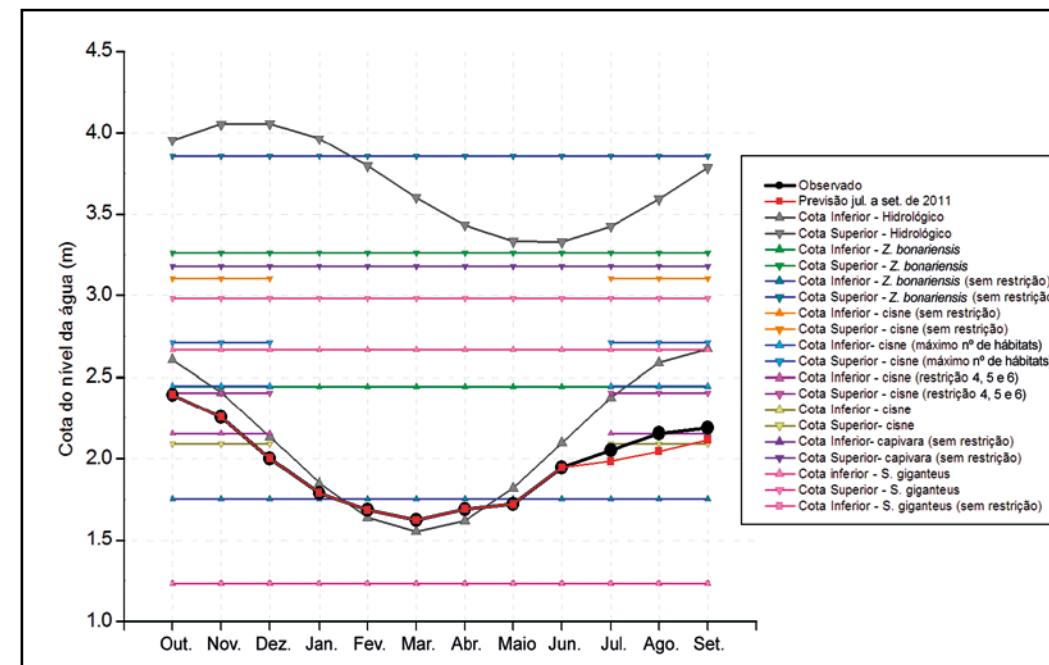


Figura 6. Exemplo de aplicação: previsão de nível de água e sua relação com o hidroperíodo e os limites para as espécies indicadoras.

Esse instrumento possibilita testar cenários baseados em previsões hidrometeorológicas para um período específico. Com base nas previsões hidroclimáticas, pode-se (1) testar cenários e definir critérios para o gerenciamento dos recursos hídricos, (2) analisar riscos com antecedência e (3) alcançar uma gestão integrada considerando os usos múltiplos da Lagoa Mangueira.

A metodologia desenvolvida foi aplicada ao Banhado do Taim, um exemplo de terra úmida sob regime de conservação na forma de uma estação ecológica, e à tomada de água da Lagoa Mangueira para a orizicultura. Após a determinação das curvas-guia para esse local, foi utilizado um modelo de previsão hidrológica permitindo que, *a priori*, faça-se uma análise de disponibilidade de água para atender à conservação do ecossistema e à manutenção da atividade econômica de forma harmônica, definindo regras que otimizem conservação e uso dos recursos.

Perspectivas para a continuidade dos estudos

A continuidade do PELD depende da obtenção de recursos adicionais, preferencialmente de fontes diversas, compilando vários interesses no contexto da proposta geral de pesquisa. Preferencialmente, um sítio PELD — lidando com ecossistemas aquáticos continentais — deve ser reduzido a um mínimo de questões suficientemente abrangentes, concentrando-se em monitoramento contínuo por equipamentos, em grande escala, integrando os aspectos físicos e biológicos em associação com funcionalidade e diversidade. Essa aproximação induz a formalização de questões que não são regularmente associadas a projetos em ecossistemas límnicos, levando necessariamente à pesquisa de padrões, processos, escalas temporais e espaciais e sua modelagem ecológica.

A modelagem ecológica de ecossistemas, baseada no conhecimento gerado, *a priori* sobre estrutura, funcionamento e dinâmica de comunidades biológicas, permite experimentar como alterações na estrutura são refletidas na funcionalidade e diversidade do sistema. É possível também diagnosticar o tamanho de serviços desse ecossistema e, ao mesmo tempo, fazer a previsão de alterações desses serviços, tendo como condição de contorno diferentes *drivers* naturais e antrópicos.

Essa nova aproximação só é factível com a modernização da infraestrutura dos sítios PELD, sendo esta uma necessidade permanente. A referência deve ser a mudança/atualização das questões científicas nos ecossistemas límnicos.

Agradecimentos

O grupo de pesquisa, no Sítio 7 - CNPq, foi recipiente de recursos do CNPq (Processo nº 520.027/98-1) para a execução do projeto Sistema Hidrológico do Taim. Outros recursos foram alocados na forma de bolsas de mestrado e doutorado do CNPq e da Capes. A execução das atividades deste projeto não seria possível sem a participação dos técnicos de apoio das diversas instituições, aos quais os autores agradecem o empenho. Os autores agradecem as sugestões e recomendações dos revisores anônimos que melhoraram substancialmente o texto. A bibliografia produzida no projeto está disponível em www.peld.ufrgs.br.

Literatura citada

- Bracchini, L., A. Cózar, A. M. Dattilo, S. A. Loisel, A. Tognazzi, N. Azza, and C. Rossi. 2006. The role of wetlands in the chromophoric dissolved organic matter release and its relation to aquatic ecosystems optical properties. A case of study: Katonga and Bunjako Bays (Victoria Lake, Uganda). *Chemosphere* 63: 1170-1178.
- Cardoso, L. S., L. H. R. Rodrigues, L. O. Crossetti, D. L. Kist, e P. I. Riediger. 2011. Espacialidade versus sazonalidade: qual é o fato estruturador da cadeia trófica em uma lagoa rasa subtropical? *Anais do XIII Congresso Brasileiro de Limnologia*, Natal.
- Cardoso, M. A. G. 2010. Previsão hidroclimática para o gerenciamento do Banhado do Taim. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Crossetti, L. O., L. S. Cardoso, V. L. M. Callegaro, S. M. Alves-da-Silva, V. R. Werner, Z. M. Rosa, and D. Motta Marques. 2007. Influence of the hydrological changes on the phytoplankton structure and dynamics in a subtropical wetland-lake system. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 315-329.
- Crossetti, L. O., V. Becker, L. S. Cardoso, L. H. R. Rodrigues, L. S. Costa, and D. Motta Marques. 2013. Is phytoplankton functional classification a suitable tool to investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake? *Limnologia* 43: 157-163.
- Ferreira, T. F., E. H. van Nes, and D. Motta Marques. 2009. Continuous growth of the giant grass *Zizaniopsis bonariensis* in subtropical. *Freshwater Biology* 54: 321-330.
- Fragoso Jr., C. R., D. Motta Marques, T. F. Ferreira, J. H. Janse, and E. H. van Nes. 2011. Potential effects of climate change and eutrophication on a large subtropical shallow lake. *Environmental Modelling & Software* 26: 1337-1348.
- Fragoso Jr., C. R., H. E. van Nes, W. Collischonn, C. E. M. Tucci, and E. H. van Nes. 2008. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large subtropical lake in South Brazil. *Ecological Modelling* 219: 125-137.
- Fragoso Jr., C. R., H. E. van Nes, J. H. Janse, and D. Motta Marques. 2009. IPH-TRIM-3D-PLake: A three-dimensional complex dynamic model for subtropical aquatic ecosystems. *Environmental Modelling & Software* 24: 1347-1348.
- Garcia, A. M., M. A. Bemvenuti, J. P. Vieira, D. M. L. Motta Marques, M. D. M. Burns, A. Moresco, and M. V. L. Condini. 2006. Checklist comparison and dominance patterns of the fish fauna at Taim Wetland, South Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 261-268.
- Gazulha, V., M. Montu, D. M. L. Motta Marques, and C. C. Bonecker. 2011. Effects of natural banks of free-floating plants on zooplankton community in a shallow subtropical lake in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 54: 745-754.
- Gross E. M., S. Hilt (nee Körner), P. Lombardo, and G. Mulderij. 2007. Searching for allelopathic effects of submerged macrophytes on phytoplankton – state of the art and open questions. *Hydrobiologia* 584: 77-88.
- Hessen, D. O. 1992. Dissolved organic carbon in a humic lake: effects on bacterial production and respiration. *Hydrobiologia* 229: 115-123.
- Iglesias, C., Goyenola, G., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Rodó, E. and Jeppesen, E. (2007) Horizontal dynamics of zooplankton in subtropical Lake Blanca (Uruguay) hosting multiple zooplankton predators and aquatic plant refuges. *Hydrobiologia* 584: 179-189.
- Lauster, G. H., P. C. Hanson, and T. K. Kratz. 2006. Gross primary production and respiration differences among littoral and pelagic habitats in northern Wisconsin lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1130-1141.
- Meerhoff, M., C. Iglesias, F. T. De Mello, J. Clemente, E. Jensen, T. L. Lauridsen, and E. Jeppesen. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology* 52: 1009-1021.
- Meerhoff, M., Mazzeo, N., Moss, B. e Rodríguez-Gallego, L. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. 2003. *Aquatic Ecology*, 37:377-391.
- Meerhoff, M., N., Moss, B. e Rodríguez-Gallego, L. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake. 2003. *Aquatic Ecology*, 37:377-391.

- Münster, U., and R. J. Chróst. 1990. Origin, composition, and microbial utilization of dissolved organic matter. Pages 8-46 em J. Overbeck, and R. J. Chróst, editors. *Aquatic Microbial Ecology*. Springer-Verlag, New York, USA.
- Mulderij, G., E. H. van Nes, and E. V. Donk. 2007. Macrophyte-phytoplankton interactions: the relative importance of allelopathy versus other factors. *Ecological Modelling* 204: 85-92.
- Rodrigues, L. H. R. 2009. Reguladores da dinâmica das comunidades planctônicas e íctica em ecossistemas límnicos subtropicais. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Rodrigues, L. H. R., E. R. B. Canterle, V. Becker, V. Gazulha, A. Hamester, and D. M. L. Motta Marques. 2011. Dynamics of plankton and fish in a subtropical temporary wetland: Rice fields. *Scientific Research and Essays* 6: 2069-2077.
- Stanley, E. H., M. D. Johnson, and A. K. Ward. 2003. Evaluating the influence of macrophytes on algal and bacterial production in multiple habitats of a freshwater wetland. *Limnology and Oceanography* 48: 1101-1111.
- Tassi, R. 2008. Gerenciamento hidroambiental de terras úmidas. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- They, N. H., D. M. L. Motta Marques, and R. S. Souza. 2012. Lower respiration in the littoral zone of a subtropical shallow lake. *Frontiers in Microbiology* 3: 1-10.
- They, N. H., D. M. L. Motta Marques, E. Jeppesen, and M. Søndergaard. 2010. Bacterioplankton in the littoral and pelagic zones of subtropical shallow lakes. *Hydrobiologia* 646: 311-326.
- They, N. H., D. M. L. Motta Marques, R. S. Souza e L. R. Rodrigues. 2013b. Short-term photochemical and biological unreactivity of macrophyte-derived Dissolved Organic Matter in a subtropical shallow lake. *Journal of Ecosystems* 316709:1-9 doi: 10.1155/2013/316709.
- Villanueva, A. O. N. 1997. Simulação de áreas de inundação dinâmicas: canais compostos e wetlands. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Wetzel, R. G. 1992. Gradient-dominated ecosystems: sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwaters ecosystems. *Hydrobiologia* 229: 181-198.
- Wieliczko, A. R., L. H. R. Rodrigues, D. M. L. Motta-Marques, and L. O. Crossetti. 2013. Effects of temperature and nutrient manipulation on phytoplankton structure: the influence of climate changes in a subtropical shallow lake. *Aquatic Conservation* (submitted).
- Wu, Q. L., G. Zwart, J. Wu, P. Kamst-van-Atterveld, S. Liu, and M. W. Hahn. 2007. Submersed macrophytes play a key role in structuring bacterioplankton community composition in the large, shallow, subtropical Taihu Lake, China. *Environmental Microbiology* 9: 2765-2774.
- Würidig, N. L., C. C. C. Cenzano, and D. M. L. Motta-Marques. 2007. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim Hydrological System in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19: 427-438.

10 O Efeito de Perturbações Naturais e Antrópicas na Ecologia do Estuário da Lagoa dos Patos

CLARISSE ODEBRECHT*, PAULO C. ABREU, CARLOS E. BEMVENUTI, LEONIR A. COLLING, MARGARETH COPERTINO, CÉSAR S. B. COSTA, ALEXANDRE M. GARCIA, JULIANO C. MARANGONI, OSMAR O. MÖLLER, JOSE H. MUELBERT, JOÃO VIEIRA & ULRICH SEELIGER

Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande/RS
CEP: 96201-900, Brasil

* Autora para correspondência: doclar@furg.br

Resumo: O Estuário da Lagoa dos Patos (ELP; Sítio 8 do PELD; aprox. 1.000 km²), localizado no extremo sul da Lagoa dos Patos (32° 00' S, 52° 05' O), apresenta uma alta produtividade biológica, complexidade ecológica e uma grande importância econômica devido às atividades portuárias e industriais na região. Neste capítulo, apresentamos uma síntese sobre a variabilidade hidrológica e biológica no ELP e sua relação com impactos naturais e de origem antrópica, com base em mais de 10 anos de dados obtidos de forma contínua e sistemática. A análise de séries temporais históricas de dados (desde 1947) de descarga fluvial, intensidade e direção dos ventos, nível e salinidade da água permite concluir que os principais fatores que influenciam na hidrologia no ELP, nas escalas sazonal, interanual e em períodos mais longos, são o regime de pluviosidade e ventos, ressaltando-se o grande impacto do fenômeno El Niño Oscilação Sul na hidrodinâmica desse ambiente. Em períodos de El Niño, as fortes chuvas na Região Sul do Brasil e o aumento da descarga fluvial repercutem de forma extrema em todos os componentes bióticos, desde as marismas, vegetação submersa, macrofauna bentônica, organismos do plâncton (fito, zoo e ictioplâncton) até os peixes. Os impactos antrópicos — como a construção dos Molhes da Barra da Lagoa dos Patos, a dragagem dos canais de navegação, a entrada de despejos domésticos e industriais — levaram a modificações profundas no ELP, como a expansão de espécies de plantas sensíveis à alta salinidade. Além disso, mudanças nos padrões de composição, distribuição e de recrutamento de moluscos, crustáceos, ovos e larvas de peixes estão diretamente relacionadas com a mudança na hidrologia na região, bioinvasão e sobre-exploração de recursos pesqueiros. O estudo de longa duração no Estuário da Lagoa dos Patos tem se mostrado fundamental para a compreensão de sua complexidade e das respostas ambientais face aos impactos naturais e antrópicos. Esse conhecimento é necessário para a sustentabilidade e manutenção desse ecossistema, bem como para a melhoria das condições socioeconômicas das comunidades que vivem e dependem do ambiente estuarino.

Palavras-chave: ecossistema costeiro, fauna, flora, hidrologia, impactos de longo prazo

Abstract: The Patos Lagoon estuary (PLE; BR-LTER Site 8; approx. 1,000 km²), located in the extreme south of the Patos Lagoon (32 ° 00 'S, 52 ° 05' W) has a high biological productivity, ecological complexity, and great economic importance due to harbor and industrial activities in the region. In this chapter we present a synthesis about the hydrological and biological variability in the PLE and its relation

with the natural and anthropogenic impacts based on the data obtained continuously and systematically for more than ten years. The time series analysis of historical data (since 1947) of river discharge, intensity and direction of the winds, salinity and the water level shows that the main factors that influence the hydrology of PLE in the seasonal and interannual scales, as well as longer periods, are the rainfall regime and winds, emphasizing the large impact of the El Niño Southern Oscillation on the hydrodynamics of this environment. In periods of El Niño, the heavy rains in southern Brazil and increased river discharge affect all biotic components, from the marshes, submerged vegetation, benthic macroinvertebrates, plankton organisms (phyto-, zoo- and ichthyoplankton) to the fish. The human impacts such as the construction of jetties, dredging of navigation channels, input of domestic and industrial effluents, led to profound changes in the PLE, as for example the expansion of plant species with low tolerance to high salinity. Moreover, changes in patterns of composition, distribution and recruitment of molluscs, crustaceans, fish eggs and larvae are directly related to the change in hydrology in the region, bioinvasion and overexploitation of fishing resources. The long-term study in the estuary of Patos Lagoon has proved fundamental to understand the complexity and environmental responses of this environment in relation to natural and anthropogenic impacts. This knowledge is necessary for the sustainability and maintenance of this ecosystem, as well as to improve the socio-economic conditions of the communities that live and depend on the estuarine environment.

Keywords: coastal ecosystem, fauna, flora, hidrology, long-term impacts

Introdução

Variações temporais nos componentes bióticos e processos ecológicos fazem parte do ciclo natural dos ecossistemas, mas, em estuários e lagoas costeiras, o escoamento de água doce das bacias hidrográficas e as trocas de água com o mar adjacente determinam uma variabilidade extrema. Além disso, a ação humana, através do desenvolvimento urbano-industrial e da concentração demográfica, leva à eutrofização, sobrepesca e degradação das bacias de drenagem, influenciando as características físicas e químicas, a estrutura das comunidades e o transporte e migração de organismos nesses ambientes costeiros. No Sul do Brasil, o extenso litoral do Estado do Rio Grande do Sul é ocupado por lagoas costeiras, como a Lagoa dos Patos e a Lagoa Mirim, que, em conjunto, ocupam 80% da linha de costa e formam o maior complexo lagunar do mundo. A região do Estuário da Lagoa dos Patos – ELP, tem um valor ecológico e econômico inigualável e desempenha funções vitais de interface entre os ambientes terrestre e marinho.

Em muitos estuários, a variabilidade temporal física e química é determinada pelas marés e pelos eventos meteorológicos, que produzem perturbações cíclicas de curto (horas a dias) e médio prazos (sazonal). No ELP, localizado em uma região geográfica com regime de micromarés, a variabilidade das marés não é evidente, e as alterações físicas, químicas e biológicas são determinadas principalmente por eventos meteorológicos, como o vento e o regime de chuvas. Entretanto, perturbações episódicas/espóricas, como tempestades e inundações ou mudanças de larga escala como o fenômeno El Niño Oscilação Sul, também influenciam na estrutura e no funcionamento do ecossistema, podendo exceder as mudanças ambientais naturais ou mesmo as induzidas pelo homem, gerando flutuações interanuais ou decadais somente perceptíveis após estudos contínuos de longa duração.

Estudos de curta duração são importantes, mas levam a uma visão incompleta e, por vezes, equivocada dos processos ecológicos no ELP. O presente estudo de longa duração, por outro lado, permitiu obter informações que servem de base para uma sólida análise das respostas bióticas e abióticas às perturbações naturais e antrópicas em curso nesse ecossistema.

Descrição do Sítio

Na planície costeira do extremo sul do Brasil, destaca-se o importante complexo lagunar Patos-Mirim (aprox. 14.230 km²), localizado em uma zona climática de transição temperada-quente (Cfa-mesotérmico). O Estuário da Lagoa dos Patos – ELP, localizado no extremo sul da Lagoa dos Patos (32° 00' S, 52° 05' O; Figura 1),

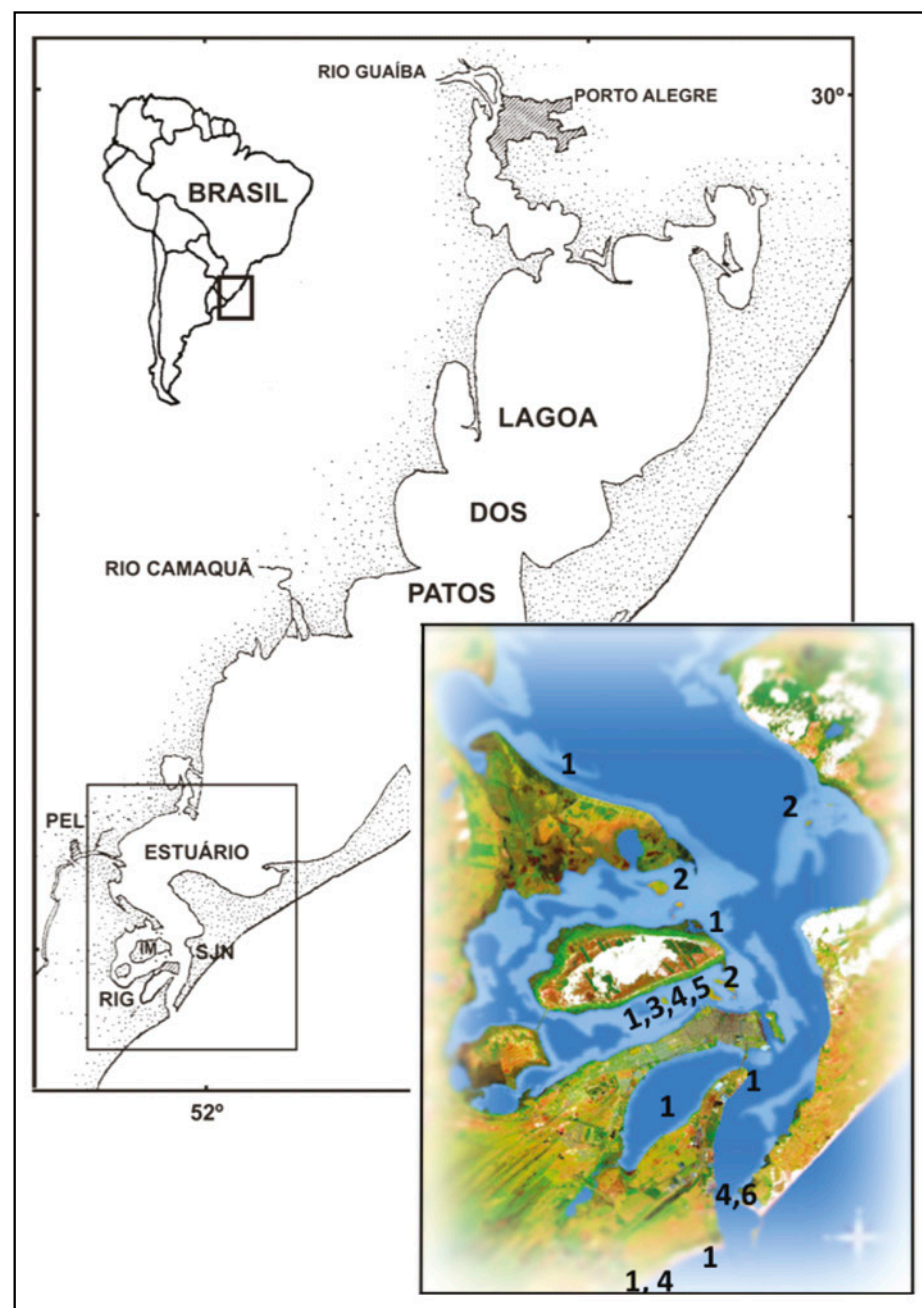


Figura 1. No mapa da Lagoa dos Patos, está em destaque, no setor sul, o Estuário da Lagoa dos Patos nos municípios de Rio Grande (RIG), São José do Norte (SJN) e Pelotas (PEL) e a Ilha dos Marinheiros (IM). Na ampliação, foram anotadas as estações de amostragem de (1) peixes, zooplâncton e ictioplâncton, (2) marismas, (3) vegetação submersa e macrozoobentos, (4) fitoplâncton, (5) dados abióticos obtidos diariamente e (6) dados abióticos obtidos de forma contínua com sensores *in situ*. Destaque colorido adaptado de Seeliger & Odebrecht (2010).

ocupa uma área de aproximadamente 1.000 km², nos municípios de Rio Grande, São José do Norte e Pelotas, no sul do Estado do Rio Grande do Sul, e funciona como um ambiente de interface entre a água doce da descarga fluvial e o mar adjacente. A complexidade ecológica, a alta produtividade biológica e a importância econômica das atividades portuárias e industriais na região do extremo sul do Brasil no âmbito do Mercosul, bem como o conhecimento existente sobre o ambiente e sua biota desde o final do século XIX (Seeliger et al. 1997; Seeliger & Odebrecht 2010), justificaram a escolha do ELP e da região costeira adjacente como um sítio do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* (Sítio 8 do PELD).

Resultados e discussão

Variabilidade ambiental

A variabilidade hidrológica no ELP é analisada com base em séries temporais históricas de dados de descarga fluvial (1965–2006), intensidade e direção dos ventos (1965–2008), nível (1985–2002; 1944–1975) e salinidade da água (1988–2008). A seguir, sintetizamos os processos em escala sazonal, interanual e as tendências de mais longo período.

Variabilidade sazonal

Existe uma variação sazonal significativa nos valores de descarga fluvial, ventos, nível da água e sua salinidade na região do ELP, conforme se verifica pelos desvios mensais em relação à média de dados obtidos em séries temporais (Marques 2005; Möller & Fernandes 2010). A descarga fluvial dos principais rios (Figura 2a, b) apresenta valores abaixo da média histórica (2.400 m³/s) em períodos de final de primavera e verão e valores acima da média no final do outono e inverno. Ventos de NE, paralelos ao eixo longitudinal da laguna, favorecem o regime de vazante e predominam na primavera e no verão (Figura 2c; valores negativos). Ventos de SO que levam à enchente são observados no outono e no inverno (Figura 2c; valores positivos).

A combinação da descarga fluvial e o vento paralelo ao eixo longitudinal da laguna influencia a circulação na Lagoa dos Patos, como pode ser observado no padrão de variação dos valores de nível da água em dois pontos localizados nas regiões norte e central da laguna, respectivamente (Figura 2d, e), e nos valores de salinidade (Figura 2f). O nível mais alto da água é comumente verificado de maio até outubro, como resultado dos efeitos dos ventos de S/SO (meses de outono) e/ou descarga fluvial (inverno e parte da primavera). A descarga fluvial reduzida, combinada com o

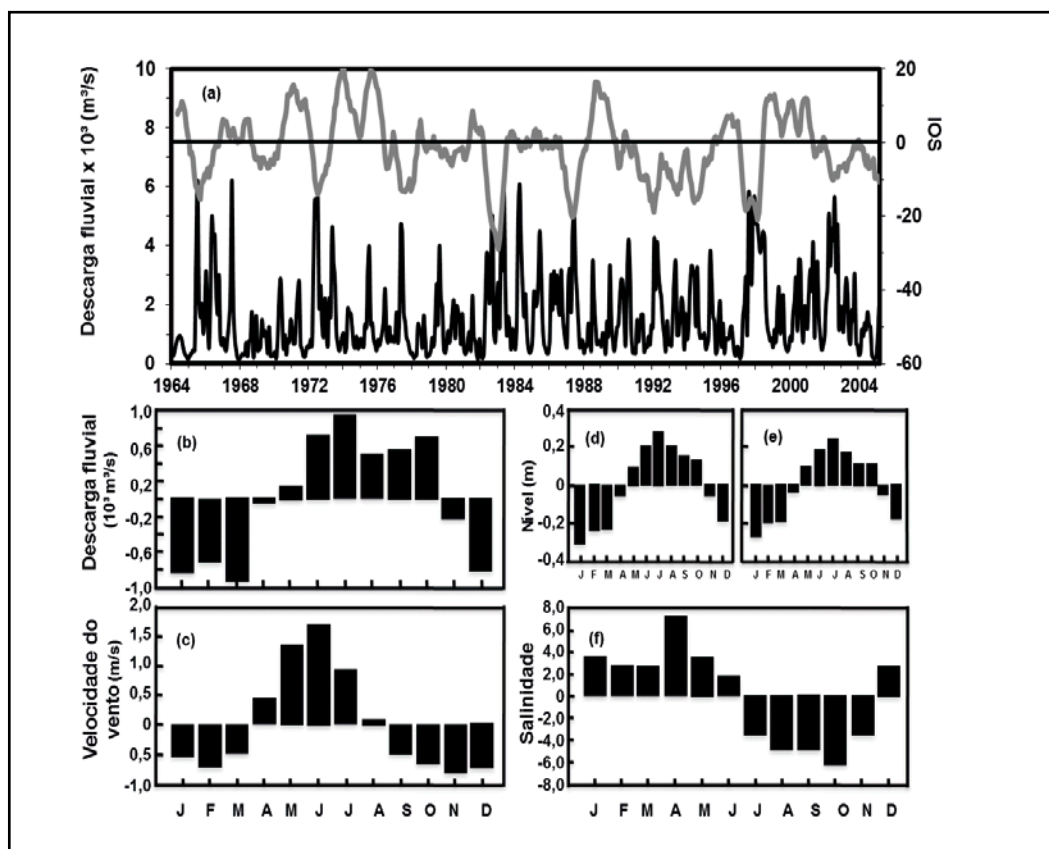


Figura 2. (a) Variação interanual com dados mensais da descarga fluvial e Índice de Oscilação Sul (IOS); desvios em relação à média anual da (b) descarga fluvial, (c) à velocidade da resultante do vento paralelo à costa com valores negativos (ventos de NE) e valores positivos (ventos de SO), (d) ao nível da água na região norte e (e) central da Lagoa dos Patos, (f) à salinidade no Estuário da Lagoa dos Patos. Adaptado (a) de Möller & Fernandes (2010) e (b, c, d, e, f) de Marques (2005).

predomínio de ventos de NE, condiciona o nível mais baixo da água verificado no final da primavera e no verão.

A salinidade no ELP está diretamente relacionada com os fluxos de enchente dominantes na primeira parte do ano e os de vazante na segunda metade, resultando em valores acima da média no primeiro semestre e abaixo desta em parte do segundo. Em geral, o ELP se torna mais salgado nos meses de abril e maio sob condições de ventos predominantes de SO em uma época em que a descarga fluvial ainda é baixa.

Variabilidade interanual

A variação na taxa de precipitação na Região Sul do Brasil é fortemente influenciada por eventos meteorológicos de larga escala, como os relacionados com El Niño e La Niña, que representam o aquecimento e o esfriamento das águas no Oceano Pacífico, respectivamente. Esses fenômenos modulam a variabilidade da taxa de precipitação pluviométrica na Região Sul do Brasil (Grimm et al. 1998), produzindo importantes flutuações na descarga fluvial dos principais rios da Bacia da Lagoa dos Patos (Figura 2a), com efeitos na circulação e salinização do ELP (Möller et al. 2009).

As mais altas descargas dos rios na Região Sul do Brasil e norte da Argentina estão associadas ao aumento na frequência de ventos de NE durante eventos de El Niño (Piola et al. 2005). Da mesma forma, os valores máximos de descarga fluvial no ELP (médias mensais de $6.000 \text{ m}^3/\text{s}$) ocorrem associados a ventos de NE, que limitam a penetração de água salgada para o interior da laguna, situação esta que pode persistir por vários meses. O efeito de eventos de El Niño, aumentando a intensidade e duração do fluxo fluvial, estende-se até os meses de novembro/dezembro. Por outro lado, eventos La Niña resultam, geralmente, na dominância de ventos de S/SO e baixa descarga fluvial (Piola et al. 2005). Conseqüentemente, a água no interior da Lagoa dos Patos é salinizada até uma distância de 160 km ao norte da desembocadura, como foi observado no ano de 1988 (Möller & Castaing 1999; Odebrecht et al. 2005).

A carga de sedimentos em suspensão também aumenta nos períodos de El Niño (Paim & Möller 1986) com o transporte desse material para a zona costeira, formando um depósito em área adjacente à desembocadura do ELP. Eventualmente, esse material é ressuspenso por ondas geradas por tempestades e acaba depositado sobre a praia, gerando transtornos pelo seu impacto no fitoplâncton, bentos e no ambiente (Calliari et al. 2009; Odebrecht et al. 2010b).

Tendência de longo período

A análise de uma série de 40 anos de dados mostra uma tendência de aumento da descarga fluvial, com uma taxa aproximada de $20 \text{ m}^3/\text{s}$ por ano (Möller et al. 2009). O aumento da descarga fluvial parece ser a principal causa para a elevação do nível da água nessa laguna, na razão de $2,5 \text{ mm/ano}$ (Möller & Fernandes 2010). No entanto, deve-se considerar os efeitos da crescente urbanização, do desmatamento e do uso intensivo do solo.

Respostas bióticas à variabilidade ambiental – marismas

A expansão urbano-portuária é responsável por 51,5% da perda de áreas de marismas entre 1947–1975 (totalizando 1,47 km²), enquanto processos erosivos naturais são responsáveis por 82,8% das perdas entre 1975–2000 (total de 0,60 km² – Marangoni & Costa 2009a). Áreas baixas são mais vulneráveis e, no período de 1947 a 2000, cerca de 58% da superfície das marismas baixas (Figura 3) erodiu no entorno das pequenas ilhas do estuário (Figura 4). A forte descarga fluvial, elevando o nível da água, e o empilhamento de ondas gerado pelo aumento da intensidade dos ventos de NE podem ter promovido uma maior hidrodinâmica na margem estuarina e a erosão das pequenas ilhas-marismas (Marengo 2006; Möller et al. 2009; Costa et al. 2007). Apesar disso, a área total de marismas no ELP (≈ 70 km²) manteve-se estável nesse período devido aos processos construtivos de colonização de planos de lama e de invasão de campos úmidos adjacentes à laguna (Marangoni & Costa 2009a). Atualmente, a influência salina sobre as marismas estuarinas é menor do que no final do século XIX. Plantas indicadoras da predominância de condições euhalinas (*Spartina alterniflora* = *S. glabra*) e mesmo hipersalinas (*Salicornia* = *Sarcocornia ambigua*; *Sesuvium portulacastrum*) ocupavam grandes extensões das marismas (Lindman & Ferri 1974; Saint-Hilaire 2002), sendo atualmente restritas às vizinhanças da barra ou pouco abundantes nas



Figura 3. Imagem de plano raso e borda da marisma composta por *Spartina densiflora* na Ilha das Pombas, Estuário da Lagoa dos Patos. Autor da foto: L. A. Colling.

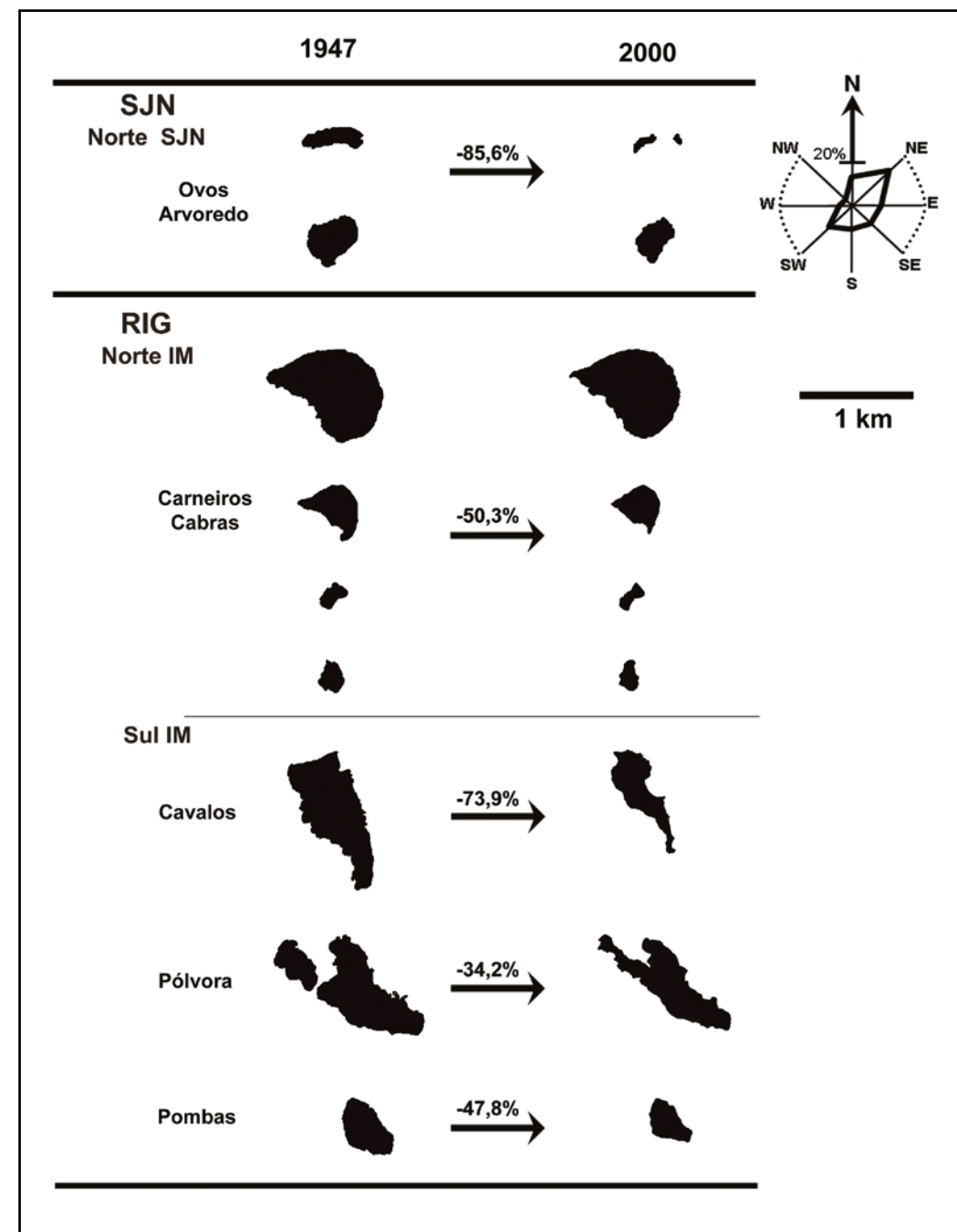


Figura 4. Redução da área (%) das marismas que ocupam pequenas ilhas nos municípios de São José do Norte (SJN) e Rio Grande (RIG), ao norte e ao sul da Ilha dos Marinheiros, (IM) no período de 1947 a 2000, a partir de fotografias aéreas.

marismas do ELP. Além disso, pecuaristas e agricultores apontam, como a principal mudança ambiental nos últimos 50 anos nas margens do ELP, a expansão da espécie sensível a altas salinidades *Juncus kraussii* sobre os campos e as marismas dominados por *Spartina densiflora* (Marangoni & Costa 2010).

Cerca de sessenta espécies de plantas vasculares herbáceas ocorrem em diferentes níveis topográficos das marismas (Marangoni 2003; Costa et al. 2007). As espécies mais frequentes apresentam distintas preferências de crescimento e são das famílias Poaceae, Cyperaceae e Asteraceae. Por exemplo, maiores frequências de ocorrência e densidade de cobertura das espécies *Spartina alterniflora*, *Scirpus olneyi*, *Scirpus maritimus*, *Spartina densiflora* e *Juncus kraussii* ocorrem, respectivamente, em áreas alagadas 64%, 37%, 26%, 20% e 3% do tempo.

Nas margens protegidas das marismas e no interior das ilhas, áreas não vegetadas são rapidamente invadidas por rizomas de *S. alterniflora* (expansão de até 208 cm/ano) e *S. maritimus*. *S. densiflora* é dispersa por sementes e ocupa densamente pequenas áreas, pela lenta expansão horizontal de suas moitas (4.000–5.000 hastes/m² e expansão de até 13 cm/ano) (Marangoni & Costa, 2012). A colonização das marismas baixas é parcialmente controlada pela herbivoria seletiva do caranguejo cavador da família Grapsidae *Neohelice* (= *Chasmagnathus*) *granulatus* sobre plântulas e propágulos vegetativos de *S. alterniflora* e *S. densiflora* (Costa et al. 2003, 2009). Esses caranguejos podem ser responsáveis por 50% a 70% de morte dessas plantas na primeira estação de crescimento.

A estrutura da comunidade vegetal é modulada pela bioconstrução das marismas. Entre 1995 e 2009, a deposição de silte e argila sobre as marismas médias da Ilha da Pólvora promoveu seu soerguimento de até 1 cm/ano, reduzindo o tempo de alagamento de 40% para 18%. Nessas condições, planos não vegetados são colonizados por *S. maritimus* e posteriormente por *S. densiflora*, processo sucessional que pode ser interrompido ou revertido por flutuações do nível da água associadas a eventos extremos, como, por exemplo, no El Niño 2002–2003. Com o nível médio do estuário 8,4 cm acima do nível médio decadal, as marismas baixas permaneceram alagadas 60% do tempo, ou seja, por um período mais longo do que na década anterior, e houve a invasão por rizomas de *S. alterniflora* sobre áreas vegetadas de *S. densiflora*. Com o abaixamento do nível da água a partir de 2004, as hastes de *S. alterniflora* foram competitivamente excluídas por *S. densiflora* (Marangoni & Costa, 2012).

Uma grande perturbação nas marismas inferiores e médias, ocasionada por marés meteorológicas excepcionais e consequente deposição de material de deriva e soterramento (15–30 cm), está associada à passagem de ciclones na região (e.g.

outubro de 2002). Esse processo, junto com a herbivoria, mata a cobertura das marismas, desencadeando a “cicatrização” de brechas efêmeras por plantas anuais e caméfitas oportunistas (Marangoni & Costa 2009b). Entre o material de deriva depositado sobre as marismas baixas, estão cerca de vinte espécies de plantas com dispersão por sementes, sendo as mais abundantes *Atriplex hastata*, *Apium graveolens*, *Chenopodium album* e *Rumex paraguayensis*. As brechas em planos de *S. densiflora* e *J. kraussii* são frequentemente colonizadas por *Senecio tweedii* e o legume *Vigna luteola*. Os principais pastadores nas marismas do Sul do Brasil são os roedores rato-do-banhado (*Myocastor coypus*) e as preás (*Cavia* spp.). A sua herbivoria é intensificada durante longos períodos de baixa salinidade (< 10), associados à alta vazão dos tributários da laguna, quando maiores populações desses animais podem ser observadas no ELP (Costa et al. 2004). Durante o El Niño 2002–2003, *M. coypus* reduziu em 80% a biomassa aérea viva de *S. alterniflora* das marismas baixas. Depois, as áreas perturbadas foram rapidamente recolonizadas por *S. alterniflora*, com o aumento da salinidade e migração das populações de rato-do-banhado para os riachos e as lagoas.

Vegetação submersa

No ELP, áreas rasas (< 1,5 m) ocupam mais de 175 km² e são habitats potenciais para o estabelecimento de vegetação aquática submersa (VAS) diversa, a qual desempenha um papel fundamental na criação de invertebrados e de peixes. Fanerógamas enraizadas, principalmente *Ruppia maritima* e *Zannichellia palustris* e diversas espécies de macroalgas bentônicas (*Ulva* spp., *Cladophora* spp., *Rizoclonium* spp., *Vaucheria* spp.) são vitais nas transformações energéticas e na ciclagem de nutrientes, assim como na dinâmica geomorfológica desse ecossistema (Seeliger 1997).

O crescimento e o ciclo reprodutivo das populações de fanerógamas e de macroalgas são influenciados pela variação sazonal de luz, temperatura e salinidade. Entretanto, a hidrodinâmica e a dinâmica sedimentar são fatores preponderantes na fase inicial de estabelecimento e para determinar o tempo de permanência das populações de VAS no ELP (Copertino & Seeliger 2010). Nos últimos 30 anos, as variações interanuais e interdecadais na abundância e estrutura da VAS foram explicadas principalmente pelos regimes de precipitação e descarga fluvial na bacia de drenagem, os quais afetam o nível da água, a salinidade, a turbidez e a estabilidade sedimentar. Nas décadas de 1980 e 1990, foram observadas as maiores abundâncias de *R. maritima* e um equilíbrio entre populações de fanerógamas e macroalgas, a primeira se estabelecendo na primavera, com picos de biomassa no verão, e diversas espécies de macroalgas dominando no outono, inverno e prima-

vera. A partir do ano de 1998, observa-se uma fragmentação acentuada e redução das pradarias de fanerógamas, com alternância do equilíbrio entre as populações de plantas e algas. Esse período coincidiu com uma alta precipitação e descarga fluvial em consequência do fenômeno El Niño na Região Sul do Brasil. Em áreas mais rasas, a instabilidade sedimentar parece ter sido o principal responsável pelas rápidas perdas, enquanto o aumento do nível e da turbidez da água afetaram o crescimento das populações no limite inferior da distribuição.

Após a perturbação extrema do substrato, a recuperação das pradarias de *R. maritima* é lenta devido às baixas taxas de germinação do banco de sementes estocadas no sedimento e à alta vulnerabilidade das plântulas (Cordazzo 2004). As pradarias de fanerógamas submersas atenuam a ação de ondas, estabilizam o sedimento e melhoram a qualidade da água e, portanto, a sua perda ou fragmentação retarda o restabelecimento de suas próprias populações. Após a drástica redução das fanerógamas, macroalgas de deriva (gêneros *Ulva* e *Cladophora*) se estabelecem rapidamente. A transição para estágios dominados por algas de deriva implica em mudanças na função dos habitats vegetados. A elevada biomassa observada no ELP, equivalente à de estuários eutrofizados, inibe o estabelecimento de fanerógamas, forma habitats instáveis para os invertebrados em geral e provoca crises distróficas e o colapso da infauna.

Após um período de 10 anos, as pradarias de *R. maritima* retornaram a ocupar as áreas rasas nos verões de 2008 e 2009, alcançando valores extremos de biomassa e de extensão no verão de 2011. O alto recrutamento na primavera de 2007 esteve possivelmente relacionado com a quebra de dormência das sementes pelo efeito de baixa temperatura em rigoroso inverno (Seeliger et al. 1984; Cordazzo 2004). As condições ótimas de temperatura, salinidade e nível da água, associadas à maior estabilidade do substrato, favorecem o crescimento de densas pradarias que florescem e produzem frutos. Entretanto, a distribuição e a abundância das fanerógamas não se recuperam plenamente, e o equilíbrio aparenta ser altamente instável.

Macrofauna bentônica

A composição e densidade da macrofauna bentônica (invertebrados maiores que 500 µm de comprimento) do ELP variam de forma significativa nas diferentes épocas do ano e entre os anos (Bemvenuti & Colling 2010). Essa variação está relacionada com o regime hidrológico descrito acima. Em períodos de inverno, encontramos os menores valores de densidade e número de espécies da macrofauna bentônica (Figura 5), embora algumas espécies da epifauna, como os anfípodes que vivem sobre

o substrato, se reproduzam nessa época no interior de fundos de macroalgas. Essa estratégia gera uma alta densidade do macrozoobentos, como se observa no inverno de 1999, quando anfípodes e o gastrópode epifaunal *Heleobia australis* foram abundantes no interior de fundos com *Ulva* spp. Também no inverno de 2003 é observada elevada abundância, refletindo o sucesso do recrutamento do bivalvo *Erodona mactroides* após a influência do fenômeno El Niño na região (Figura 5).

Em períodos de verão, o incremento da atividade reprodutiva da maioria dos integrantes do macrozoobentos, especialmente nos planos rasos estuarinos (Figura 3), resulta em uma maior densidade e número de espécies. Entretanto, observa-se uma variabilidade desse padrão ao longo dos anos (Figura 5), relacionada com três fenômenos principais: i) a ocorrência de El Niño; ii) forte estiagem; e iii) presença de pradarias de *R. maritima*.

Condições extremas de alta pluviosidade, descarga fluvial e elevação do nível da

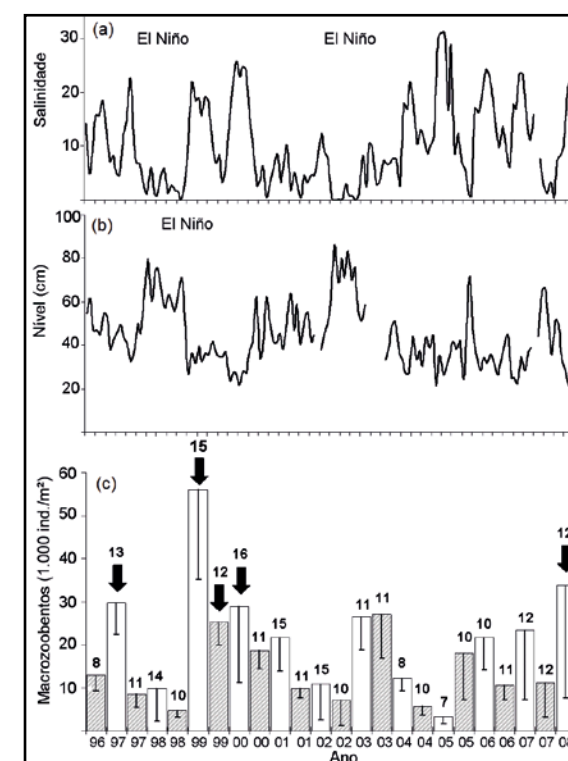


Figura 5: Médias mensais, calculadas a partir de registros diários de (a) salinidade, (b) nível da coluna de água e (c) registros mensais do macrozoobentos nos períodos de inverno (barras listradas) e verão (barras brancas). As setas indicam amostragens da macrofauna em fundos de *Ruppia maritima*. Adaptado de Bemvenuti & Colling (2010).

água, que resultam na diminuição da salinidade no ELP durante anos de El Niño, inibem o recrutamento das espécies, levando a uma baixa densidade populacional (Figura 5). A maior demanda energética para a osmorregulação, devido à baixa salinidade e a menor oferta de alimento decorrente da diminuição da produção primária pela maior turbidez da água, pode limitar o esforço reprodutivo do macrozoobentos.

O acompanhamento de longo prazo permite verificar a influência de alterações na hidrodinâmica e nas características do substrato sobre a associação macrozoobentônica e a presença de pradarias de macrófitas submersas (Bemvenuti & Colling 2010). Entre outubro de 2002 e fevereiro de 2003, sob influência do El Niño, a baixa densidade do macrozoobentos coincidiu com fortes vazantes, nível da água elevado, baixa salinidade e maior teor de sedimentos finos (silte + argila) associados a um baixo percentual de matéria orgânica. O teor de matéria orgânica aumentou somente após o período de influência do fenômeno, quando ocorreu um aumento na densidade dos organismos e nos valores de salinidade. A baixa abundância do macrozoobentos durante o El Niño pode ser relacionada com o atraso no recrutamento das espécies dominantes *Erodona mactroides* e *Kalliapseudes schubartii*, o que ocorreu somente após o período de influência do fenômeno.

Períodos com forte estiagem no verão prejudicam o recrutamento e a sobrevivência dos assentamentos do macrozoobentos, que são reduzidos drasticamente, como foi observado em 2005 (Figura 5). É provável que a baixa profundidade, pela maior exposição do substrato, tenha sido responsável pelos efeitos adversos da alta temperatura e estiagem. A ocorrência estival das pradarias de *R. maritima* e dos bancos de macroalgas, por outro lado, sempre coincide com alta densidade do macrozoobentos. Esses habitats são comumente dominados pela epifauna sedentária, como o gastrópode oportunista *Heleobia australis* e espécies de anfípodes e isópodes, que são escassos em fundos não vegetados. A infauna também é mais abundante nos fundos vegetados, aumentando a disponibilidade de alimento para juvenis de peixes e crustáceos decápodos.

Plâncton

Os organismos do plâncton respondem rapidamente às variações de descarga fluvial e entrada de águas marinhas no ELP, pois, por definição, eles são transportados passivamente pelas correntes. Esse grupo é composto por seres autotróficos (fitoplâncton: microalgas) e heterotróficos (zooplâncton: protozoários e metazoários; ictioplâncton: ovos e larvas de peixes).

Fitoplâncton

Variações de densidade, composição e biomassa (clorofila *a*) do fitoplâncton no ELP e de fatores ambientais que os influenciam (temperatura, salinidade e nutrientes) estão relacionadas ao ciclo meteorológico, em especial à disponibilidade luminosa e ao regime de chuvas. Em curta escala, a variabilidade temporal do fitoplâncton está associada às variações de salinidade, que são controladas pela circulação da água, que por sua vez é determinada pela direção e intensidade dos ventos (Fujita & Odebrecht 2007; Abreu et al. 2010). A frequência na substituição de espécies lacustres de fitoplâncton por marinhas está relacionada a essa variação de fatores físicos. No período de primavera, Fujita & Odebrecht (2007) observaram uma substituição mais rápida (escala de horas) do que no verão (dias), coincidindo com uma maior frequência de entrada de frentes frias no Sul do Brasil no primeiro, com ventos de S/SO. No verão, a menor frequência de entrada de frentes frias resultou em uma menor variabilidade temporal do fitoplâncton nesse ecossistema.

O aumento na concentração de fitoplâncton na primavera/verão está geralmente associado ao incremento do tempo de residência da água no interior da laguna e à maior disponibilidade de luz. Entretanto, as variações no fluxo de água podem atrasar ou mesmo impedir o início das florações. A baixa disponibilidade de luz nas águas turvas do ELP limita o crescimento e a produção primária das microalgas, especialmente no inverno, mas elevados valores de clorofila *a* são observados esporadicamente também nesse período (Abreu et al. 2010; Odebrecht et al. 2010a). As grandes florações de fitoplâncton no ELP (clorofila *a* > 10 mg/m³) são formadas por espécies maiores (> 20 µm), embora a clorofila *a* do nanoplâncton (< 20 µm) seja mais importante ao longo de todo o ano. Grandes florações são formadas por diatomáceas em águas salobras/halinas e cianobactérias em águas doces/oligo-halinas, incluindo espécies tóxicas de *Microcystis* e *Sphaerospermum*.

Mesmo em áreas rasas, a turbidez da água (Disco de Secchi < 10 cm) pode causar a limitação luminosa em dias nublados (< 5 mol/m²/d), e a produção líquida pode ser negativa. Valores máximos de produção primária (50–160 mg C/m³/h) são observados na primavera, verão e outono, quando uma colimitação por luz e nutrientes inorgânicos dissolvidos, especialmente nitrogenados, pode ocorrer em períodos de seca, com reduzida entrada de nutrientes pela descarga terrestre (Odebrecht et al. 2005).

Na escala interanual, as florações de fitoplâncton mais significativas no ELP relacionam-se aos principais eventos meteorológicos (Odebrecht et al. 2010a, 2010c). Na série temporal analisada desde 1992 (Figura 6), os valores mais altos de densidade (> 10⁷ indiv./L) e de clorofila *a* (10–70 mg/m³) estão associados com águas doces e oligohalinas observadas desde agosto de 2002 a março de 2003,

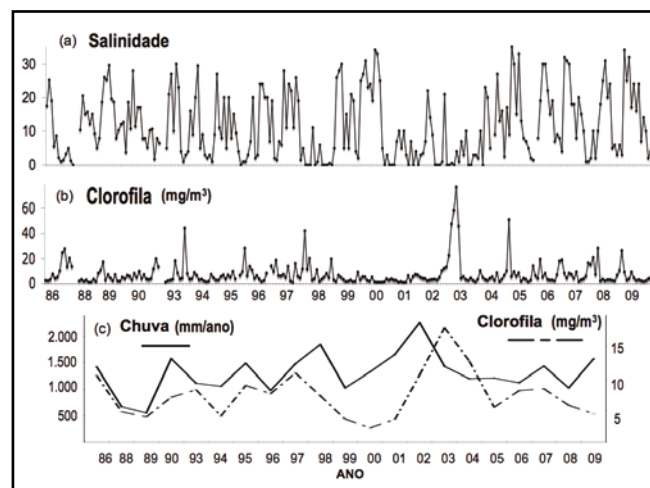


Figura 6. Variações mensais de (a) salinidade e (b) teor de clorofila *a* em estação rasa do Estuário da Lagoa dos Patos e (c) valores anuais de chuva integrada e média de clorofila *a*. Adaptado de Odebrecht et al. (2010c).

período correspondente de El Niño. De maneira geral, existe uma relação direta entre a quantidade total de chuva e a concentração média anual de clorofila *a* no ELP (Figura 6). Entretanto, parece existir um valor limiar máximo (1.500 mm/ano), acima do qual não há acumulação do fitoplâncton, devido ao grande fluxo de água da laguna para a região costeira.

Zooplâncton

A composição de organismos do zooplâncton também está diretamente relacionada com o regime de circulação e salinidade no ELP (Figura 7). Nos anos de 2000 a 2004, com valores de salinidade abaixo da média, nota-se a predominância de espécies de origem de água doce, como os copépodes *Notodiaptomus incompositus* e *Pseudodiaptomus richardi* e os cladóceros *Moina micrura*, *Diaphanosoma* spp. e *Bosmina longirostris*. As larvas de crustáceos decápodos e os náuplios de cirripédios são frequentes entre os demais organismos. A partir de 2005, a maior frequência de valores mais altos de salinidade, semelhantes aos do ano de 2000, levou à substituição de espécies de água doce pelas de origem marinha, como *Acartia tonsa*, *Temora turbinata*, *Subeucalanus pileatus*, *Sagitta* spp. e cladóceros marinhos (Kaminski 2009).

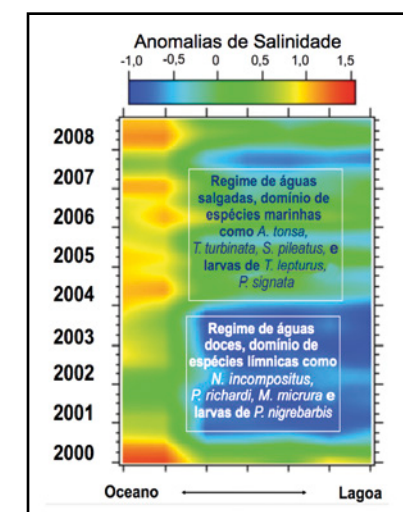


Figura 7: Regime hidrológico no Estuário da Lagoa dos Patos com períodos dominados por água mais doce e água mais salgada e a presença de espécies de zooplâncton de origem continental e marinha, respectivamente. *Acartia tonsa*: *A. tonsa*; *Temora turbinata*: *T. turbinata*; *Subeucalanus pileatus*: *S. pileatus*; *Trichiurus lepturus*: *T. lepturus*; *Parona signata*: *P. signata*; *Notodiaptomus incompositus*: *N. incompositus*; *Pseudodiaptomus richardi*: *P. richardi*; *Moina micrura*: *M. micrura*; *Parapimelodus nigrebarbis*: *P. nigrebarbis*. Adaptado de Muelbert et al. (2010).

Ictioplâncton

A retenção ou o transporte de ovos e larvas de peixes dependem do padrão de circulação e do tempo de residência da água no ELP (Muelbert & Weiss 1991; Filgueras 2009). Altos valores de precipitação e de descarga fluvial inibem o transporte de ovos e larvas para o interior do estuário (Martins et al. 2007; Bruno & Muelbert 2009). Sob essa condição, o recrutamento ao ELP de espécies como a savelha *Brevoortia aurea* (= *B. pectinata*) e corvina (*Micropogonias furnieri*) é reduzido (Vieira et al. 1998). Esse cenário é intensificado durante períodos prolongados de baixa salinidade típicos de El Niño, com o aparecimento de larvas e juvenis de espécies de água doce como do mandi (*Parapimelodus nigrebarbis*). O recrutamento de ovos e larvas de peixes foi profundamente alterado durante a primeira década do século XXI (2000–2004), com a interrupção da regularidade sazonal de salinização do estuário (Figura 7). Nota-se uma diminuição no ingresso de ovos, bem como na abundância das larvas. Considerando que estes são os estágios iniciais de indivíduos que irão se reproduzir em anos subsequentes, esses efeitos têm importantes implicações populacionais.

Peixes

As variações interanuais e de longo prazo na estrutura e composição das assembleias de peixes no ELP são determinadas, em parte, por condições físicas e hidrológicas, promovidas por eventos climáticos como o El Niño (Garcia et al. 2004a; Vieira et al. 2008, 2010). Entretanto, o aumento do esforço de pesca, a perda e a desestruturação de habitats e a incidência de espécies exóticas também podem influenciar a ictiofauna local, uma vez que esses fatores atuam de modo continuado e cumulativo, ao contrário dos distúrbios naturais ocasionados pelo El Niño, que são irregulares e discretos no tempo (Vieira et al. 2008, 2010; Barletta et al. 2010; Odebrecht et al. 2010c).

A ictiofauna do ELP é composta por mais de 170 espécies (Vieira et al. 1998, 2010), e a grande abundância relativa de peixes de origem estuarina e marinha é responsável pelo desenvolvimento das pescarias nessa área. Nas zonas rasas, dominam indivíduos pequenos, como juvenis e adultos de peixes estuarinos “residentes”, que vivem e se reproduzem no estuário (*Atherinella brasiliensis*, *Jenynsia multidentata*); juvenis de peixes marinhos catádromos, como a tainha (*Mugiliza*); e estuarino-dependentes, como a savelha (*B. aurea*). Na zona de canal, predominam juvenis e subadultos de espécies marinhas, como a corvina (*Micropogonias furnieri*), ou anádromas (*Genidens barbatus*), associados a pós-larvas de espécies de origem marinha ou estuarino-dependentes, como a miragaia (*Pogonia cromis*), pescadinha (*Macrodon ancylodon*) e castanha (*Umbrina canosa*). Espécies estuarinas, como o bagre-guri (*Genidens genidens*) e a manjuba (*Lycengraulis grossidens*), também são abundantes (Vieira et al. 2010).

Durante episódios de El Niño de forte intensidade, dezenas de espécies de peixes de água doce são transportadas até o ELP com a descarga fluvial (Garcia et al. 2003). Durante esse processo de limnificação do estuário (Garcia et al. 2004a), há uma diminuição na abundância dos peixes residentes. Alguns, como o pequeno peixe-rei (*A. brasiliensis*), são carregados para a região marinha adjacente (Garcia et al. 2004a). O recrutamento de espécies de origem marinha (estuarino-dependentes, catádromas ou oportunistas) que utilizam a região estuarina do ELP como zona de crescimento e alimentação para os juvenis é impedido durante períodos de El Niño. Isso representa um impacto negativo no recrutamento de espécies importantes na pesca artesanal da região como, por exemplo, da tainha (*Mugil liza* = *M. platanus*) e da corvina (*M. furnieri*) (Garcia et al. 2004a). Existem evidências de que a prolongada permanência de água doce na região estuarina tenha um efeito negativo no comportamento de agregação dos cardumes das tainhas adultas, que migram para o mar para desovar (Vieira et al. 2008), sendo que, para as demais espécies, essa relação ainda deve ser melhor definida.

Em períodos de estiagem prolongada, característica de La Niña, a penetração da água salgada para o interior da laguna propicia o sucesso no recrutamento de juvenis de espécies marinhas catádromas ou estuarino-dependentes, como os da tainha e da corvina. Nesses períodos, aumenta a diversidade de espécies marinhas oportunistas e a presença de peixes de água doce é praticamente restrita às espécies lacustres com certa tolerância à salinidade, como o cará, *Geophagus brasiliensis* (Garcia et al. 2003).

Impactos antrópicos

A influência do homem no ELP é mais intensa desde o início do século XX, com a construção dos Molhes da Barra da Lagoa dos Patos (1912–1915), que estreitou o Canal da Barra de 3.000 m para cerca de 800 m (von Ihering 1885; Calliari 1997; Saint-Hilaire 2002). Essa construção alterou a intensidade dos fluxos de vazão e enchente e foi determinante para a redução da penetração de água do mar no estuário (Seeliger & Costa 2003), levando a modificações profundas da flora do ELP, como a redução de halófitas com grande tolerância à salinidade (Costa et al. 2003, 2009). Além disso, mudanças nos padrões de composição, distribuição e de recrutamento de moluscos, crustáceos, ovos e larvas de peixes estão diretamente relacionadas com a mudança na hidrologia na região causada por essa obra. O intenso desenvolvimento urbano e portuário, que se iniciou no século passado e se intensifica no presente, aumentou a entrada de despejos domésticos, efluentes industriais e a remoção/suspensão de sedimentos. Todas essas ações repercutem ecologicamente no ambiente, com impactos diversos, como a poluição, eutrofização, bioinvasão e sobre-exploração de recursos pesqueiros.

O processo de eutrofização de origem antrópica no ELP ocasiona efeitos diretos e indiretos. As margens próximas da cidade do Rio Grande que recebem efluentes domésticos e industriais possuem sedimentos lamosos com características redutoras, associadas com uma baixa densidade e diversidade da fauna, exceto de poliquetas (Rosa & Bemvenuti 2006). Nessa região, os produtores primários e secundários (plantas, detrito e organismos bentônicos) possuem valores de isótopos de nitrogênio (delta ¹⁵N) mais elevados (> 3,5‰), comparados à região menos impactada, devido possivelmente aos valores elevados de nitrogênio dos efluentes (Abreu et al. 2006). Apesar desses efeitos, são observados períodos de oligotrofização no ELP, com a redução nos teores de nutrientes inorgânicos dissolvidos (Abreu et al. 2010), devido à sua absorção pelo fitoplâncton na região límnic ao norte da laguna, que atua como um filtro biológico (Odebrecht et al. 2005). Além disso, o aumento significativo da biomassa de macroalgas no verão de alguns anos, como descrito anteriormente, também contribui para a redução dos nutrientes dissolvidos na água. Nas margens mais distantes, que apresentam sedimentos não

redutores, uma comunidade diversa e abundante do macrozoobentos, inclusive de espécies sensíveis à poluição orgânica, ainda é observada.

A dragagem dos canais de navegação no estuário e a ampliação do Porto de Rio Grande, por sua vez, expõem os organismos a compostos nocivos. Entretanto, as espécies dominantes do macrozoobentos no ELP são oportunistas de amplos nichos tróficos com grande tolerância ao estresse, natural e antrópico (Bemvenuti & Colling 2010), e a sua resistência e resiliência dificultam a identificação do impacto das dragagens periódicas nos canais e no infralitoral da área portuária de Rio Grande (Bemvenuti et al. 2005).

Atividades portuárias favorecem a invasão por espécies exóticas relacionadas ao alojamento de água de lastro. O copépode *Temora turbinata*, nativo da Ásia e Atlântico Norte, representa um exemplo de invasão recente, pois foi primeiramente observado no ano de 1992 (Muxagata & Gloeden 1995), e atualmente é um dos copépodes dominantes no ELP (Kaminski 2009). O primeiro registro científico de um organismo exótico perigoso no ELP ocorreu no ano de 2002, com a presença do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei*, nativo da Ásia e típico de água doce. A ocorrência desse mexilhão coincidiu com o período de limnificação do ELP (Capítoli et al. 2008). A dispersão dessa espécie na América do Sul iniciou-se na Argentina em 1991 e no extremo norte da Lagoa dos Patos em 1999 (Mansur et al. 1999). Até o presente, a salinidade impede o estabelecimento da espécie, que apresenta mortalidade massiva em períodos especialmente secos de verão, como observado em 2004–2005. Entretanto, densos assentamentos de adultos estão estabelecidos na região límnic da Lagoa dos Patos e Lagoa Mirim (Capítoli et al. 2008) e sob o domínio de períodos prolongados de vazante, é provável que haja o transporte de larvas de *L. fortunei* e sua colonização no ELP.

Nos últimos anos, espécies de peixes não nativas vêm sendo observadas no sistema Patos-Mirim e no ELP. Densas populações do penharol, *Trachelyopterus lucenai*, e da corvina-de-água-doce, *Pachyurus bonariensis*, e capturas acidentais de indivíduos adultos de quatro espécies de carpa, cultivadas nas margens da laguna, ocorrem no ELP (Barletta et al. 2010; Troca & Vieira 2012). No caso das carpas, a ausência de indivíduos jovens indica que as espécies não estão se reproduzindo nesse ambiente (Garcia et al. 2004b).

Perspectivas para a continuidade dos estudos

No cenário das mudanças climáticas globais, existem evidências de que até meados do século XXI o volume de chuvas no sul do Brasil e nordeste da Argentina irá aumentar de 5% a 20% acima dos valores médios atuais (Marengo 2006; Costa et al. 2009). É possível, portanto, que os ecossistemas estuarinos sofram grande alteração nas próximas décadas nessa região, mediada pelo regime de chu-

vas e consequente descarga fluvial. Além disso, a intensa urbanização das bacias hidrográficas e estuários torna esses ambientes vulneráveis a vários fatores.

O afunilamento natural da Lagoa dos Patos foi intensificado com a construção dos Molhes da Barra, tornando a circulação mais dependente da descarga dos rios. Apesar de os ventos de NE e SO condicionarem as trocas entre a laguna e o oceano em escalas de 3 a 15 dias (Möller et al. 2001), o efeito da descarga fluvial tem maior peso na extensão da salinização das águas na laguna. A tendência de aumento de nível e da descarga fluvial, provavelmente associadas a alterações climáticas de longo período, teria como consequência a redução da salinização da água no interior da laguna, com o seu mais profundo efeito na flora e fauna. Obras de prolongamento dos Molhes da Barra de Rio Grande deverão contribuir para o aumento da vazão de água, diminuindo a permanência de águas salobras e salgadas no sistema (Möller & Fernandes 2010). A projeção de uma maior descarga fluvial resulta em um maior aporte de sedimento da bacia de drenagem para o baixo estuário. A deposição de sedimento fino nos canais de navegação levará à necessidade de dragagens mais frequentes e volumosas, que terão implicações sobre os organismos desse ecossistema e da praia adjacente.

Um ponto de preocupação é o fato de que mudanças na salinidade e na hidrodinâmica da região estuarina da Lagoa dos Patos terão grande influência sobre o recrutamento de espécies de valor comercial provenientes da região costeira e que utilizam o estuário como região de reprodução e crescimento. Para as espécies importantes na pesca, como a corvina, essas alterações podem ter consequência semelhante à verificada para o camarão-rosa (Möller et al. 2009). Por outro lado, condições de limnificação poderão levar à dominância de espécies invasoras como o mexilhão-dourado, *L. fortunei*, que hoje causa problemas ambientais e econômicos em ambientes de água doce devido à sua dominância e crescimento acelerado.

Cabe ressaltar que a breve síntese de nossos resultados está embasada em uma sólida estratégia de amostragem de longa duração. A continuidade dessas observações permitirá avaliar possíveis efeitos da variação da descarga de água doce na salinidade e nos processos ecológicos do ELP e diagnosticar outros decorrentes da variabilidade de maior escala temporal como, por exemplo, a Oscilação Decadal do Pacífico (Mantua & Hare 2002) e o Modo Anular Sul (Moraes 2011). Esses fenômenos apresentam marcada influência na hidrologia de nossa região, porém ainda não compreendemos o seu efeito sobre os ecossistemas costeiros brasileiros. O estudo de longa duração no Estuário da Lagoa dos Patos é fundamental para a compreensão da variabilidade desse importante ecossistema costeiro e sua evolução face aos impactos naturais e antrópicos. Esse conhecimento é necessário para a sustentabilidade e manutenção das condições socioeconômicas das comunidades que vivem e dependem do ambiente estuarino.

Literatura citada

- Abreu, P. C., C. S. B. Costa, C. E. Bemvenuti, C. Odebrecht, W. Granéli, and A. Anésio. 2006. Eutrophication processes and trophic interactions in a shallow estuary: preliminary results based on stable isotope analysis (d13C and d15N). *Estuaries and Coasts* 29: 277-285.
- Abreu, P. C., M. Bergesch, L. A. Proença, C. A. E. Garcia, and C. Odebrecht. 2010. Short- and long-term chlorophyll a variability in the shallow microtidal Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Estuaries and Coasts* 33: 554-569.
- Barletta, M., A. J. Jaureguizar, C. Baigun, N. F. Fontoura, A. A. Agostinho, V. M. Almeida-Val, A. L. Val, R. A. Torres, L. F. Jimenes-Segura, T. Giarrizzo, N. N. Fabré, V. S. Batista, C. Lasso, D. C. Taphorn, M. F. Costa, P. T. Chaves, J. P. Vieira, and M. F. Corrêa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76: 2118-2176.
- Bemvenuti, C. E., e L. A. Colling. 2010. As comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Páginas 101-114 em U. Seeliger, C. Odebrecht, and J. P. Castello, editores. *Subtropical Convergence Environments. The Coast and Sea in the Southwestern Atlantic*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Bemvenuti, C. E., L. G. Angonesi, and M. S. Gandra. 2005. Effects of dredging operations upon soft bottom macrofauna on a harbor area, Patos Lagoon estuarine region, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 65: 573-581.
- Bruno, M. A., e J. H. Muelbert. 2009. Distribuição espacial e variações temporais da abundância de ovos e larvas de *Micropogonias furnieri*, no estuário da Lagoa dos Patos: registros históricos e forçantes ambientais. *Atlântica* 31: 49-66.
- Calliari, L. J. 1997. Geological setting. Pages 13-18 in U. Seeliger, C. Odebrecht, and J.P. Castello, editors. *Subtropical convergence environments. The coast and sea in the Southwestern Atlantic*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Calliari, L. J., J. C. Winterwerp, E. Fernandes, D. Cuchiara, S. B. Vinzon, M. Speerle, and K. T. Holland. 2009. Fine grain sediment transport and deposition in the Patos Lagoon Cassino Beach sedimentary system. *Continental Shelf Research* 29: 515-529.
- Capítoli, R. R., Colling, L. A., e C. E. Bemvenuti. 2008. Cenários de distribuição do mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* (Mollusca Bivalvia) sob distintas condições de salinidade no complexo lagunar Patos-Mirim, RS -Brasil. *Atlântica* 30: 35-44.
- Copertino, M., e U. Seeliger. 2010. Habitats de *Ruppia maritima* e de macroalgas. Páginas 91-98 em U. Seeliger e C. Odebrecht, editores. *O estuário da Lagoa dos Patos, um século em transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil.
- Cordazzo, C. V. 2004. Produção de sementes e estabelecimento dos fundos de *Ruppia maritima* L. no estuário da Lagoa dos Patos (RS). *Anais do VI Simpósio de Ecossistemas Brasileiros* 2: 292-298.
- Costa, C. S. B., J. C. Marangoni. 2010. As comunidades de marismas. Páginas 125-143 em U. Seeliger, e C. Odebrecht, editores. *O Estuário da Lagoa dos Patos. Um século de transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil.
- Costa, C. S. B., D. Gianuca, e T. Tomena. 2004. Ação de herbívoros sobre a produtividade das marismas do sul do Brasil: experimento piloto de exclusão de roedores e caranguejos Grapsidae. *Anais do VI Simpósio de Ecossistemas Brasileiros* 2: 598-607.
- Costa, C. S. B., J. C. Marangoni, and A. M. G. Azevedo. 2003. Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions. *Journal of Ecology* 91: 951-965.
- Costa, C. S. B., O. O. Iribarne, and J. M. Farina. 2009. Human impacts and threats to conservation in South American salt marshes. Pages 337-359 in B.R. Silliman, T. Grosholtz, and M.D. Bertness, editors. *Human impacts on salt marshes: a global perspective*. University of California Press, Berkeley, USA.
- Costa, C. S. B., U. Seeliger, e C. E. Bemvenuti. 2007. Diagnóstico de alterações hidrológicas devido ao impacto das mudanças climáticas sobre o ecossistema costeiro temperado brasileiro através da vegetação e do macrozoobentos. Ministério do Meio Ambiente/PROBIO, Brasília.
- Filgueiras, A. S. 2009. Condições oceanográficas e as assembleias ictioplantônicas no Estuário da Lagoa dos Patos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.
- Fujita C. C. O., and C. Odebrecht. 2007. Short term variability of chlorophyll a and phytoplankton composition in a shallow area of the Patos Lagoon estuary (Southern Brazil). *Atlântica* 29: 93-107.
- Garcia, A. M., D. Loebmann, J. P. Vieira, and M. A. Bemvenuti. 2004b. First records of introduced carps (Teleostei, Cyprinidae) in the natural habitats of Mirim and Patos Lagoon estuary (South Brazil). *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 157-159.
- Garcia, A. M., J. P. Vieira, K. O. Winemiller, and A. M. Grimm. 2004a. Comparison of the 1982-1983 and 1997-1998 *El Niño* effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuaries* 27: 905-914.
- Garcia, A. M., M. B. Raseira, J. P. Vieira, K. O. Winemiller, and A. M. Grimm. 2003. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environmental Biology of Fishes* 68: 215-228.
- Grimm, A., S. E. T. Ferraz, and J. Gomes. 1998. Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with *El Niño* and *La Niña* Events. *Journal of Climate* 11: 2863-2880.
- Kaminski, S. M. 2009. Mesozooplâncton do estuário da Lagoa dos Patos e zona costeira adjacente com ênfase para os copépodes *Acartia tonsa*, *Pseudodiaptomus richardi* e *Notodiatomus incompositus* (2000-2005). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.
- Lindman, C. A. M. e M. G. Ferri. 1974. A vegetação do Rio Grande do Sul. Editora Itatiaia, Belo Horizonte, Brasil.
- Mansur, M. C. D., L. M. Z. Richinitti, e C. P. Santos. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* 7: 147-149.
- Mantua, N. J., and S. R. Hare. 2002. The Pacific decadal oscillation. *Journal of Oceanography* 58: 35-44.
- Marangoni, J. C. 2003. Caracterização da paisagem de uma área de preservação: estudo de caso da Lagoinha Rio Grande, RS. *Atlântica* 25: 163-169.
- Marangoni, J. C., and C. S. B. Costa. 2009a. Natural and anthropogenic effects on salt marsh over five decades in the Patos Lagoon (southern Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography* 57: 345-350.
- Marangoni, J. C., e C. S. B. Costa. 2009b. Diagnóstico ambiental das marismas no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* 31: 83-97.
- Marangoni, J. C., e C. S. B. Costa. 2010. Caracterização das atividades econômicas tradicionais no entorno das marismas no estuário da Lagoa dos Patos (RS). *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 21: 129-142.
- Marangoni, J. C., and C. S. B. Costa. 2012. Short- and long-term vegetative propagation of two *Spartina* species on a salt marsh in southern Brazil. *Estuaries and Coasts* 35: 763-773.
- Marengo, J. A. 2006. Mudanças climáticas e seus efeitos sobre a biodiversidade: Caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o Território Brasileiro ao longo do Século XXI. Série Biodiversidade 26, MMA, Brasília, Brasil.
- Marques, W. C. 2005. Padrões de variabilidade temporal nas forçantes da circulação e seus efeitos na dinâmica da Lagoa dos Patos, RS-Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.
- Martins, I. M., J. M. Dias, E. H. Fernandes, and J. H. Muelbert. 2007. Numerical modelling of fish eggs dispersion at the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Journal of Marine Systems* 68: 537-555.
- Möller, O. O., e E. H. Fernandes. 2010. Hidrologia e hidrodinâmica. Páginas 14-27 em U. Seeliger, e C. Odebrecht, editores. *O Estuário da Lagoa dos Patos. Um século de transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil.
- Möller, O. O., and P. Castaing. 1999. Hydrographical characteristics of the estuarine area of Patos Lagoon (30oS, Brazil). Pages 83-100 in G. M. E Perillo, M.C. Piccolo, and M. P. Quivira, editors. *Estuaries of South America. Their geomorphology and dynamics*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Möller, O. O., J. P. Castello, and A. C. Vaz. 2009. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. *Estuaries and Coasts* 32: 787-796.
- Möller, O. O., P. Castaing, J. C. Salomon, and P. Lazure. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of Patos Lagoon. *Estuaries* 24: 297-311.

- Moraes, L. E. 2011. Dinâmica temporal e mudanças de longo prazo (1979-2011) na ictiofauna das zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos: efeitos de fatores naturais e antrópicos. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.
- Muelbert, J. H., E. Muxagata, e S. M. Kaminski. 2010. As comunidades zooplanctônicas. Páginas 67-75 em U. Seeliger, e C. Odebrecht, editores. O Estuário da Lagoa dos Patos. Um século de transformações. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil.
- Muelbert, J. H., and G. Weiss. 1991. Abundance and distribution of fish larvae in the channel area of the Patos Lagoon estuary, Brazil. Pages 43-54 in R.D. Hoyt, editor. Larval fish recruitment and research in the Americas: Proceedings of the thirteenth annual fish conference NOAA Technical Report NMFS 95: 43-54.
- Muxagata, E., e I. M. Gloeden. 1995. Ocorrência de *Temora turbinata* Dana, 1849 (Crustacea: Copepoda) no estuário da Lagoa dos Patos, Brasil. *Nauplius* 3: 163-164.
- Odebrecht, C., M. Bergesch, L. R. Rörig, and P. C. Abreu. 2010b. Phytoplankton interannual variability at Cassino Beach, Southern Brazil (1992–2007), with emphasis on the surf zone diatom *Asterionellopsis glacialis*. *Estuaries and Coasts* 33: 570-583.
- Odebrecht, C., M. Bergesch, S. Medeanic, e P. C. Abreu. 2010a. A comunidade de microalgas. Páginas 51-63 em U. Seeliger e C. Odebrecht, editores. O estuário da Lagoa dos Patos, um século em transformações. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil.
- Odebrecht, C., P. A. Abreu, O. O. Möller, L. F. Niencheski, and L. C. Torgan. 2005. Drought effects on pelagic properties in the shallow and turbid Patos Lagoon, Brazil. *Estuaries* 28: 675–685.
- Odebrecht, C., P. C. Abreu, C. E. Bemvenuti, M. Copertino, J. H. Muelbert, J. P. Vieira, and U. Seeliger. 2010c. The Patos Lagoon Estuary: biotic responses to natural and anthropogenic impacts in the last decades (1979 – 2008). Pages 433-455 in M. J. Kennish, and H. W. Paerl, editors. Coastal lagoons: Critical habitats of environmental change. Marine Science Series, Taylor Francis, CRC Press, Boca Raton, USA.
- Paim, P. C. G., e O. O. Möller. 1986. Material em suspensão e dissolvido no Estuário da Lagoa dos Patos. Fase III. Relatório Técnico CIRM/FURG, 100p.
- Piola, A. R., R. P. Matano, E. D. Palma, O. O. Möller, and E. J. D. Campos. 2005. The influence of the Plata River discharge on the western South Atlantic shelf. *Geophysical Research Letters* 32: 1-4.
- Rosa, L. C., and C. E. Bemvenuti. 2006. Temporal variability of the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, Brazil. *Revista Biologia Marina y Oceanografía* 41: 1-9.
- Saint-Hilaire, A. 2002. Viagem ao Rio Grande do Sul. Senado Federal, Conselho Editorial, Brasília, Brasil.
- Seeliger U, C. Odebrecht, and J. P. Castello. 1997. Subtropical convergence environments: the Coast and Sea in the Southwestern Atlantic. Springer Verlag. Berlin, Germany.
- Seeliger, U. 1997. Seagrass meadows. Pages 27-30 in U. Seeliger, C. Odebrecht, and J.P. Castello, editors. Subtropical convergence environments. The coast and sea in the Southwestern Atlantic. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Seeliger, U., C. V. Cordazzo, and E. Koch. 1984. Germination and algal free laboratory culture of widgeon grass *Ruppia maritima* L. *Estuaries* 7: 176-178.
- Seeliger, U., e C. Odebrecht. 2010. O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Editora da FURG. Rio Grande, Brasil.
- Seeliger, U., e C. S. Costa. 2003. Alterações de habitats devido as atividades antrópicas na costa sul do Brasil. Páginas 237-244 em Claudino-Sales, V., editor. Ecosystemas Brasileiros: manejo e conservação. Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, Brasil.
- Troca, D. F. A., e J. P. Vieira. 2012. Potencial invasor dos peixes não nativos cultivados na região costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca* 38: 109-120.
- Vieira, J. P., A. M. Garcia, and A. M. Grimm. 2008. Preliminary evidences of El Niño effects on the mullet fishery of Patos Lagoon estuary, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52: 433-440.
- Vieira, J. P., A. M. Garcia, e L. Moraes. 2010. A assembleia de peixes. Páginas 79-88 em U. Seeliger e C. Odebrecht, editores. O estuário da Lagoa dos Patos, um século em transformações. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil.
- Vieira, J. P., J. P. Castello, and L. E. Pereira. 1998. Ictiofauna. Pages 134-137 in U. Seeliger, C. Odebrecht, and J.P. Castello, editors. Subtropical convergence environments. The coast and sea in the Southwestern Atlantic. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Von Ihering, H. 1885. Die Lagoa dos Patos. *Deutsche Geographische Blätter* 8: 164-203.

11 Conservação e Manejo Sustentável de Ecosystemas Florestais – Sítio Ecosilvibras

SYLVIO PÉLLICO NETTO^{1*}, CARLOS ROBERTO SANQUETTA² & SOLON JONAS LONGHI³

¹Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, CEP: 80210-170, Brasil.

²Universidade Federal do Paraná, Departamento de Ciências Florestais, Curitiba, Paraná, CEP: 80210-170, Brasil.

³Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Ciências Florestais, Santa Maria, Rio Grande do Sul, CEP: 97105-900, Brasil.

* Autor para correspondência: sylviopelliconetto@gmail.com

Resumo: O pouco conhecimento sobre os recursos florestais da Floresta Ombrófila Mista, bem como a crescente demanda por produtos de origem florestal, constituiu a principal causa da crescente exaustão desse patrimônio natural. O Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD, consistiu-se de pesquisas integradas, entre elas o projeto *Conservação e Manejo Sustentável de Ecossistemas Florestais*, que deu origem ao Sítio Ecosilvibras, no qual se dedicou a consubstanciar a hipótese de trabalho: “Os ecossistemas florestais brasileiros são afetados em maior ou menor grau em sua produtividade (biomassa) e diversidade em função da magnitude e da intensidade das atividades antrópicas”. Este capítulo sintetiza os principais resultados dos artigos científicos, da publicação de livros e das divulgações apresentadas em eventos, obtidos nas unidades experimentais que o integraram. Somente a diversidade do estrato arbóreo incluiu pelo menos 287 espécies, porém 41 delas estão identificadas apenas até a classificação no nível de gênero. As pesquisas demonstraram que as atividades antrópicas afetam efetivamente a produtividade primária dos ecossistemas monitorados, notadamente no acúmulo de biomassa e de carbono na regeneração natural, na sobrevivência das espécies e na sucessão florestal como um todo. Comprovou-se também que a cobertura florestal apresenta tendências crescentes de fragmentação. Nos estudos de dinâmica, verificou-se que a invasão de espécies, como a taquara e demais espécies exóticas, provocam fortes alterações no processo sucessório, por interferirem severamente no processo regenerativo das espécies florestais autóctones. Ocorreu expressiva evolução em infraestrutura laboratorial (Biofix, Bioessen, Labeflo, Labfito), e o Sítio Ecosilvibras desenvolveu produtos tecnológicos – sistemas computacionais que facilitam a elaboração de planos de manejo florestal.

Palavras-chave: dinâmica florestal, Ecosilvibras, Floresta Ombrófila Mista, fragmentação florestal, PELD

Abstract: The poor knowledge on forest resources of the Mixed Araucaria Forest, and the growing demand for forest products were the main causes of the increasing depletion of this natural heritage. The Program Long Term Ecological Research - LTER consisted of integrated surveys, including the project: Conservation and sustainable management of forest ecosystems, which led to the spot, Ecosilvibras, in which it has been dedicated to consubstantiate the working hypothesis: “The Brazilian forest ecosystems are affected to a greater or lesser degree in productivity (biomass) and in its diversity as a function of the magnitude and intensity of human activities.” This chapter summarizes the main results of scientific

articles, publications of books and disclosures in events, obtained in experimental stations associated to it. The diversity of the upper stratum only included at least 287 species, but 41 of them are identified only up to the rank of genus. Research has shown that human activities affect effectively monitored primary productivity of ecosystems, especially for biomass and carbon, in the natural regeneration, in the survival of species and in the forest succession as a whole. It was shown also that the forest cover shows increasing trends of fragmentation. In dynamic studies, it was showed that the invasion of species such as bamboo and other exotic species, causing severe changes in the succession process because it interferes in the regeneration of native species. The spot won Ecosilvibras developments in laboratory infrastructure (BIOFIX, BIOESSEN, LABEFLO, and LABFITO) and developed technological products - Computer Systems that facilitate the development of forest management plans.

Keywords: Ecosilvibras, forest dynamics, forest fragmentation, LTER, mixed forest

Introdução

O Brasil é, inegavelmente, o país de maior biodiversidade na Terra: seu tamanho, sua diversidade de biomas e seus sistemas hidrográficos formam um mosaico diversificado de ecossistemas. Contudo, as ameaças à integridade da biodiversidade brasileira crescem continuamente.

O *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, proposto para o Brasil, consistiu em uma agenda de pesquisas integradas, cuja execução esteve concentrada numa rede de sítios selecionados, representativos de vários biomas e respectivos ecossistemas brasileiros neles inseridos. Para a consecução dos objetivos delineados no programa, o CNPq considerou como essencial o estabelecimento de parcerias internas e externas ao País e a montagem de um projeto de conectividade que pudesse permitir a instalação de bancos de dados e sua integração em rede nacional com vistas à inserção na *Rede Internacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* (Seeliger et al. 2002).

O Programa destinou-se a estabelecer políticas para o desenvolvimento da ecologia no Brasil, a fomentar pesquisas e redes de informação, a apoiar a cooperação internacional, a participar da padronização instrumental e metodológica, a possibilitar a formação de recursos humanos e a consolidação institucional e a favorecer uma atuação harmoniosa com os demais programas governamentais, contemplando a geração de metodologias e diretrizes imediatas para os programas de conservação e definição de políticas públicas, além de permitir o cumprimento dos acordos assinados pela Agenda 21, pela Convenção da Biodiversidade e pela Convenção sobre as Mudanças Climáticas.

O Sítio Ecosilvibras foi aprovado para se inserir no PELD com a seguinte hipótese de trabalho: “Os ecossistemas florestais brasileiros são afetados em maior ou menor grau em sua produtividade (biomassa) e diversidade em função da magnitude e da intensidade das atividades antrópicas”. O projeto apresentado se respaldou em pesquisas prévias que já vinham sendo desenvolvidas nas Universidades Federais do Paraná e de Santa Maria e também na Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Os pesquisadores que o integraram já se detinham nas importantes revelações publicadas por cientistas estrangeiros que se preocuparam com a acelerada mutilação da floresta de Araucária (Maack 1931; Heinsdijk 1959; Dillewijn 1966; Escola de Florestas 1967; Heinsdijk 1972; Maack 1981). O acompanhamento do processo exploratório do então bioma Floresta Ombrófila Mista visou revelar à sociedade que, inegavelmente, os recursos florestais decrescem à medida que cresce a população de uma região e os efeitos decorrentes de sua interferência. O

processo exploratório da madeira da Araucária constituiu-se em um dos pilares econômicos para o desenvolvimento industrial madeireiro do Sul do País, além da inexorável expansão da fronteira agrícola para a produção de alimentos (Péllico Netto 1971; Eduardo 1974; Fupef 1978).

O parco conhecimento sobre os recursos florestais da Floresta Ombrófila Mista, bem como a crescente demanda por produtos de origem florestal, constituiu a principal causa da crescente exaustão desse patrimônio natural. A política de reflorestamento incentivado pelo poder público foi implantada na década de 1960, visando reduzir a pressão sobre as florestas de Araucária remanescentes. Ainda que esforços tenham sido feitos para recuperar os remanescentes de florestas secundárias, ou seja, já exploradas, o processo de corte desses importantes contingentes continua em marcha e carece de políticas públicas para assegurar sua manutenção como áreas produtivas. Inventários florestais diversos têm provido informações consistentes sobre áreas e estoque volumétrico das florestas de Araucária na Região Sul do Brasil (Péllico Netto 1971; Fupef 1978; IBDF 1984).

Foi a partir de tais evidências que se decidiu incrementar o conhecimento sobre a produção florestal primária, seu crescimento e sua capacidade de regeneração natural, com o propósito de se propor um modelo de manejo para conduzir tais remanescentes de maneira produtiva e conservacionista. Sanquetta e Dalla Corte (1998) já tendo iniciado, em 1994, na Estação Experimental de São João do Triunfo da UFPR, a primeira estrutura para monitoramento contínuo da Floresta Ombrófila Mista, o fizeram por entender que a realização de pesquisas detalhadas sobre a estrutura e dinâmica de florestas naturais era fundamental para aprofundar conhecimentos e respaldar propostas para sua conservação e para manejá-la apropriadamente. Eles conseguiram, naquela época, antever a importância do estabelecimento de pesquisas de longo prazo, dadas as limitações que as informações pontuais mostravam para os estudos ecológicos, sobretudo devido à complexidade intrínseca da estrutura das florestas naturais, das incertezas e das irregularidades observadas nos processos dinâmicos, bem como dos métodos científicos até aquele momento utilizados.

O Sítio Ecosilvibras inicialmente teve suas atividades efetuadas em seis áreas distintas distribuídas em três estados brasileiros (Paraná, Rio Grande do Sul e Minas Gerais), abordando temas pertinentes a fauna, flora, solos, recursos hídricos, monitoramento florestal por meio de imagens de satélite e quantificação de carbono, que constituíram algumas de suas principais linhas de pesquisa. A cooperação entre a Universidade Federal do Paraná, a Pontifícia Universidade Católica do Paraná e a Universidade Federal de Santa Maria permitiu o intercâmbio de

conhecimento científico, resultante dos estudos realizados, e uma ampla produção científica que contribuíam para a valorização dos recursos florestais integrantes da floresta de Araucária e suas transições (Péllico Netto et al. 2002).

O presente capítulo trata da divulgação dos principais resultados oriundos das pesquisas e da divulgação de seus resultados nos artigos científicos, na publicação de livros e na participação em eventos desenvolvidos pelo Sítio Ecosilvibras, durante os anos de 1999 a 2009, que concentrou suas pesquisas na Floresta Ombrófila Mista e suas transições, as quais estão inseridas, segundo o Ministério do Meio Ambiente, no domínio do bioma Mata Atlântica. Fizeram parte, como principais transições da floresta de Araucária, as formações e ecorregiões: Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Floresta Ombrófila Densa e a Savana Estépica (Campos Sulinos).

Ao contrário do que possa parecer, existem muitas pesquisas sobre a Araucária e a floresta na qual ela se insere e, certamente, poucas espécies nativas brasileiras foram tão pesquisadas. Porém, a floresta de Araucária ainda precisa ser mais estudada e pesquisada, pois muitos temas, principalmente ecológicos, ainda permanecem não esclarecidos pela ciência, especialmente no tocante à sua regeneração natural, seu comportamento dinâmico e seu processo sucessional. Além de abarcar todas essas transições naturais, foram também consideradas as interfaces com os ecossistemas antrópicos, como a agricultura, a pecuária, os reflorestamentos comerciais, entre outros, e a proposta do sítio teve como missão o estudo científico dos processos ecológicos e o desenvolvimento tecnológico para a conservação e o manejo sustentável da floresta de Araucária e suas transições.

Descrição do Sítio Ecosilvibras

O Sítio Ecosilvibras foi conduzido nos últimos 10 anos com a responsabilidade coordenadora dos professores Dr. Sylvio Péllico Netto (PUCPR), coordenador-geral; Dr. Carlos Roberto Sanquetta (UFPR); Dr. Doádi Antônio Brena (UFSM – 8 anos); e Dr. Solon Jonas Longhi (UFSM – 2 anos). Este sítio contou, inicialmente, com seis unidades experimentais de conservação, sendo posteriormente ampliado para oito, inseridas nas principais áreas de ocorrência da floresta de Araucária e suas transições, desde o Estado do Rio Grande do Sul até Minas Gerais, conforme mostra a Tabela 1. A Figura 1 apresenta o mapa com a localização das unidades de pesquisa que o integram. A partir de 2009, foram incorporadas mais duas novas unidades experimentais, cada uma com uma unidade amostral, a primeira instalada no Capão da Imbuia, pertencente à Secretaria de Meio Ambiente de Curitiba, e a segunda, no Bosque do Cinquentário, de propriedade da PUCPR, localizado em São José dos Pinhais.

Tabela 1. Unidades de pesquisas do Sítio Ecosilvibras do PELD.

Nota: FOM – Floresta Ombrófila Mista (M – Montana, A – Altomontana); FES – Floresta Estacional Semidecidual; FOD – Floresta Ombrófila Densa (M – Montana).

Nome	Ecossistema	Localização		Área	Nº de Parcelas Permanentes	
		Município	Estado		ha	1 ha
1 Estação Experimental de S. J. Triunfo – UFPR	FOMM	São João do Triunfo	PR	32	7,5	750
2 Parque Estadual das Araucárias – Estado do Paraná	FOMM	Bituruna	PR	1.000	3	300
3 Fazendas das Indústrias Pizzato	FOMM	General Carneiro	PR	4.000	9	900
4 Fazenda Gralha Azul – PUCPR	FOMM	Fazenda Rio Grande	PR	680	6	600
5 Fazenda Reata	FES	Cássia	MG	200	12	1.200
6 Vivat Floresta Park – PUCPR	FODM	Tijucas do Sul	PR	5.078	8	800
7 Floresta Nac. de São Francisco de Paula – Ibama	FOMA	São Francisco de Paula	RS	1.606	15	1.500
8 Capão da Imbuia	FOMM	Curitiba	PR	3,9	1	100
9 Bosque do Cinquentenário – PUCPR	FOMM	São José dos Pinhais	PR	2	1	100
Total				12.601,9	62,5	6.250

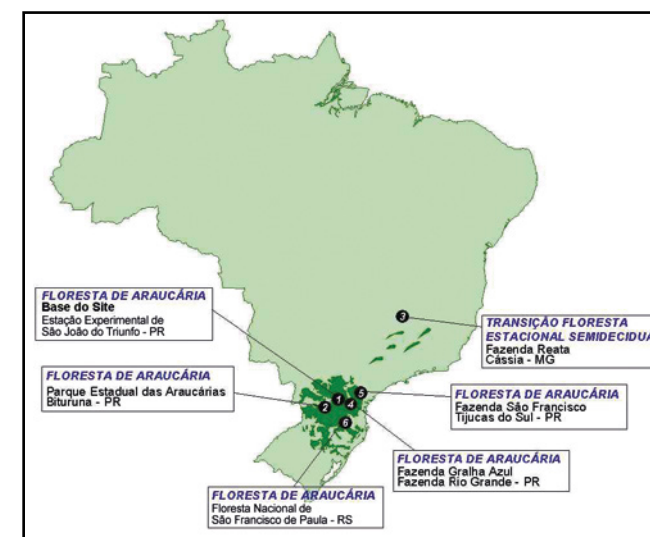


Figura 1. Localização das unidades de pesquisa do Sítio 9 nos estados de Minas Gerais, Paraná e Rio Grande do Sul.

Principais resultados obtidos no período de 10 anos

A floresta de Araucária é um ecossistema muito particular do Brasil, pois abriga algumas das raras espécies de coníferas da América do Sul subtropical, que no Brasil são apenas três: *Araucaria angustifolia*, *Podocarpus lambertii* e *Podocarpus sellowii*. Indubitavelmente, a Araucária é a espécie mais destacada, sendo a única a formar um ecossistema próprio, cuja biota florestal é dominada por ela. A resultante é uma fitofisionomia totalmente distinta das demais, que teve sua gênese ao longo de milhões de anos e que, em pouco mais de um século de influência antrópica, foi modificada drasticamente. Essa influência humana modificou e reduziu substancialmente a área de sua cobertura inicial no Brasil.

Originalmente, a floresta de Araucária, composta por uma flora mista de origem da Oceania e da África, encontrou nos planaltos do Sul do Brasil ambiente favorável para seu desenvolvimento, embora tivesse que passar por um longo processo evolutivo. A Araucária, em particular, passou por uma drástica modificação morfológica, sendo uma das poucas coníferas com copa adaptada para um clima menos rigoroso no inverno e com maior radiação solar. Conseqüentemente, a espécie adotou uma forma de copa com arquitetura atipicamente não cônica, configurada para o ambiente ameno do Sul do Brasil (Maack 1931).

As mudanças climáticas e o decurso do processo evolutivo restringiram a área

de ocorrência da floresta de Araucária e de sua espécie mais típica (Sanquetta & Mattei 2006). A amenização climática e outros fatores ainda pouco conhecidos favoreceram o estabelecimento de espécies fanerógamas angiospermas, mais preparadas para florescer (Brezley 1981). As florestas puras de Araucária de outrora passaram a dar lugar a uma flora mesclada, na qual as folhosas mostraram maior pujança e a Araucária vem confinando-se gradualmente a relictos (Reitz & Klein 1966). Como resultado, a floresta de Araucária está gradualmente alojando-se em refúgios de ambiente mais drástico em relação aos aspectos climáticos e edáficos preponderantes na Região.

As áreas dos campos de altitude, tipicamente mais frios e com solos menos desenvolvidos, vêm gradualmente tendo a companhia da Araucária e de espécies associadas da Floresta Ombrófila Mista. A sucessão tem dado origem aos capões, que são formações florestais com formato arredondado no interior dos campos, e a corredores alongados junto aos vales e aos cursos-d'água, onde há maior acúmulo de sedimentos e solos mais desenvolvidos. A floresta de Araucária tem sido progressivamente desalojada de sua área original, penetrando nos campos, favorecida também pela ocorrência de incêndios naturais, que normalmente ocorrem em tais ecossistemas e que, de maneira geral, afetam menos as coníferas, adaptadas a conviver com esse fenômeno, do que as folhosas (Sanquetta & Mattei 2006).

Outro vetor fundamental para a existência da floresta de Araucária, da forma como ela se manteve ao longo desse processo evolutivo, é a conformação de sua semente. Muitas coníferas — a maioria delas — possuem sementes de dispersão facilitada pelo vento (sementes aladas) e com considerável longevidade (maior viabilidade por longos períodos, às vezes dormentes no solo). Esse não é o caso da Araucária, que possui sementes grandes e recalcitrantes, que não são transportadas pelo vento e precisam germinar rapidamente, pois, ao contrário, perdem seu poder germinativo (Sanquetta & Mattei 2006). A morfologia da semente da Araucária, por outro lado, favoreceu a sua dispersão pela fauna, que, atraída pela sua qualidade nutricional, eventual e acidentalmente promove a regeneração da espécie a longas distâncias.

É plausível se imaginar que a floresta de Araucária dificilmente persistiria se o curso das mudanças climáticas e o processo evolutivo vigente continuassem a favorecer os elementos mais adaptados ao novo ambiente. Do norte e oeste, a Floresta Estacional (Decidua e Semidecidual) avança, e, do leste, a Floresta Ombrófila Densa ganha força, penetrando rumo aos planaltos e às serras.

Outro mecanismo desfavorável à Araucária é a baixa capacidade regenerativa da prole sob os pinhais. As plântulas do pinheiro não subsistem em grande

densidade sob a forte sombra dos pinhais, requerendo ambientes mais abertos — mas não totalmente ensolarados — para seu estabelecimento (Sanquetta & Mattei 2006). Por isso, acredita-se que a única chance de perpetuação da floresta de Araucária seria a contínua existência de distúrbios de larga escala. Provavelmente, os incêndios e outros eventos catastróficos, como vendavais, foram responsáveis pela sua subsistência.

A hipótese durante os últimos 10 anos foi parcialmente respondida, dado o exíguo tempo para analisá-la por completo. Os aspectos relevantes detectados pelos pesquisadores do Sítio Ecosilvibras se fundamentaram em premissas e métodos estabelecidos por Franklin (1989) e por Caraco e Lovett (1989): (a) As relações entre o meio abiótico e biótico se dão como fenômenos e processos complexos, e os estudos ecológicos conduzidos pelo Sítio Ecosilvibras sempre consideraram esse binômio para melhor compreender o efeito das influências antrópicas sobre tal floresta; (b) Os eventos e fenômenos episódicos, como vendavais, queimadas, raios, chuvas de pedra e outros foram acompanhados nos últimos 10 anos, e tais acontecimentos interferem no processo de sucessão natural dos ecossistemas estudados; (c) Os processos naturais apresentaram alta variabilidade, e três variáveis foram destacadamente intensificadas no processo de medição efetuado nas parcelas permanentes: (c_1) Regeneração natural (recrutamento), (c_2) Taxas de mortalidade e (c_3) Taxas de crescimento.

Os principais resultados relacionados aos itens elencados anteriormente, na medida do que já foi possível publicar em periódicos científicos, serão abordados nos itens seguintes.

Diversidade florestal nas unidades experimentais do Sítio Ecosilvibras

A Floresta Ombrófila Mista cobria, originalmente, por volta de 200 mil km² de extensão em todo o Brasil (IBGE 1992; Watzlawick et al. 2003a), ocorrendo nos estados do Rio Grande do Sul (25%), de Santa Catarina (31%), do Paraná (40%) e em manchas esparsas no sul do Estado de São Paulo (3%), adentrando até o sul dos estados de Minas Gerais e do Rio de Janeiro (1%) (Carvalho 1994).

A diversidade arbórea é muito complexa e está relacionada com fatores do meio, como climáticos, pedológicos e biológicos. Essa diversidade foi qualificada e quantificada em todas as unidades integrantes do sítio, valendo-se da utilização dos métodos florísticos ou taxonômicos e daqueles baseados na estrutura e na fisionomia (Montoya-Maquín & Matos 1967).

Após a exaustiva análise estrutural da diversidade arbórea, realizada em todas as unidades experimentais que integraram o Sítio Ecosilvibras (Longhi 1980; Coraiola

1997; Longhi 1997; Koehler et al. 1998; Sanquetta & Dalla Corte 1998; Pizzato 1999; Sanquetta et al. 2001; Watzlawick et al. 2005; Ribeiro et al. 2007; Santos 2008; Orellana 2009), foi possível elaborar sua composição conforme está apresentada na Tabela 2. Um total, até o momento, de 287 espécies foi registrado para o conjunto das nove unidades que integram o sítio. Tais estudos demonstraram que as florestas de Araucária e suas transições variam amplamente em termos de composição florística, estrutura e grau de intervenção antrópica (Coraiola 1997; Longhi et al. 1999; Sanquetta et al. 2000; Barth Filho 2002; Sanquetta et al. 2003; Borsoi 2005) e que, conseqüentemente, existem variações muito grandes em termos de estoque de biomassa e carbono (Sanquetta et al. 2004a; Watzlawick & Kirchner 2004).

Tabela 2. Diversidade do estrato arbóreo identificada nas nove unidades experimentais que integram o Sítio 9 (Ecosilvibras)

RS – Rio Grande do Sul; SFP – São Francisco de Paula; PR – Paraná; SJT – São João do Triunfo; GC – General Carneiro; MG – Minas Gerais; RMC – Região Metropolitana de Curitiba; TS – Tijucas do Sul; FRG – Fazenda Rio Grande.

Família	Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
ANACARDIACEAE							
	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	guaritá					X
	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	aroeira-de-bugre	X	X	X	X	X
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	braúna					X
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira			X	X	
ANNONACEAE							
	<i>Annona cacans</i> Warm.	araticum-cagão					X
	<i>Annona montana</i> Macfad.	araticunzinho					X
	<i>Annona</i> sp.	araticum 1			X		
	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H. Rainer	araticum-quaresma	X				
	<i>Annona salicifolia</i> Ekman & R. É. Fr.	araticum-salvo	X				
	<i>Annona sylvatica</i> A. St. Hil.	araticum 2		X			
	<i>Annona</i> sp.	anona					X
	<i>Xylopiya brasiliensis</i> Spreng.	pindaubuna					X
	<i>Xylopiya</i> sp.	pindaíba					X
AQUIFOLIACEAE							
	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St. Hil.	erva-mate	X	X	X	X	
	<i>Ilex brevicuspis</i> Reiss.	orelha-de-mico	X	X	X	X	

Família	Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
	<i>Ilex dumosa</i> Reiss.	congonha 1	X		X	X	
	<i>Ilex microdonta</i> Reiss.	caúna 1	X	X			
	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reiss.	caúna-graúda		X		X	
	<i>Ilex</i> sp.	congonha 2	X			X	
APOCYNACEAE							
	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	peroba-poca					X
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	peroba-rosa					X
	<i>Aspidosperma pyricollum</i> Müll. Arg.	peroba-vermelha					X
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	guatambu					X
	<i>Aspidosperma</i> sp. (1)	peroba-can.-de-velho					X
	<i>Aspidosperma</i> sp. (2)	peroba-branca					X
	<i>Aspidosperma</i> sp. (3)	peroba-comum					X
ARALIACEAE							
	<i>Orepanax fulvus</i> Marchal	tamanqueira	X				
	<i>Schefflera</i> sp.	mandiocão					X
	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne & Planch.	maria-mole					X
ARAUCARIACEAE							
	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	araucária	X	X	X	X	
ARECACEAE							
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	palmito					X
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá	X				X
	<i>Syagrus oleraceae</i> (Mart.) Becc	gairova					X
ASPARAGACEAE							
	<i>Cordyline australis</i> Nadeaud & Joanao	uvarana					X
ASTERACEAE							
	<i>Baccharis</i> sp.	bácaris					X
	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	açucará	X				
	<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera	açucará-piloso	X				

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex. Malme	vassourão-branco		X	X	X	
<i>Piptocarpha axillaris</i> Baker	vassourão-graúdo			X		
<i>Piptocarpha Tormentosa</i> (Less.) Baker	pau-toucinho	X				
<i>Vernonia discolor</i> (spreng.) Less.	vassourão-preto	X	X	X	X	
BIGNONIACEAE						
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	caroba					X
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	carobinha		X	X	X	
<i>Handroanthus albus</i> (Cham.) Mattos	ipê-amarelo 1					X
<i>Handroanthus umbrellatus</i> (Sond.) Mattos	ipê-amarelo 2	X				
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	ipê-felpudo					X
BORAGINACEAE						
<i>Cordia</i> sp. 1	açoita-cavalo 1					X
<i>Cordia</i> sp. 2	córdia 1					X
<i>Cordia</i> sp. 3	córdia 2					X
BURSERACEAE						
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	almecegueira					X
CANNABACEAE						
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	esporão					
<i>Trema micrantha</i> Blume.	pau-pólvora					
CANELLACEAE						
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	pimenteira		X	X	X	
CARICACEAE						
<i>Carica quercifolia</i> (A. St.-Hil) Hieron.	mamoeiro-do-mato	X				
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	jaracatiá					X
CELASTRACEAE						
<i>Maytenus alaternoides</i> Reiss.	maiteno				X	
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex. Reissek	espinheira-santa			X		
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	concorosa-arbórea	X				
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	coração-de-bugre	X				

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
URTICACEAE						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba					X
CHRYSOBALANACEAE						
<i>Hirtella</i> sp.	hirtela					X
CLETHRACEAE						
<i>Clethra scabra</i> Pers.	carne-de-vaca	X	X			
CALOPHYLLACEAE						
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess	mangue					X
CLUSIACEAE						
<i>Clusia</i> sp.	jambreiro					X
COMBRETACEAE						
<i>Terminalia</i> sp. 1	capitão					X
<i>Terminalia</i> sp. 2	terminália					X
<i>Buchenavia</i> sp.	buchenávia					X
CUNONIACEAE						
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	guaperê 1	X	X			
<i>Lamanonia speciosa</i> (Cambess.) L. B. Sm.	guaperê 2				X	
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	gramimunha	X				
CYATHEACEAE						
<i>Alsophila</i> sp.	xaxim-de-espinho	X				
DICKSONIACEAE						
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook	xaxim	X	X			
ELAEOCARPACEAE						
<i>Sloanea lasiocoma</i> K. Schum.	sapopema		X	X	X	
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Bentham	sloânea					X
ERYTHROXYLACEAE						
<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St. Hil.	carvalho-miúdo			X		
EUPHORBIACEAE						
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	pau-viola					X
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	capixingui					X
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	branquinho-miúdo	X	X	X	X	
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L. B. Sm. & Downs	branquilha	X	X			

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	leiteiro	X	X	X	X	
<i>Stillingia oppositifolia</i> Baill. ex Müll. Arg.	leiterinho	X				
FABACEAE						
<i>Acacia bonariensis</i> Gill. ex Hook. & Arn.	unha-de-gato	X				
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	farinha-seca					X
<i>Albizia</i> sp.	cuvitinga			X		
<i>Bauhinia forficata</i> Link.	unha-de-boi					X
<i>Cassia ferruginea</i> Schrad. ex DC.	canafistula					X
<i>Centrolobium</i> sp.	pau-terra					X
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	copaíba					X
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	jacarandá	X				
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	rabo-de-bugio	X				
<i>Dalbergia</i> sp.	dalbérgia				X	
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	tamburilo					X
<i>Erythrina crista-galli</i> L.	corticeira-do-banhado	X				
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá					X
<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá-feijão, miúdo	X				X
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	ingá	X				X
<i>Inga vera</i> Wild.	ingá-banana	X				
<i>Inga</i> sp.	ingá-graúdo		X	X		X
<i>Lonchocarpus campestris</i> Mart. ex Benth.	pau-canzil	X				
<i>Lonchocarpus nitidus</i> (Vogel) Benth.	imbira-sapo	X				X
<i>Lonchocarpus subglaucescens</i> Mart. ex Benth.	longocarpus-graúdo				X	
<i>Lonchocarpus</i> sp. 1	farinha-seca-miúda			X		
<i>Lonchocarpus</i> sp. 2	imbira-sapo					X
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	canela-do-brejo	X				
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	marmeleiro-do-mato		X			
<i>Machaerium</i> sp. 1	farinha-seca-miúda			X		
<i>Machaerium</i> sp. 2	jacarandá-roxo					X
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	bracatinga			X		

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.	bálsamo					X
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	bico-de-pato					X
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.)Harns.	tento					X
<i>Platyciamus regnelli</i> Benth.	pereira					X
<i>Pterocarpus violaceus</i> Vog.	sangueiro					X
<i>Senna</i> sp.	amendoim					X
SALICACEAE						
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	guaçatunga-preta	X				
<i>Banara tomentosa</i> Clos	guaçatunga-branca	X				
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	guaçatunga-miúda	X	X	X		
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	casearia-vermelha	X				
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	chá-de-bugre	X	X	X	X	
<i>Casearia</i> sp.	guaçatunga-preta					X
<i>Xylosma tweedianum</i> (Closs) Eichler.	sucará	X	X	X		
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	espinho-de-judeu	X				X
GRISELINIACEAE						
<i>Griselinia ruscifolia</i> (Clos) Taub.	griselina	X				
ICACINACEAE						
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A. Howard	gongonha-espinhosa	X				X
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R. A. Howard	gongonha	X				
JUGLANDACEAE						
<i>Juglans regia</i> L.	nogueira (exótica)					X
LAMIACEAE						
<i>Cunila incisa</i> Benth.	poejo					
<i>Vitex</i> sp.	tarumã 2	X			X	
LAURACEAE						
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	canela 1	X				
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	canela 2	X				
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Ness & Mart.) Kosterm.	canela-sebo				X	X
<i>Cinnamomum vesiculosum</i> (Ness) Kosterm.	canela-raposa		X	X		

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
<i>Cinnamomum pyrifolium</i> D. Don	cinamomom		X		X	
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	canela-vick	X				
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	canela 1				X	
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees & Mart.	canela-cega	X				
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	canela-amarela 1	X			X	
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canela-preta	X	X	X		X
<i>Nectandra grandiflora</i> Ness.	canela-amarela 2		X	X		X
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez.	canela 2				X	
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	canela-pimenta		X			
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	canela 3	X				
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	sassafrás		X		X	
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Ness	canela-guaicá	X	X	X	X	
<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	imbuia		X	X	X	
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez.	canela-lageana	X	X			
<i>Ocotea</i> sp.	canela-coqueiro			X		
<i>Ocotea</i> sp.	canela-pitanga				X	
<i>Persea major</i> (Meisn.) L. E. Kopp.	pau-andrade		X	X	X	
LECYTIDACEAE						
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá-branco					X
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	jequitibá-rosa					X
LOGANIACEAE						
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	anzol-de-lontra	X				
<i>Strychnos</i> sp.	longaniacea				X	
MALVACEAE						
<i>Bombacopsis</i> sp.	bombacopsis					X
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St. Hill.) Ravenna	paineira					X
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	açoita-cavalo	X		X	X	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Car.) A. Robyns	paineira-branca					X

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
MELASTOMATACEAE						
<i>Miconia discolor</i> DC.	quaresma					X
MELIACEAE						
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	canjerana	X			X	X
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro	X	X	X	X	X
<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss.	marinheiro					X
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	peloteira		X			
<i>Trichilia pallens</i> C. DC.	orvalho					X
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	almescla					X
<i>Trichillia claussegni</i> C. DC.	catiguá				X	X
MONIMIACEAE						
<i>Hennecartia omphalandra</i> J. Poiss.	canema	X				
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	pimentinha	X				
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.)						
<i>Perkins</i>	capixim	X				
<i>Mollinedia</i> sp.	molinedia	X				
MORACEAE						
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steudel	amoreira					
<i>figueira</i>						X
<i>Ficus</i> sp. 1	figueira					X
<i>Ficus</i> sp. 2	gomeleiro					X
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W. C. Burger et al.	soroça				X	
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	serralha					X
MYRTACEAE						
<i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret	goiaba-serrana	X				
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	murta	X		X		
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	guamirim-de-facho, guamirim-ferro	X		X		
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	solta-capotes			X		
<i>Campomanesia rhombea</i> O. Berg.	guabiroba-miúda	X				

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	guabiroba	X	X	X	X	
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	cerejeira-do-mato	X		X		
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	jabuticaba-do-campo	X				
<i>Eugenia psidiiflora</i> O. Berg.	guamirim 1	X				
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	uvaia					X
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga				X	
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess	eugênia	X				
<i>Myrceugenia cucullata</i> D. Legrand	guamirim-quebradiço	X				
<i>Myrceugenia foveolata</i> (O. Berg) Sobral	guamirim 2	X				
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel	conserva-branca	X				
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	guamirim-piloso	X			X	
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	araçarana	X				
<i>Myrceugenia oxysepala</i> (Burret) D. Legrand & Kausel	guamirim 4	X				
<i>Myrcia arborescens</i> O. Berg	guamirim-ferro	X				
<i>Myrcia bombycina</i> (O. Berg) Kiaersk.	guamirim-do-campo	X				
<i>Myrcia breviramis</i> (Berg.) Legr.	guamirim-cascudo				X	
<i>Myrcia hatschbachii</i> D. Legrand.	caingá 1				X	
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	caingá 2	X				
<i>Myrcia lajeana</i> D. Legrand	mírcia	X				
<i>Myrcia oligantha</i> O. Berg	guamirim 4	X				
<i>Myrcia palustris</i> DC.	guamirinzinho	X				
<i>Myrcia rostrata</i> DC.	guamirim-miúdo				X	
<i>Myrcia</i> sp.	guamirim-preto		X	X		
<i>Myrcia</i> sp.	guamirim-vermelho		X	X		
<i>Myrcia</i> sp.	laranja-do-mato		X	X		
<i>Myrcia</i> sp.	murteira		X	X		
<i>Myrciaria trunciflora</i> O. Berg	jabuticaba				X	X
<i>Myrciaria</i> sp.	guabiroba					X

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	araçazeiro-do-mato	X				
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	guabijú	X		X		
<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O. Berg	camboim 1	X				
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	camboim 2	X				
<i>Myrrhinium tenella</i> (DC.) O. Berg	camboizinho	X				
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	murtinho	X				
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	craveiro					X
<i>Psidium</i> sp.	araçá			X	X	
<i>Siphoneugena reitzii</i> D. Legrand	camboim-de-reitz	X				
NYCTAGINACEAE						
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	pau-cebola	X				
OLACACEAE						
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	casco-de-tatu					X
PHYTOLACCACEAE						
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms.	pau-d'alho					X
<i>Seguiera aculeata</i> Jacq.	cipó-umbú	X				
PICRAMNIACEAE						
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	pau-amargo	X				X
PODOCARPACEAE						
<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	pinheiro-bravo	X				
PRIMULACEAE						
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.	capororoquinha	X				
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez.) Arechav.	capororoça-d'água	X				
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	capororoça-graúda	X	X	X	X	X
<i>Myrsine ferruginea</i> Spreng.	capororoça-miúda		X	X	X	
<i>Myrsine</i> sp.	capororoça 1	X				
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	capororoça 2		X			
PROTEACEAE						
<i>Roupala montana</i> Aubl.	carvalho-brasileiro	X			X	X

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
QUILAJACEAE						
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A. St. Hil. & Tul.) Mart.	pau-sabão	X				
RHAMNACEAE						
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	sobraji					X
<i>Hovenia dulcis</i> Thumb.	uva-do-japão			X		
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.	pau-canjica	X				
<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	coronilha	X				
ROSACEAE						
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl	ameixeira			X		
<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltdl.) D. Dietr.	pessegueiro-bravo 1		X	X		
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pessegueiro-do-mato	X				
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	pessegueiro-bravo 2		X		X	
<i>Prunus subcoriacea</i> (Chodat & Hassl.) Koehne	pessegueiro-bravo 3 pau-sabão					
RUBIACEAE						
<i>Coussarea contracta</i> (Walp.) Müll. Arg.	pimenteira, cinzeiro-preto	X	X			
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	quina	X				
<i>Psychotria cf. mapourioides</i> DC.	psychotria				X	X
<i>Tocoyena</i> sp.	tocoyena					X
RUTACEAE						
<i>Citrus</i> sp.	laranjeira	X				X
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	três-folhas					X
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	cutia	X				
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	coentrinho	X				
<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R. S. Cowan) P. G. Waterman	juvevé-branco, ou mamica-de-porca	X		X		
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	juvevé-amarelo	X	X	X	X	X
SAPINDACEAE						
<i>Allophylus edulis</i> (A. St. Hil. Et al.) Hieron. ex Niederl.	vacum	X	X	X	X	
<i>Allophylus sericeus</i> (Camb.) Radlk.	laranjeira-do-mato					X

Família Nome Científico	Nome Vernacular	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
<i>Allophylus</i> sp.	farinha-seca-graúda			X		
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	miguel-pintado-graúdo	X	X	X	X	X
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	miguel-pintado-miúdo	X	X	X	X	X
SAPOTACEAE						
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq) Engl.	orelha-de-mateiro					X
SIPARUNACEAE						
<i>Siparuna apiosyce</i> (Mart. ex Tul.) A. DC.	limão-bravo				X	
SOLANACEAE						
<i>Cestrum</i> sp.	coerana	X			X	
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	panaceia					X
<i>Solanum erianthum</i> D. Don.	tabaco			X	X	
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	fumo-bravo	X				
<i>Solanum pabstii</i> L. B. Sm. & Downs	canema	X				
<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	tomatinho	X				
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	peloteira	X				
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	joá-manso	X			X	
<i>Solanum schuartzianum</i> Roem & Schult.	joá					X
<i>Solanum</i> sp.	uva-do-mato			X		
<i>Solanum</i> sp.	fuminho	X				
STYRACACEAE						
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	carne-de-vaca	X	X			
<i>Styrax</i> sp.	styrax					X
SYMPLOCACEAE						
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart	maria-mole-branca		X	X		
<i>Symplocos niedenzuiana</i>	maria-mole-miúda			X		
<i>Symplocos pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	sete-sangrias 1	X				
<i>Symplocos tetrandra</i> (Mart.)	sete-sangrias 2	X				
<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand.	pau-de-anta		X			
<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	sete-sangrias 3	X	X			
<i>Symplocos</i> sp.	maria-mole				X	

Família	Nome	RS e SFP	Sul do PR e GC	Centro do PR e SJT	RMC, TS e FRG	Sul de MG e Cássia
Nome Científico	Vernacular					
THEACEAE						
<i>Gordonia acutifolia</i> (Wawra) H. Keng	santa-rita	X				
URTICACEAE						
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	urtigão					X
VERBENACEAE						
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	tamanqueira				X	
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	cambará-lixá					X
<i>Citharexylum solanaceum</i> Cham.	tarumã	X				
<i>Duranta vestita</i> Cham.	duranta	X				
VOCHYSIACEAE						
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	vinhático					X
WINTERACEAE						
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	cataia		X	X	X	
Número de espécies	Total: 287	132	55	64	71	100

Efeito dos ecossistemas florestais na sua produtividade (biomassa) e diversidade em função das atividades antrópicas

Para responder à hipótese formulada no início da implantação do Sítio Ecosilvibras, foram instaladas parcelas experimentais permanentes em vários locais da ecorregião que foram monitoradas durante os 10 anos de vigência do projeto. Tal estrutura constituiu uma amostragem significativa da floresta de Araucária (Floresta Ombrófila Mista) e suas transições para outros ecossistemas, como a Floresta Estacional Semi-decidual e a Floresta Ombrófila Densa. Essa amostragem foi estabelecida, conforme sugerido por Alder & Synnott (1992), para cobrir uma ampla variação em termos de nível de antropização, desde áreas praticamente intactas até florestas que foram recentemente submetidas a corte raso e passaram pelo processo de regeneração.

Os pesquisadores do sítio apresentaram resultados obtidos a partir de intenso trabalho de determinação de biomassa pelo método destrutivo em florestas em diferentes graus de intervenção na ecorregião (Sanquetta & Balbinot 2004; Santos et al. 2006), que estão sintetizados na Tabela 3.

Os estudos de longo prazo demonstraram que as atividades antrópicas afetam efetivamente a produtividade primária dos ecossistemas monitorados. Florestas sem in-

tervenção antrópica seguem um curso natural da sucessão, com acúmulo sigmoidal de biomassa ao longo do tempo e a caracterização clássica dos três estágios de regeneração (inicial, médio e avançado). Obviamente ocorrem variações espaciais e temporais menores durante o curso do acúmulo de biomassa, mas a tendência sigmoidal se mantém, mesmo que ocorra uma estabilidade absoluta no final do curso da sucessão, que se caracteriza pela chamada *steady-state phase*, isto é, a *fase de equilíbrio dinâmico*.

Pelos resultados apresentados na Tabela 3, observa-se que a floresta em estágio mais avançado de regeneração (quase sempre com menor nível de intervenção antrópica) possui um maior estoque de biomassa e carbono que as florestas em estágios menos avançados. Evidencia-se que o estágio avançado de regeneração possui por volta de 462 t/ha de biomassa seca, correspondente a quase 190 t/ha de carbono, o que, por sua vez, implica em um montante de 697 t/ha de CO₂ equivalente. Esses valores referem-se aos compartimentos da biomassa acima do solo, abaixo do solo e do subdossel (sub-bosque) e não incluem o carbono do solo orgânico. Entretanto, com as reiteradas intervenções antrópicas, o curso da sucessão se altera, afetando também a produtividade e o acúmulo de biomassa nos ecossistemas (Watzlawick et al. 2003b;

Tabela 3. Biomassa seca (t/ha) e carbono (t/ha) nos compartimentos florestais nos diferentes estágios de regeneração da floresta de Araucária em General Carneiro, PR.

Nota: Biomassa seca e carbono, ambos em t/ha, estágios de regeneração conforme Resolução 02/94 Conama. Fonte: Adaptado de Watzlawick et al. (2005), no qual poderão ser consultadas as incertezas nas estimativas de intervalos de confiança com 99% de probabilidade.

Compartimento da Biomassa	Estágio de Regeneração da Floresta					
	Inicial		Médio		Avançado	
	Biomassa	Carbono	Biomassa	Carbono	Biomassa	Carbono
Madeira	32,65	13,82	73,81	31,49	155,75	66,45
Folhas/Acículas	2,50	1,07	5,61	2,39	7,59	3,25
Galhos vivos	28,07	11,40	63,51	25,82	187,18	76,08
Galhos mortos	1,00	0,44	4,06	1,70	2,76	1,17
Casca	4,90	1,96	20,58	8,32	40,17	16,32
Miscelânea	0,25	0,15	1,27	0,51	4,34	1,75
Total acima do solo	69,37	28,84	168,84	70,23	397,79	165,02
Serapilheira	7,90	2,99	8,59	3,30	7,60	2,90
Raízes (≥ 1cm de Ø)	38,17	14,84	40,00	15,76	36,14	13,61
Total abaixo do solo	46,07	17,83	48,59	19,06	43,74	16,51
Subdossel	23,80	9,60	21,17	8,46	20,46	8,03
Total geral	139,24	56,27	238,60	97,75	461,99	189,56

Weber & Sanquetta 2003; Watzlawick et al. 2004a; Watzlawick & Kirchner 2004; Watzlawick et al. 2004b; Watzlawick et al. 2004c; Weber et al. 2006). A Figura 2 mostra um modelo de sucessão da floresta de Araucária e suas transições sob diferentes níveis de intervenção antrópica.

Já no estágio médio de regeneração (quase sempre o nível intermediário de intervenção antrópica), a biomassa seca atinge aproximadamente 239 t/ha, o que representa aproximadamente 98 t/ha de carbono e 360 t/ha de CO₂ equivalente. Por sua vez, o estágio inicial (maior grau de intervenção antrópica) contém 139 t/ha de

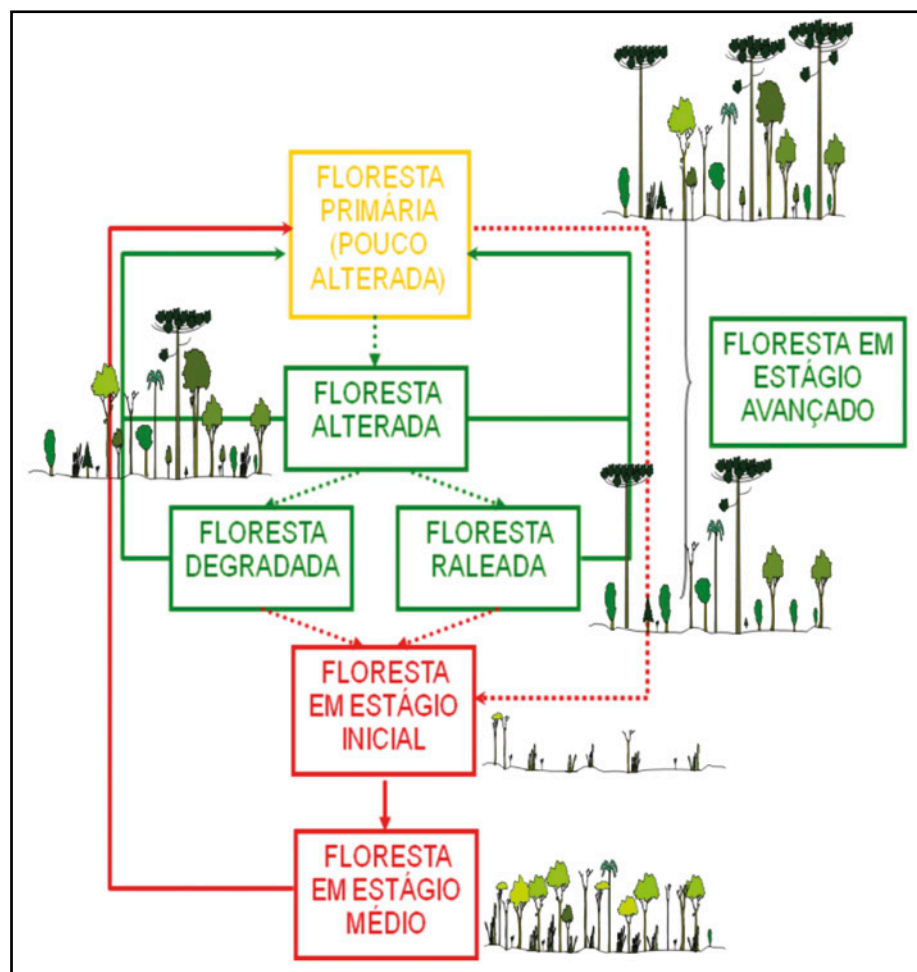


Figura 2. Modelo conceitual de regeneração da floresta de Araucária e suas transições sob diferentes níveis de intervenção antrópica.

Nota: Definição dos estágios seguem critérios da Resolução Conama 02/94. Linhas vermelhas significam degradação e verdes significam sucessão.

biomassa seca, com 56 t/ha de carbono, representando 205 t/ha de CO₂ equivalente.

A grandeza de biomassa e carbono nos estágios sucessionais ou de regeneração é crescente, obviamente porque no estágio mais avançado ocorrem indivíduos de maior diâmetro, altura e massa específica, devido à idade das árvores e à composição florística mais rica de espécies com madeiras duras (muitas delas consideradas *clímax*). Nos estágios inferiores, seguramente ocorrem indivíduos com menores diâmetros e altura que, apesar da maior densidade de plantas por hectare, não chegam a atingir valores expressivos de biomassa e carbono em comparação com os estágios de maior complexidade estrutural (Sanquetta et al. 2004a; Sanquetta & Ziliotto 2004; Sanquetta et al. 2004c; Sanquetta et al. 2004b).

Observa-se pela Figura 3 que os diferentes compartimentos têm participações diferenciadas nos três níveis sucessionais da floresta em termos de biomassa seca. No estágio inicial, a maior fração é de raízes, seguida da madeira, dos galhos vivos e do subdossel. Essas frações representam 87% da biomassa seca total. No estágio médio, a participação da madeira sobe para 30%; a dos galhos vivos, para 26%; enquanto a casca atinge 9%. Ocorrem reduções significativas para as frações raízes e subdossel. Já no estágio avançado, a participação dos galhos aumenta expressivamente, atingindo 40% da biomassa seca. A madeira também aumenta sua participação, enquanto a casca se estabiliza em termos percentuais. Os demais compartimentos apresentam participações pouco expressivas em termos relativos.

No tocante ao carbono (Figura 4), as proporções praticamente se mantêm, não havendo grandes diferenças em relação à biomassa seca, até porque os teores são relativamente estáveis para os tecidos vegetais da espécie, na faixa de 40% a 45%. O grupo de pesquisadores do Sítio Ecosilvibras sempre se preocupou também com a redução de emissões, conforme definido no Protocolo de Kyoto, visando contribuir para o desenvolvimento sustentável, por meio da explicitação que o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL, pode representar, valendo-se das florestas nativas e plantadas como um dos mais importantes mecanismos para mitigar os efeitos das mudanças climáticas e o potencial aquecimento global (Ziliotto et al. 2004).

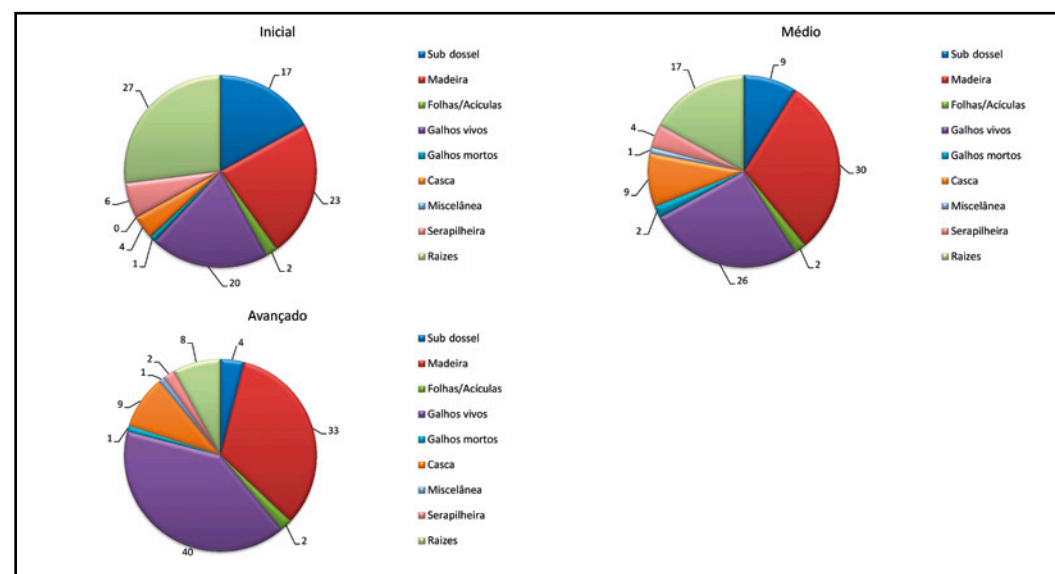


Figura 3. Participação percentual da biomassa seca em floresta de Araucária em diferentes níveis sucessionais.

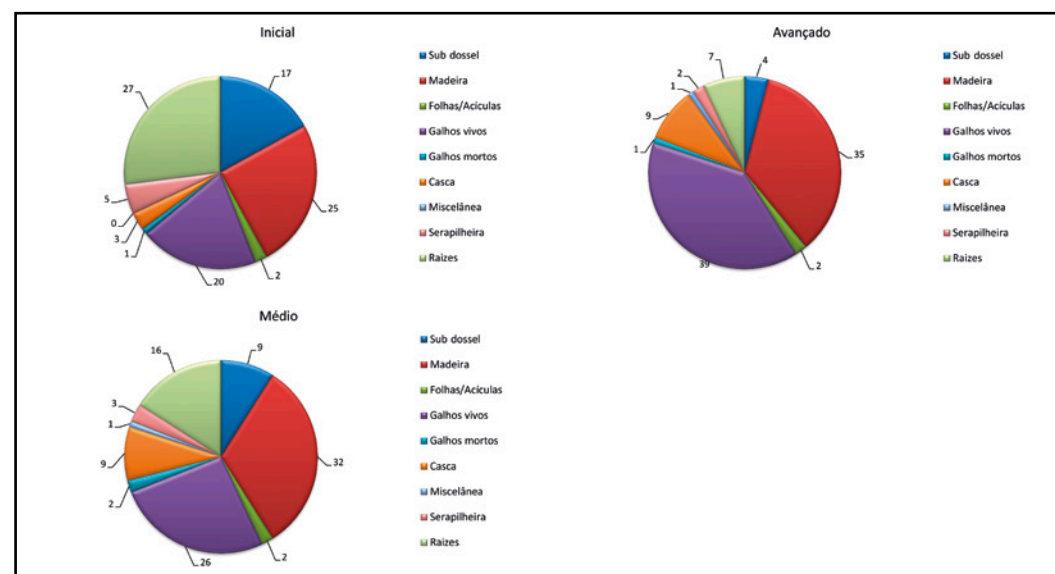


Figura 4. Participação percentual do carbono em floresta de Araucária em diferentes níveis sucessionais.

Redução da cobertura florestal no âmbito do bioma Mata Atlântica e tendências crescentes de fragmentação dos ecossistemas florestais

Em vários estudos realizados pela equipe do Sítio Ecosilvibras, evidenciou-se a redução gradual da cobertura florestal em todo o âmbito do bioma Mata Atlântica. No caso do Paraná, naturalmente a maior incidência dessa redução ocorreu na Floresta Ombrófila Mista, o que por similaridade pode se estender para os estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul (Péllico Netto 1971; Sanquetta & Mattei 2006).

Conforme divulgado por Sanquetta e Mattei (2006), as informações oriundas de três levantamentos independentes, obtidas nas florestas: Ombrófila Mista (floresta de Araucária), Ombrófila Densa (Floresta Atlântica) e Estacional Semidecidual, todos realizados com imagens de satélite Landsat pela Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná – Fupef, que possibilitaram efetuar o mapeamento dos seus remanescentes florestais. Entende-se, nesse contexto, floresta em estágio inicial, em estágio médio e em estágio avançado, conforme consta na Resolução Conama 02/94, que tem sido empregada como documento normativo para as definições tipológicas de florestas para fins de licenciamento ambiental no âmbito da Mata Atlântica. Como resultado, a cobertura atual soma uma área de aproximadamente 3,4 milhões de hectares, o que equivale a um remanescente da ordem de 17% da área do Estado e, se for considerado o cálculo em função apenas da área florestal original, esse percentual pode atingir aproximadamente 18%. Nesse mesmo contexto, esclarece Sanquetta e Mattei (2006), na floresta de Araucária, as classes tipológicas se configuram atualmente da seguinte maneira: estágio inicial – 11%, estágio médio – 11,4% e estágio avançado – 1,3%, portanto, por volta de 12,7% da superfície dessa formação original refere-se a florestas relativamente bem conservadas, cujo desmatamento está legalmente impedido devido aos seus atributos ecológicos relevantes. As reduções apresentadas implicam em aceitação crescente de ameaça de extinção de espécies endêmicas e de algumas espécies de baixa a baixíssima ocorrência, ou seja, aquelas consideradas eventos raros nos diversos ecossistemas que integram o bioma.

Conforme se pôde observar nos 10 últimos anos de existência do Sítio Ecosilvibras, o processo exploratório e o fracionamento dos ecossistemas continuam ocorrendo. Do ponto de vista probabilístico, cada fracionamento dos ecossistemas proporciona um aumento de ameaça à extinção de espécies, de acordo com a hipótese, apresentada e defendida por Lovejoy (1983), de que o fragmento mínimo para manter a estrutura dinâmica de um ecossistema é da ordem de 100 ha, mostrando

que fragmentações abaixo desse valor resultam em inviabilização da sobrevivência das espécies, tanto vegetais como animais, em longo prazo. Não foi concluída ainda a avaliação de tamanhos fragmentados dos remanescentes analisados no âmbito do Sítio Ecosilvibras, para comprovar ou refutar a hipótese proposta por Lovejoy (1983), de que existe tendência de aumento da probabilidade de extinção de espécies da biodiversidade nos ecossistemas estudados com o aumento da fragmentação.

Efeito das alterações antrópicas na sobrevivência de espécies e na sucessão florestal

Regeneração natural da *Araucaria angustifolia*

Em vista da evidente dizimação da cobertura florestal original da Floresta Ombrófila Mista, estudos acerca da capacidade regenerativa da *Araucaria angustifolia* demonstraram que distúrbios de ordem natural ou antrópica contribuem, de certa forma, para sua subsistência, como vendavais, incêndios e outros eventos (Sanquetta et al. 2005). Essa hipótese é amplamente defendida pelos pesquisadores do Sítio Ecosilvibras, no qual os aspectos mais relevantes para esse processo são: (a) Os pinhais em bom estado de conservação e livres de intervenção humana direta não terão sua perpetuidade assegurada apenas pela criação de Unidades de Conservação; (b) A senilidade e a insularização são fatos inegáveis e que precisam ser estudados mais profundamente; (c) Há premente necessidade de reformulação de políticas públicas para promover a restauração da Floresta Ombrófila Mista; (d) Existem variações em termos produtivos ($1,4$ e $3 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) da Floresta Ombrófila Mista que precisam ser tratadas com maior detalhamento; (e) A *Araucaria angustifolia* tem baixa capacidade regenerativa no sub-bosque dos pinhais em Floresta Ombrófila Mista não perturbada e aumenta sua capacidade regenerativa no sub-bosque dos pinhais em consequência do antropismo, conforme está apresentado na Figura 5 (Corte et al. 2007).

Foi possível constatar que na floresta adulta a distribuição de idades avança para uma tendência decrescente e gradual, o que mostra um processo de extinção progressiva provocada pela mortalidade dos indivíduos mais senis, sem regeneração contínua nessas áreas primárias. Tal evidência é de fundamental importância para a franca defesa de plantios puros, ou de adensamento da espécie em áreas exploradas, ou em processo sucessório inicial ou em curso.

A sucessão florestal se caracteriza por um processo *continuum* desde o estágio pioneiro, após uma catástrofe ou destruição do ecossistema, até o clímax. O processo sucessional tem sido avaliado nos últimos 10 anos com o teste de hipóteses

adicionais: (1) Regeneração natural precária da Araucária; (2) Crescimento lento da Araucária; (3) Altas taxas de mortalidade das regenerações de Araucária; (4) Colapso gradual do ecossistema; (5) Processo sucessional bloqueado.

Depois de anos de observações ecológicas, patrocinadas nos últimos anos pelo

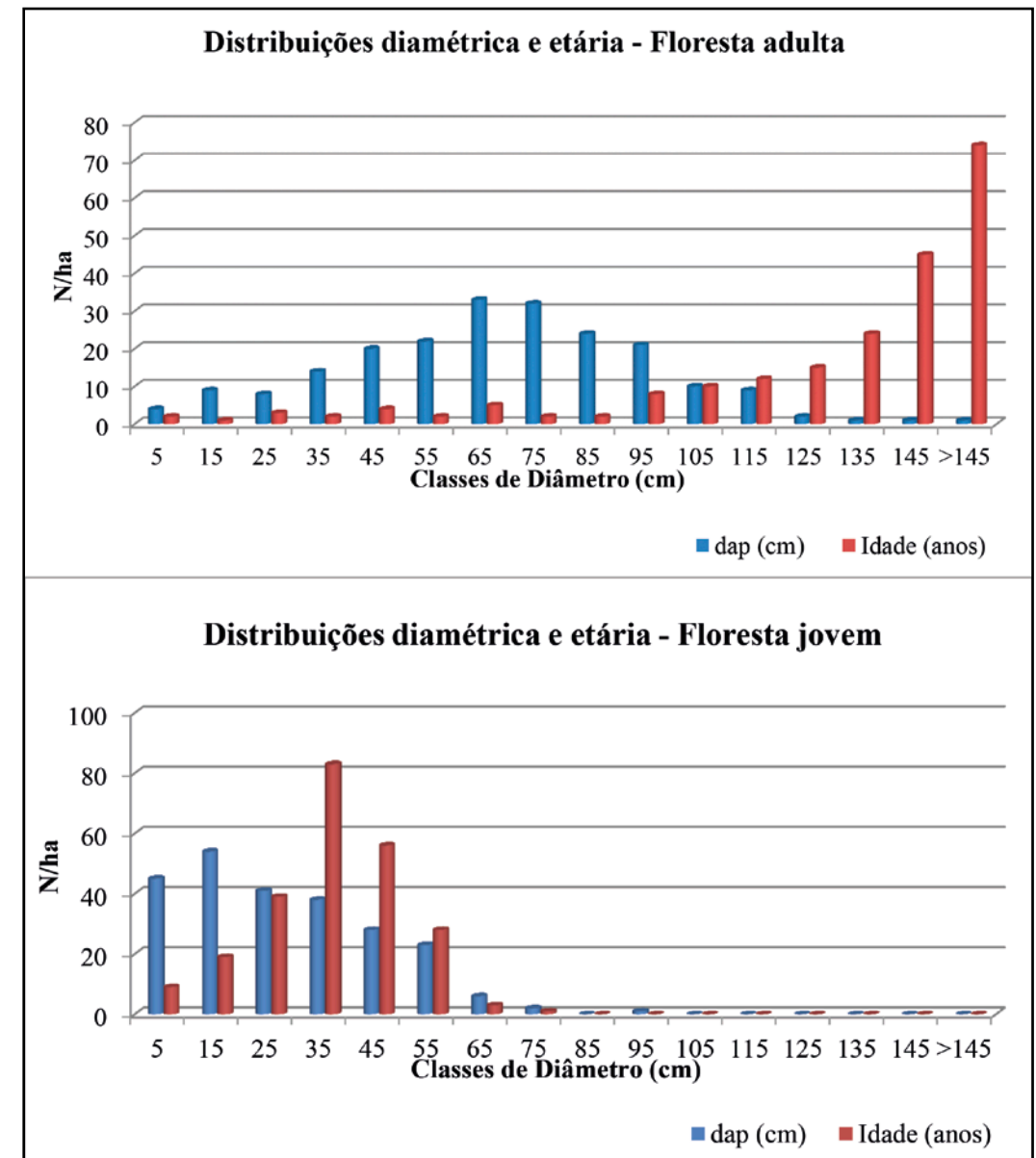


Figura 5. Distribuições diamétricas da Araucária em diferentes estágios sucessionais.

Sítio Ecosilvibras, é possível prever que, num cenário desprovido de distúrbios intensos e de larga escala, a floresta de Araucária perderia espaço e poderia até vir a se extinguir. Os poucos pinhais primários que remanescem são pobres em regeneração natural, predominando as centenárias Araucárias no dossel (Sanquetta et al. 2000). A hipótese científica de que os pinhais estão passando por um processo de senilidade já foi validada por diferentes estudos. Essa comprovação tem implicações ecológicas importantes e também traz à tona as discussões acerca das políticas de conservação dos remanescentes da floresta de Araucária, centradas na preservação integral e na prevenção de distúrbios como o fogo, por exemplo (Sanquetta et al. 2000).

Experimentações sobre a ação antrópica

A utilização de experimentação aplicada pôde também contribuir para comprovar a hipótese proposta (Sanquetta et al. 2005, 2006, 2007). O estudo sobre Manejo de Taquaras (Santos 2008) permitiu avaliar a dinâmica do ecossistema sob influência antrópica. Cinco tratamentos foram devidamente estruturados e implantados em áreas florestais antropizadas, conforme proposto por Sanquetta et al. (2005): T1 – Testemunha – nenhum controle da taquara; T2 – Corte único e abandono da taquara no próprio local; T3 – Corte único e remoção da taquara cortada para fora do local; T4 – Dois cortes anuais da taquara e seu abandono no próprio local; T5 – Corte único da taquara e roçada de outras plantas.

O trabalho de pesquisa funcionou como simulador da atividade antrópica. A intervenção na dominação do espaço vital por taquaras mostrou um resultado surpreendente na alteração do processo sucessório, principalmente pela liberação do efeito alelopático das taquaras no subdossel para a abertura de oportunidades para outras espécies arbóreas autóctones. Os resultados desse experimento mostraram o efeito marcante na recuperação das áreas artificialmente antropizadas, revelando significância nos resultados dos diversos tratamentos aplicados (Santos 2008).

O Subprojeto do Probio/MMA - Sassafrás: Bioecologia e Uso Sustentável

Este trabalho permitiu testar hipóteses sobre o retorno à produção de safrol, um óleo essencial de importância comercial e abundante nessa espécie, hoje ameaçada de extinção devido à forte ação antrópica por extrativismo. Seu escopo abrangeu: (a) Avaliar a regeneração natural do Sassafrás, que é intensa, porém a sobrevivência é baixa devido à concorrência e à demanda alta por luz; (b) Avaliar a fertilização de mudas produzidas em viveiro, bem como das retiradas da floresta, que favorecem a produção de folhas e afeta a proporção dos óleos essenciais; (c) Instalar uma unidade-piloto semi-industrial para a extração e a purificação dos

óleos essenciais do sassafrás, a qual foi implantada na Fazenda Gralha Azul da PUCPR – Fega, para extração de safrol apenas utilizando-se galhos e folhas, ou seja, valendo-se de uma proposta conservacionista e sustentável para a sobrevivência da espécie; (d) Considerar que o Brasil já foi o maior exportador de safrol do mundo e hoje se tornou importador desse óleo devido ao forte extrativismo.

A experimentação revelou resultados bastante significativos para o estrato arbóreo e para a regeneração natural do Sassafrás, conforme mostrado na Figura 6. A sobrevivência das espécies do estrato arbóreo no processo sucessório é consideravelmente restrita. A Figura 6 mostra uma forte redução da regeneração natural à medida que as mudas crescem em altura, superior a 95%. A mortalidade continua no estrato arbóreo, e os remanescentes avaliados em uma área de grande ocorrência de Sassafrás mostraram que existe forte correlação entre o número de regenerações e o número de matrizes na área natural, conforme se pode observar na Figura 7. Pode-se notar na Figura 7 que o ritmo de sobrevivência se dá com taxa de apenas 1,09 de regeneração para cada matriz remanescente na floresta. Tal evidência explica por que o Sassafrás entrou em processo de extinção, resultado do forte extrativismo para retirar o seu óleo essencial a partir da madeira das árvores adultas (Péllico Netto & Weber 2004).

Regeneração natural de todas as espécies ocorrentes no Sítio Ecosilvibras

As pesquisas sobre a regeneração natural estiveram sempre presentes entre os objetivos relevantes do projeto. Em 2000, ocorreu a primeira contribuição mais expressiva, com a avaliação de treze espécies ocorrentes na Floresta Estacional Semidecidual, localizada em Cássia/MG: (Amoreira - *Maclura tinctoria* (L.) D. Don ex Steudel, Bálsamo - *Myroxylon peruiferum* L., Canafistula - *Cassia ferruginea* Schrad. ex DC., Cajerana - *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., Cedro - *Cedrella fissilis* Vell., Guaritá - *Astronium graveolens* Jacq., Ipê-amarelo - *Handroanthus albus* (Cham.) Mattos, Jatobá - *Hymenaea courbaril* L., Jequitibá-branco - *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze, Jequitibá-rosa - *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze, Pereira - *Platiciamus regnelli* Benth., Peroba-rosa - *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. e Sassafrás - *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (Vidal 2000).

A amostragem foi intensa, variando-se o número de unidades para os diferentes métodos amostrais utilizados: Método de Área Fixa (250), Método de Strand (250), Método de Prodan (205) e Método dos Quadrantes (236). O melhor resultado dos estimadores amostrais, quando comparado com o censo, foi o obtido com o Método de Área Fixa, com apenas 4,3% de diferença a mais. Os demais métodos apresentaram distorções, dado que as metodologias que usam o critério probabilístico de

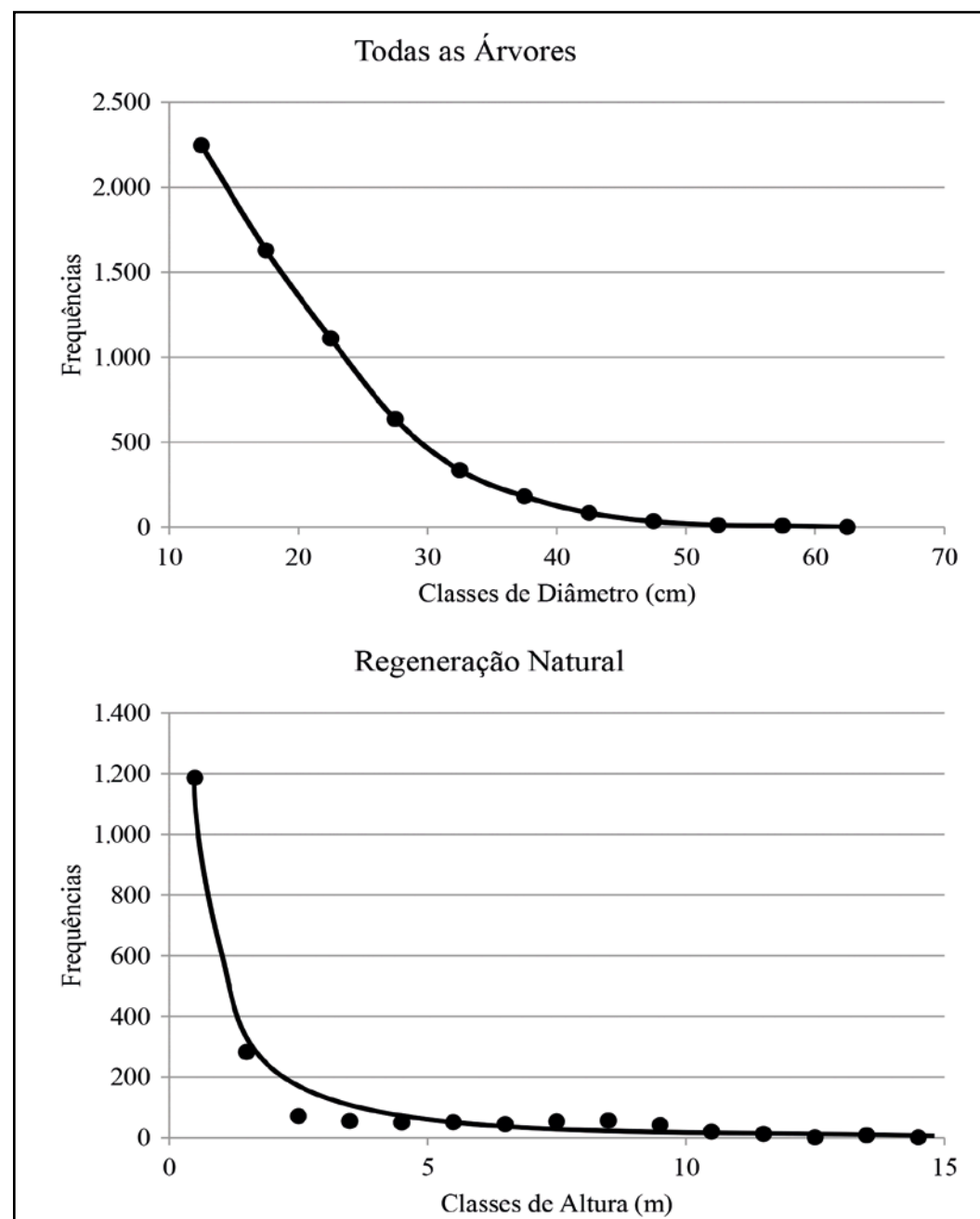


Figura 6. Resultados experimentais de sobrevivência no estrato arbóreo e na regeneração natural da espécie Sassafrás.

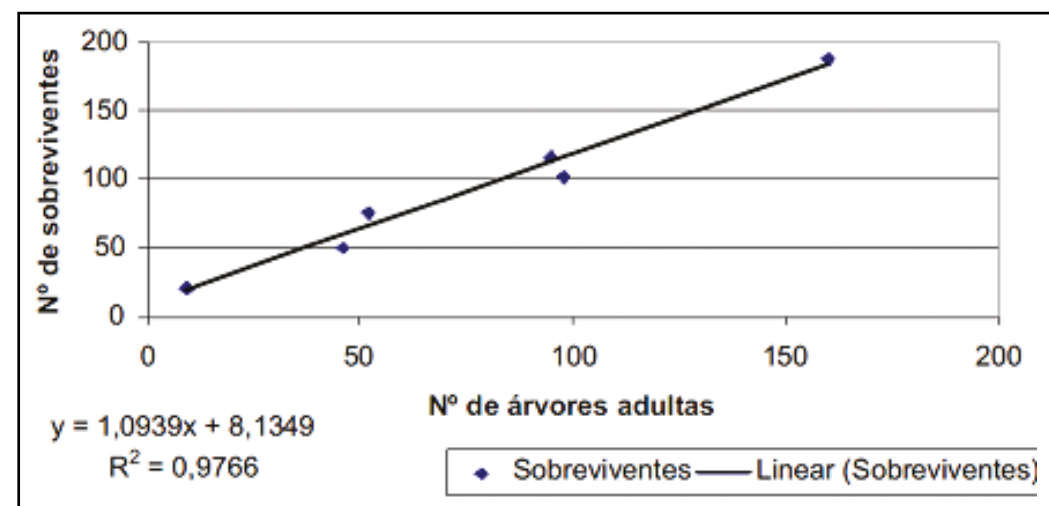


Figura 7. Correlação entre o número de sobreviventes de regeneração natural de Sassafrás e o número de árvores adultas remanescentes (matrizes).

seleção das plantas proporcional a uma grandeza — ppt — não foram consistentes para a avaliação da regeneração natural em florestas naturais: Strand – 30,8% de superestimativa, Prodan – 53,8% de subestimativa e Quadrantes – 49,1% de subestimativa (Vidal 2000). Pesquisas de comportamento das regenerações naturais das demais espécies, mais de cem, em cada uma das formações que compõem o bioma Mata Atlântica, vinculadas ao Sítio Ecosilvibras, permanecem sem avaliação.

Efeito na produção da biomassa do solo em função das alterações antrópicas

Microbiota do solo

Em trabalho de doutorado sobre a *Distribuição horizontal e vertical de microrganismos e fertilidade em solos de dois ecossistemas florestais: Floresta Ombrófila Mista e Povoamento Florestal com Pinus taeda L. em Tijucas do Sul/PR* (Osaki 2008), os seguintes aspectos foram pesquisados:

- Umidade – Estudo da variação do teor de umidade horizontal e vertical.
- Condição nutricional da serapilheira (tecido vegetal) – Estudo da variação dos elementos Ca, Mg, K, N e P na serapilheira.
- Fertilidade do solo – Análise da fertilidade vertical e horizontal do solo (pH, H+Al, Al, Ca, Mg, P, K, N, areia, argila e silte).
- Microrganismos do solo em duas estações do ano – Estudo das populações de

bactérias, fungos, actinomicetos, solubilizadores de fosfato e celulolíticos e da biomassa microbiana (inverno e verão).

- Biomassa do solo.

Concluiu-se, em síntese, que, na comparação entre os dois ecossistemas, a variável biomassa do solo se reduz em 20%, como resultado da diversidade da cobertura vegetal. Tal resultado foi estatisticamente comparado a 95% de probabilidade e mostrou-se significativo, conforme está apresentado na Tabela 4. Em estudos agrônômicos realizados em ambientes de culturas agrícolas, ou seja, onde os ecossistemas florestais foram eliminados, a biomassa no solo caiu para valores da ordem de 20% do observado em povoamento florestal com *Pinus*, ou seja, 4,50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (Osaki 2008).

Biomassa da floresta natural e plantada

Em diferentes trabalhos de mestrado e doutorado e em projetos de pesquisa realizados no Sítio Ecosilvibras por Coraiola e Péllico Netto (2003), Pizzato (1999), Sanquetta et al. (2001), Caldeira et al. (2004), Péllico Netto et al. (2008) e Longhi et al. (2006) sobre o crescimento e a produtividade florestal nas formações florestais do bioma Mata Atlântica e em povoamentos florestais de *Pinus* sp., foi possível comprovar os resultados em função da atividade antrópica, apresentados na Tabela 5.

Tais resultados, oriundos de trabalhos efetuados em áreas experimentais que integram o Sítio Ecosilvibras, permitiram demonstrar que a manutenção da alta di-

Tabela 4. Resultado da biomassa no solo avaliada nos dois ecossistemas estudados.

Ecossistemas	Biomassa no Solo	Diversidade de Espécies
Floresta Ombrófila Mista	7,02 $\mu\text{g.g}^{-1}$ A	Maior
Povoamento com <i>Pinus</i>	5,61 $\mu\text{g.g}^{-1}$ B	Menor

Tabela 5. Produtividade de biomassa florestal avaliada nos dois ecossistemas estudados entre 1999 e 2009.

* Produtividade estimada com base no trabalho de Coraiola (2003).

** Produtividade estimada com base no trabalho de Mognon (2011).

*** Produtividade em povoamentos de *Pinus* no Sul do País (Schumacher et al. 2002).

Ecossistemas	Produtividade de Biomassa	Diversidade de Espécies
Floresta Estacional Semidecidual*	6 t.ha ⁻¹ 10 anos ⁻¹	120-140 espécies
Floresta Ombrófila Mista**	7,5 t.ha ⁻¹ .10 anos ⁻¹	60-80 espécies
Povoamento com <i>Pinus</i> ***	106 t.ha ⁻¹ 10 anos ⁻¹	1 espécie

versidade natural dos ecossistemas é adversa ao interesse econômico dos detentores de remanescentes florestais naturais. Essa evidência mostra que apoiar os proprietários que mantêm remanescentes intocados com incentivos advindos da Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação – Redd, ou seja, apoiar os verdadeiros conservacionistas por *desmatamento evitado* é a proposta mais sensata até o momento concebida para a conservação da biodiversidade brasileira e para a redução de emissões no conturbado contexto das mudanças climáticas (Corte 2010).

Desenvolvimento de sistemas computacionais

Durante toda a execução do projeto, esteve presente a preocupação com o desenvolvimento de sistemas computacionais para facilitar as diversas etapas que integram as atividades, desde os inventários e estudos ecológicos até a formalização dos planos de manejo. Constituíram temas para tais desenvolvimentos, a identificação de espécies, a caracterização fitossociológica dos ecossistemas estudados, a simulação de alternativas de manejo e conservação, entre outros (Barra et al. 2004; Rossi et al. 2007a; Rossi et al. 2007b).

Até o presente momento, os seguintes sistemas computacionais foram desenvolvidos:

- **ARAUSIS:** Simulador de dinâmica e da produção da floresta de Araucária.

Situação atual: finalizado (em fase de aperfeiçoamento).

Responsável: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta.

- **DENDROSYS:** Identificador informatizado de espécies florestais da floresta de Araucária.

Situação atual: finalizado (em fase de aperfeiçoamento).

Responsáveis: Prof. Dr. Júlio Eduardo Arce e Prof. Dr. Sylvio Péllico Netto.

- **FLOREXEL:** Sistema de análise fitossociológica.

Situação atual: finalizado (em fase de aperfeiçoamento).

Responsável: Prof. Dr. Júlio Eduardo Arce.

- **ARAUCERT:** Sistema de informações para fins de certificação florestal no bioma Floresta Ombrófila Mista.

Situação atual: finalizado (em fase de aperfeiçoamento).

Responsável: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta.

- **SIG_NATIVAS:** Sistema de informações geográficas para florestas naturais de Araucária no Estado do Paraná.

Situação atual: finalizado (em fase de aperfeiçoamento).

Responsável: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta.

- **SINFLOR:** Sistema de inventário florestal para florestas naturais e plantadas.

Situação atual: em fase de desenvolvimento.

Responsáveis: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta e Prof. Dr. Júlio Eduardo Arce.

• **FITTOANÁLISE:** Sistema desenvolvido para análise fitossociológica e inventário florestal de comunidades vegetais nativas.

Situação atual: em fase de desenvolvimento.

Responsáveis: Luiz Alberto Carvalho Júnior, Doádi Antônio Brena, Solon Jonas Longhi e Maristela Machado Araújo.

Com a dinâmica e os avanços alcançados até o momento, o objetivo deste trabalho será atingir o desenvolvimento de um Sistema de Informações Ecoflorestais – EcoSilviNet.

Discussão

Diversidade de espécies arbóreas

A diversidade de espécies arbóreas da floresta de Araucária e suas transições foram amplamente estudadas nos últimos 10 anos de vigência do PELD no Sítio Ecosilvibras, porém ainda permanecem pendências de detalhamentos de táxon em nível de espécie (48 de 287), conforme se pode observar na Tabela 2, devido à falta de material de referência nos herbários utilizados para as classificações. Tal objetivo deverá ser atingido com adicional esforço dos pesquisadores na segunda fase de continuidade dos trabalhos de pesquisas ecológicas no Sítio Ecosilvibras.

Ecossistemas florestais e as atividades antrópicas

De tudo o que se apresentou, pode-se concluir que os pinhais em bom estado de conservação e livres de intervenção humana direta não terão sua perpetuidade assegurada apenas pela criação de Unidades de Conservação. A senilidade e a insularização são fatos inegáveis e que precisam ser estudados mais profundamente para se encontrar formas de manter vivo o ecossistema da floresta de Araucária. Políticas públicas, nesse sentido, estão sendo sugeridas e devem ser priorizadas, como o manejo florestal de áreas exploradas e o incentivo para reflorestamentos da Araucária.

A base de observação de longo prazo da floresta de Araucária estabelecida pelo Sítio Ecosilvibras está de acordo com a teoria ecológica de que esse ecossistema demanda distúrbios para sua sobrevivência e que o antropismo está contribuindo para isso, desde que as formações florestais não sejam removidas em larga escala e que existam fonte de propágulos. Assim, considerando os números da cobertura florestal dos estados sulinos, no que tange à floresta de Araucária, pode-se afirmar que a Araucária e sua biota associada têm grandes chances de não sofrer o processo irreversível de extinção que tem sido apregoado.

As pesquisas realizadas no âmbito do Sítio Ecosilvibras demonstram que a flo-

resta de Araucária e suas transições passam por uma dinâmica em sua estrutura, composição e produtividade, notadamente no acúmulo de biomassa e carbono, conforme demonstrou a síntese dos resultados apresentados neste capítulo. A tese supramencionada foi concebida com base em experiências adquiridas de manejo dos ecossistemas remanescentes em unidades experimentais que integraram o Sítio Ecosilvibras. Por essa razão, cabe um aprimoramento e a validação dessa tese para áreas mais amplas, suportadas por sínteses de outras experiências de pesquisa efetuadas no bioma Mata Atlântica.

Desenvolvimento de produtos (softwares)

O desenvolvimento de *softwares* com aplicação ecológica constituiu uma importante contribuição do sítio para favorecer e proporcionar agilidade e padronização dos resultados frente ao processamento com extensa base de dados. Foi identificado, no período de vigência do programa, que modelagem matemática de dados e processamento estatístico desses dados requerem suporte computacional, que muitas vezes ainda não estava disponível na literatura. Apesar de o sítio ter desenvolvido todas as ferramentas anteriormente citadas, reconhece-se que são muitas as demandas ainda existentes para serem suprimidas até que se consiga o sistema pretendido: EcoSilviNet.

Manejo dos remanescentes da floresta de Araucária e suas transições

A Mata Atlântica é um bioma consideravelmente antropizado. As áreas protegidas conservam parte das funções e da biodiversidade do ecossistema original. Os distúrbios naturais e principalmente o antropismo têm transformado o bioma, reduzindo-o a fragmentos desconexos, empobrecidos em diversidade e estrutura e com menor produtividade primária.

Em conclusão, a base de observação de longo prazo da floresta de Araucária estabelecida pelo Sítio Ecosilvibras dá suporte à teoria ecológica de que o ecossistema demanda distúrbios para sua subsistência e que o antropismo pode até estar contribuindo para isso, desde que as formações florestais não sejam removidas em larga escala e que existam fonte de propágulos. Assim, considerando os números da cobertura florestal dos estados sulinos, no que tange à floresta de Araucária, poderia se afirmar que a Araucária e sua biota associada têm grandes chances de não sofrer o processo irreversível de extinção que tem sido apregoado. É importante prosseguir com as avaliações científicas de longo prazo, em função da necessidade de se comprovar esses efeitos em larga escala, assim como analisar outras implicações além da regeneração da Araucária. A existência de apoio governamental e o incentivo para o plantio da

Araucária serão fundamentais para assegurar a sobrevivência dessas espécies.

Vários projetos têm sido apoiados pelo Sítio Ecosilvibras, cujos temas prioritários devem prosseguir: biodiversidade, ciclos biogeoquímicos (com ênfase no ciclo do carbono), efeitos antrópicos, silvicultura de espécies nativas e uma análise de todo o contexto desses temas para a compreensão das mudanças climáticas e suas consequências na estabilidade ecológica dos ecossistemas florestais.

Criação de infraestrutura de excelência para estudos avançados no bioma Mata Atlântica

O projeto ao longo dos últimos 10 anos permitiu os seguintes avanços:

- Estruturação da rede de parcelas permanentes (6.250 parcelas de 100 m²).
- Estruturação do banco de dados relacional. Foi desenvolvido um banco de metadados em parceria com a RedeMap (MMA): www.redemap.org. O banco está sendo disponibilizado em vários níveis de acesso à comunidade via Internet. O banco de dados completo, em ambiente SIG, é de uso restrito e contempla todas as informações geradas durante 10 anos do PELD.
- Criação de uma unidade de estudo de carbono – Biofix – UFPR.
- Criação de uma unidade para processamento e purificação de óleos essenciais de essências florestais – Bioessen – PUCPR.
- Criação de uma unidade de estudo de carbono – Labelfo – UFSM.
- Criação de um Laboratório de Dendrologia e Fitossociologia Florestal – Labfito – UFSM.
- Implantação de duas estações meteorológicas para aquisição de dados climáticos, uma em Tijucas do Sul (PR) e a outra em Fazenda Rio Grande (PR).

Sugestões para a formulação de políticas públicas para o manejo das florestas de Araucária e suas transições

As seguintes políticas públicas, fundamentadas nos trabalhos científicos desenvolvidos, foram sugeridas pelo sítio:

- Como a perpetuidade dos remanescentes da floresta de Araucária não está assegurada apenas pela criação de Unidades de Conservação, será fundamental que o Poder Público assimile o que a teoria ecológica comprovou, ou seja, que o ecossistema demanda distúrbios para sua subsistência e que o antropismo pode estar contribuindo para isso, desde que as formações florestais não sejam removidas em larga escala e que existam fonte de propágulos.
- Deverão ser criados mecanismos que incentivem o reflorestamento da Araucária.
- O manejo florestal dos remanescentes florestais pode, através de procedimen-

tos de adensamento, ser conduzido visando a ampliação de número de indivíduos das espécies ameaçadas de extinção, como o sassafrás [*Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer].

- Na criação de Unidades de Conservação nas florestas privadas, dever-se-ia permitir também outras modalidades, como reservas biológicas, reservas para conservação genética, reservas ecológicas, entre outras, visando permitir maior adesão dos produtores rurais no movimento conservacionista, uma vez que mais de 90% dos remanescentes florestais do País são de domínio privado (Péllico Netto et al. 2004).
- Apoiar os proprietários que mantêm remanescentes intocados com incentivos advindos da Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação – Redd, premiando-os por desmatamento evitado.

Formação de recursos humanos para atuação em conservação e manejo de recursos florestais naturais

Além da produção científica, a formação de recursos humanos no Sítio Ecosilvibras foi expressiva. A Tabela 6 mostra o resultado conjunto dessa importante contribuição nos últimos 10 anos.

Perspectivas para a continuidade dos estudos

Nos vários momentos, essa questão foi dirigida aos coordenadores do Sítio Ecosilvibras, ao longo do período de vigência do projeto ela foi respondida sempre da mesma maneira: as pesquisas terão continuidade nas unidades experimentais que o integram. Ocorrerá decréscimo de iniciativas e retração no número de projetos efetivos, principalmente de iniciação científica. As equipes que o integram são consolidadas, têm mantido intensa atividade de pesquisa e continuam orientando um expressivo número de mestrandos e doutorandos. Será imprescindível solicitar apoio financeiro em outras fontes de financiamento para assegurar as necessidades de custeio, principalmente para a continuidade e manutenção da rede de parcelas permanentes.

O Programa permitiu o estabelecimento de uma forte base de informações e potencializará a realização de projetos de pesquisa sobre ecologia das espécies florestais, seu manejo sustentável e o uso de produtos e benefícios sociais daí decorrentes. Lamentavelmente, a interação intrassítio, sem a continuidade do apoio do CNPq, deverá decrescer gradualmente. A maioria das unidades experimentais que o integram é privada e constitui unidades de produção florestal. Como tal, tem em

Tabela 6. Produção científica e formação de recursos humanos realizadas pelo Sítio Ecosilvibras no período de 1999 a 2009.

Produção Científica e Formação de Recursos Humanos	Total Geral
Artigos em Revistas indexadas	130
Artigos no Prelo	53
Capítulos de Livro no Prelo	3
Capítulos de Livros	25
Desenvolvimento de Produtos (<i>softwares</i>)	16
Iniciação Científica	110
Livros	31
Monografias de Cursos de Aperfeiçoamento e Especialização	13
Participação em Eventos	61
Dissertações	38
Teses	56
Trabalhos Completos Apresentados em Eventos	159
Trabalhos Técnico-científicos	117
Trabalhos de Conclusão de Curso de Graduação	18
Trabalhos Resumidos Apresentados em Eventos	75

seu escopo conceptivo o caráter de perpetuidade na atividade florestal, portanto as pesquisas nessas áreas são fundamentais para o aprofundamento de conhecimentos que subsidiarão seu processo evolutivo. O apoio logístico com alojamentos, veículos e pessoal local sempre foi atendido com presteza, ao contrário das unidades vinculadas ao setor público, que, muitas vezes, demonstravam apenas uma extraordinária boa vontade.

Pôde-se mensurar o desempenho global do projeto pela produção científica e tecnológica até então conquistada, que foi compatível com as expectativas anteriormente propostas. Os trabalhos científicos, as dissertações e teses desenvolvidas no período de vigência do projeto expressam importante avanço sobre a ecologia dos diversos ecossistemas estudados. Destaque deve ser feito à geração tecnológica conseguida pelo desenvolvimento de sistemas computacionais e *soft-*

wares aplicados a estudos ecológicos, especialmente efetuados em ecossistemas florestais, o que representa expressiva contribuição para a rede de pesquisas.

O sítio desenvolveu também tecnologia para a extração e a purificação de óleos essenciais, financiada pelo Probio, estando já em pleno funcionamento uma unidade-piloto semi-industrial, instalada na Fazenda Experimental Gralha Azul, da PUCPR, com pesquisas em óleo-química efetuadas com as espécies Sassafrás (*Ocotea odorifera*), Erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e Craveiro (*Pimenta pseudocaryophyllus*).

Destaca-se também a expressiva contribuição dos pesquisadores do sítio, concernente a avanços em estudos de carbono em ecossistemas florestais, com ênfase na conquista da UFPR como Centro de Excelência – Biofix, e o Labeflo, na UFSM.

A opinião dos pesquisadores do Sítio Ecosilvibras é a de que a criação do *Programa de pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, foi uma das mais felizes iniciativas do CNPq. O fortalecimento estrutural de equipes com apoio contínuo permitiu aprofundar conhecimentos sobre a flora e a fauna brasileiras, visando, fundamentalmente, conseguir embasamento para a conservação dos recursos naturais nos mais importantes biomas brasileiros, para conhecer melhor sua biodiversidade, para gerar conhecimentos de como manejá-los apropriadamente e para gerar produtos deles advindos capazes de assegurar a sustentabilidade na produção de produtos florestais no País.

O PELD promoveu efeito multiplicativo na produção científica do grupo de pesquisadores envolvido com o projeto e conseguiu a adesão de muitos jovens que desejaram integrar e participar ativamente dessa oportunidade única, porque seus recursos garantiram a consistência e a continuidade das pesquisas ecológicas propostas pelo sítio, que são essenciais para os estudos de longa duração. O Sítio Ecosilvibras se tornou uma referência nacional e internacional em vários temas pesquisados no âmbito da floresta de Araucária e de suas transições, razão pela qual a sua identidade e seus propósitos devem continuar vivos, porque a hipótese originalmente estabelecida em 1998 sobre os efeitos nefastos e inconsequentes do antropismo radical (remoção das florestas em larga escala) sobre os ecossistemas florestais brasileiros está mais que evidente, principalmente quando se observa com frequência as expressivas catástrofes — como enchentes, deslizamentos e desmoronamentos de encostas, erosão dos solos —, que vêm abalando o equilíbrio e a segurança das populações urbanas.

Os custos sociais gerados pela inflexibilidade e a grande dificuldade dos governos em alterar o eixo filosófico do antropocentrismo continuarão gerando consequências irreparáveis para a conservação da biodiversidade e para a estabilidade climática. Várias iniciativas foram tomadas como contribuição do trabalho execu-

tado no Sítio Ecosilvibras, com destaque para as seguintes ações, algumas delas ainda em processo de consolidação:

- Criação do Parque Estadual das Araucárias em General Carneiro – Bituruna/PR, proposto pela UFPR.
- Criação do Centro de Excelência em pesquisa sobre o carbono em ecossistemas florestais – Biofix, na UFPR.
- Criação do Laboratório de Dendrologia e Fitossociologia Florestal – Labfito, na UFSM.
- Criação do Laboratório de Ecologia Florestal – Labelfo, na UFSM.
- Criação do Vivat Floresta Park, em Tijucas do Sul/PR, na PUCPR.
- Criação de uma Unidade de Conservação para proteger o Sassafrás, na PUCPR.
- Criação do Parque Ecológico do Jequitibá, em Cássia/MG.
- Criação da Sala Verde na PUCPR, visando introduzir os jovens colegiais ao mundo da ecologia e da conservação da natureza.
- Estabelecimento de várias ações interativas com colégios para visitas às áreas que integram o sítio.

Existe concordância entre os coordenadores e pesquisadores do Sítio Ecosilvibras de que deve existir maior interação entre os demais sítios que fazem parte do PELD. Adicionalmente, também com a mesma importância, cabe destacar a necessidade de maior articulação com outros grupos de pesquisa que estudam o bioma Mata Atlântica. Essa abordagem multidisciplinar está direcionando as novas frentes de pesquisas no sítio em questão. Espera-se que essa ampliação, em termos de conhecimento, possa gerar para o bioma Mata Atlântica maior produção científica, bem como avanços mais expressivos em termos de conhecimento.

Literatura citada

- Alder, A., and T. J. P. Sinnott. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Barra, O. S. V., M. E. M. Alvarez, e C. R. Sanquetta. 2004. FLORESTA: un software para monitorear el almacenaje de carbono en la vegetación. Páginas 98-106 in Sanquetta, C. R., e M. A. B. Ziliotto, editores. Carbon: global market and science (Carbono: Ciência e Mercado Global). Edição Carlos Roberto Sanquetta, Curitiba, Brasil.
- Barth Filho, N. 2002. Monitoramento do crescimento e produção em Floresta Ombrófila Mista com uso de parcelas permanentes. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Borsoi, G. A. 2005. Subsídios para o manejo florestal de uma Floresta Ombrófila Mista em estágio avançado de regeneração natural. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil.
- Brezley, M. 1981. O grande livro internacional de selvas & florestas. Art Editora Ltda. São Paulo, Brasil.
- Caldeira, M. V. W., R. V. Soares, e L. F. Watzlawick. 2004. Estimativa de biomassa em espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista – General Carneiro – PR. Biomassa & Energia 1: 291-310.
- Caraco, N. M., and G.M. Lovett. 1989. How can the various approaches to studying long-term ecological phenomena be integrated to maximize understanding? Pages 186-184 in G. E. Likens, editor. Long term studies in ecology: Approaches and alternatives. Springer-Verlag, New York, USA.
- Carvalho, P. E. R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. EMBRAPA, Brasília, Brasil.
- Coraiola, M. 1997. Caracterização estrutural de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Cássia – MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Coraiola, M. 2003. Dinâmica de uma Floresta Estacional Semidecidual - MG: Amostragem com processos de amostragem em múltiplas ocasiões. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Coraiola, M., e S. Péllico Netto. 2003. Levantamento da composição florística de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada em Cássia, MG. Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais 1: 11-21.
- Corte, A. P. D. 2010. Metodologia para detecção de mudança em projetos de redução de emissões do desmatamento e da degradação florestal (REDD). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Corte, A. P. D., G. G. Canalez, e C. R. Sanquetta. 2007. Caracterização da estrutura vertical e do dossel de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. *Ambiência* 3: 13-25.
- Dillewijn, J. F. van. 1966. Inventário do Pinheiro no Paraná. CERENA, Curitiba, Brasil.
- Eduardo, R. P. 1974. A madeira em Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Escola de Florestas. 1967. Inventário florestal de reconhecimento das florestas de Araucária das formações sedimentares do paleozoico nos Estados do Paraná e Santa Catarina. Escola de Florestas, Curitiba, Brasil.
- Franklin, J. F. 1989. Importance and justification of long-term studies in ecology. Pages 13-19 in G. E. Likens, editor. Long-term studies in ecology: Approaches and alternatives. Springer-Verlag, New York, USA.
- FUPEF (Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná). 1978. Inventário Florestal do Sul do Brasil. FUPEF/IBDF, Curitiba, Brasil.
- Heinsdijk, D. 1959. Volumes do pinheiro. Páginas 176-200. Boletim número 1 do Setor de Inventários Florestais. Serviço Florestal, Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro, Brasil.
- Heinsdijk, D. 1972. Forestry in southern Brazil. IBDF, Rio de Janeiro, 1972.
- IBDF (Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal). 1984. Inventário florestal nacional: florestas nativas, Paraná, Santa Catarina. Brasília: IBDF, Brasil. 345p.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 1992. Manual técnico de vegetação brasileira. Editora IBGE, Rio de Janeiro, Brasil.
- Koehler, A. B., S. Péllico Netto, e C. R. Sanquetta. 1998. Análise da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista semidevastada, fazenda Gralha Azul, região metropolitana de Curitiba, com implicações ao manejo. Revista Acadêmica 1: 37-60.
- Longhi, S. J. 1980. A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze., no sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

- Longhi, S. J. 1997. Agrupamento e análise fitossociológica de comunidades florestais na sub-bacia hidrográfica do rio Passo Fundo – RS. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Longhi, S. J., A. R. T. Nascimento, F. D. Fleig, J. B. Dellaflora, R. A. Freitas, e L. W. Charão. 1999. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal no município de Santa Maria - Brasil. *Ciência Florestal* 9: 115-133.
- Longhi, S. J., D. A. Brena, J. F. Gomes, I. S. Narvaes, G. Berger, e A. J. Soligo. 2006. Classificação e caracterização de estágios sucessionais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Ciência Florestal* 16: 113-125.
- Lovejoy, T. E., and Bierregaard Jr., R. O. 1983. Central Amazonian forests and the minimal critical size of ecosystems project. Pages 377-384 in S. L. Sutton, T. C. Whitmore, and A. C. Chaddwick, editors. *Tropical rain forest: Ecology and management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- Maack, R. 1931. Urwald und savanne in landschaftsbild des staates Paraná. *Zeitschrift Gesellschaft für Erdkunde* 3: 95-116.
- Maack, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. José Olímpio Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Mognon, F. 2011. Dinâmica do estoque de carbono como serviço ambiental prestado por um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana localizado no sul do estado do Paraná. 2011. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Montoya-Maquim, J. M., e G. F. Matos. 1967. Un enfoque fisonómico-estructural para la descripción de la vegetación. *Turrialba* 17: 197-207.
- Orellana, E. 2009. Funções densidade de probabilidade no ajuste da distribuição diamétrica de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná, Irati, Brasil.
- Osaki, F. 2008. Distribuição espacial de micro-organismos e fertilidade em solos de dois ecossistemas florestais: Floresta Ombrófila Mista e povoamento florestal com *Pinus taeda* L. em Tijuca do Sul – PR. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Péllico Netto S., C. R. Sanquetta, e D. A. A. Brena. 2002. Floresta de Araucária e Transições. p.167-184 Em: U. Seeliger, C. Cordazzo, e F. Barbosa, editores. *Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD – CNPq)*. Belo Horizonte, Brasil.
- Péllico Netto S., E. E. Kauano, M. Coraiola, S. H. Weber, e S. Erdelyi. 2008. Estimativa do potencial de neutralização de dióxido de carbono no programa Vivat Neutracarbo em Tijuca do Sul, Agudos do Sul e São José dos Pinhais, PR. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais* 6: 293-306.
- Péllico Netto, S. 1971. Recursos florestais do sul do Brasil. *Floresta* 3: 68-74.
- Péllico Netto, S., A. Koehler, e S. Ederlyi, S. 2004. Conservacionismo privado: Vivat Floresta Sistemas Ecológicos, um modelo integrativo da PUCPR e da Instituição Filantrópica Sergius Ederlyi. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais* 2: 37-46.
- Péllico Netto, S., e S. H. Weber. 2004. Sobrevida da regeneração natural de *Sassafrás (Ocotea odorifera (Vell.) Rower)*. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais* 4: 51-54.
- Pizzato, W. 1999. Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo-PR: 1995-1998. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Reitz R., e R. M. Klein. 1966. Araucariáceas. In: R. Reitz, editor. *Flora Ilustrada Catarinense*. Editora do Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí, Brasil.
- Ribeiro, S. B., S. J. Longhi, D. A. Brena, e A. R. Nascimento. 2007. Diversidade e classificação da comunidade arbórea da floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS. *Ciência Florestal* 17: 101-108.
- Rossi, L. M. B., H. S. Koehler, C. R. Sanquetta, e J. E. Arce. 2007a. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. *Floresta* 37: 275-291.
- Rossi, L. M. B., H. S. Koehler, J. E. Arce, e C. R. Sanquetta. 2007b. Modelagem de recrutamento em florestas. *Floresta* 37: 453-467.
- Sanquetta C. R., e E. Mattei. 2006. Perspectivas da recuperação e do manejo sustentável das Florestas de Araucária. Edição Carlos Roberto Sanquetta, Curitiba, Brasil.
- Sanquetta C. R., and M. A. B. Ziliotto. 2004. Carbon: global market and science (Carbono: Ciência e Mercado Global). Edição Carlos Roberto Sanquetta, Curitiba, Brasil.
- Sanquetta C. R., R. Balbinot, e M. A. B. Ziliotto. 2004a. Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas. Edição dos autores, Curitiba, Brasil.
- Sanquetta, C. R., e R. Balbinot. 2004. Métodos de determinação de biomassa florestal. Páginas 47-61 in C. R. Sanquetta, R. Balbinot, e M. A. B. Ziliotto, editores. *Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas*. Edição dos autores. Curitiba, Brasil.
- Sanquetta, C. R., A. P. D. Corte, A. M. Salzmann, e L. Vulcanis. 2007. Dinâmica de um remanescente de floresta Ombrófila Mista no sul do Paraná sobre influência de taquaras. *Ambiência* 3: 65-78.
- Sanquetta, C. R., A. P. D. Corte, e R. L. Eisfeld. 2003. Crescimento, mortalidade e recrutamento em duas florestas de Araucária no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Ciências Exatas e Naturais* 5: 101-112.
- Sanquetta, C. R., A. P. Dalla Corte, L. Vulcanis, D. J. Morel Berni, e A. Biscaia. 2006. Estabelecimento de plântulas de espécies arbóreas em um experimento de controle de taquaras (Bambusoideae) no sul do Paraná, Brasil. *Revista Ciências Exatas e Naturais* 8: 163-177.
- Sanquetta, C. R., A. P. Dalla Corte, L. Vulcanis, e D. J. Morel Berni. 2005. Sobrevida de mudas de *Araucaria angustifolia* plantadas em experimento de controle de taquaras (Bambusoideae) no sul do Paraná, Brasil. *Revista Floresta* 35: 127-135.
- Sanquetta, C. R., A. P. Dalla Corte, R. Balbinot, M. C. B. S. Leal, e M. A. B. Ziliotto. 2004b. Proposta metodológica para quantificação e monitoramento do carbono estocado em florestas plantadas. Pages 240-265 in C. R. Sanquetta, and M. A. B. Ziliotto, editors. *Carbon: global market and science (Carbono: ciência e mercado global)*. Edição Carlos Roberto Sanquetta, Curitiba, Brasil.
- Sanquetta, C. R., e A. P. Dalla Corte. 1998. Composição florística, estrutura e dinâmica de um fragmento florestal com *Araucaria angustifolia* no sudoeste paranaense. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais* 9: 3-28.
- Sanquetta, C. R., L. F. Watzlawick, M. V. Schumacher, e A. A. Mello. 2001. Relações individuais de biomassa e conteúdo de carbono em plantações de *Araucaria angustifolia* e *Pinus taeda* no sul do estado do Paraná, Brasil. *Anais do Simpósio Latino-Americano sobre Manejo Florestal*. Santa Maria, 415-427.
- Sanquetta, C. R., R. Balbinot, e M. A. B. Ziliotto. 2004c. Fixação de carbono: Atualidades, projetos e pesquisas. *Anais do II Simpósio Latino-Americano sobre Fixação de Carbono*. Curitiba.
- Sanquetta, C. R., W. Pizzato, S. Péllico Netto, e A. Figueiredo-Filho. 2000. Dinâmica da composição florística de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Paraná. *Revista de Ciências Exatas e Naturais* 1: 77-88.
- Santos, K. 2008. Impacto do controle mecânico de taquaras (Bambusoideae) sobre a regeneração Natural de uma área de floresta Ombrófila Mista. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Santos, K., C. R. Sanquetta, R. L. Eisfeld, L. F. Watzlawick, e M. A. Ziliotto. 2006. Equações volumétricas por classe diamétrica para algumas espécies folhosas da Floresta Ombrófila Mista no Paraná, Brasil. *Revista Ciências Exatas e Naturais* 6: 99-112.
- Schumacher, M. V., R. Witschoreck, M. V. W. Caldeira, e L. F. Watzlawick. 2002. Estoques de carbono em florestas de *Pinus taeda* L. e *Acacia mearnsii* De Wild. plantadas no estado do Rio Grande do Sul – Brasil. *Anais do I Simpósio Latino-Americano sobre Fixação de Carbono*. Curitiba, 141-152.
- Seeliger, U., C. Cordazzo, e F. Barbosa. 2002. Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD – CNPq). Belo Horizonte, Brasil.
- Vidal, M. A. S. 2000. Análise biométrica da regeneração natural de algumas espécies em uma Floresta Estacional Semidecidual localizada no Município de Cássia – MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Brasil.
- Watzlawick L. F., e F. F. Kirchner. 2004. Estimativa de biomassa e carbono utilizando imagens de satélite de alta resolução. Páginas 103-121 in C. R. Sanquetta, R. Balbinot, e M. A. B. Ziliotto, editores. *Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas*. Edição dos autores, Curitiba, Brasil.
- Watzlawick L. F., L. Nutto, P. Spathelf, A. Reif, C. R. Sanquetta, and M. V. W. Caldeira. 2003a. Die phytogeografischen einheiten von Paraná, Brasilien. *Freiburger Dokumentenserver, Freiburg, Germany*.

- Watzlawick L. F., R. Balbinot, C. R. Sanquetta, e M. V. W. Caldeira. 2004a. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista. Páginas 65-79 in C. R. Sanquetta, R. Balbinot, e M. A. B. Ziliotto, editores. Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas. Edição dos autores, Curitiba, Brasil.
- Watzlawick, L. F., C. R. Sanquetta, J. E. Arce, e R. Balbinot. 2003b. Quantificação de biomassa total e carbono orgânico em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. no sul do Estado do Paraná, Brasil. Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais 2: 63-68.
- Watzlawick, L. F., F. F. Kirchner, L. C. Couto, e R. T. Santos. 2004c. Estimativa de biomassa e carbono em plantios de *Araucaria angustifolia* (Bertol.). Kuntze utilizando imagens do satélite IKONOS II. Biomassa & Energia 1: 209-219.
- Watzlawick, L. F., R. Balbinot, C. R. Sanquetta, M. V. W. Caldeira. 2004b. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista. Anais do II Simpósio Latino-Americano sobre Fixação de Carbono. Curitiba, pp. 95-109.
- Watzlawick, L. F., SC. R. Anquetta, A. F. Valério, e R. Silvestre. 2005. Caracterização da composição florística e estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, no Município de General Carneiro (PR). *Ambiência* 2: 229-237.
- Weber, K. S, R. Balbinot, L. F. Watzlawick, e C. R. Sanquetta. 2006. Teores de carbono orgânico de seis espécies naturais do ecossistema da Floresta Ombrófila Mista. *Ambiência* 2: 167-177.
- Weber, K. S., e C. R. Sanquetta. 2003. Avaliação do teor de carbono em relação à idade e às diferentes partes de *Araucaria angustifolia* em povoamentos no Estado do Paraná. *Brasil Florestal* 76: 23-28.
- Ziliotto, M. A. B., A. T. Villa, G. Elen, and C. R. Sanquetta. 2004. Social and environmental sustainability overview of the CDM projects. Pages 43-57 in C. R. Sanquetta, and C. R. Ziliotto, editor. Carbon: global market and science (Carbono: Ciência e Mercado Global). Edição Carlos Roberto Sanquetta, Curitiba, Brasil.

12 Cerrados do Nordeste do Brasil e Ecótonos Associados: Sítio 10 – Sítio Ecocem¹

ANTONIO ALBERTO JORGE FARIAS CASTRO^{2*}

Universidade Federal do Piauí, Departamento de Biologia, Laboratório de Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste (LabioTEN), Teresina/PI, CEP: 64049-550

* Autor para correspondência: albertojorgecastro@gmail.com

¹ OF. CGCTM N° 014/2010, 10/6/2010.

² Coordenador do Sítio 10 do PELD, Líder do Grupo de Pesquisa em Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste – bioTEN, e Professor Associado IV do Departamento de Biologia do Centro de Ciências da Natureza da Universidade Federal do Piauí – UFPI.

Resumo: O Sítio Ecocem (Sítio 10) correspondeu ao sítio dos cerrados do Nordeste e ecótonos associados do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, que considerou três áreas focais, algumas áreas de atenção especial, o Complexo de Campo Maior e a hipótese inclusiva de que os mesmos “representam um dos três supercentros de diversidade biológica (vegetal) dos cerrados do Brasil”. Até o presente momento, acumulou os seguintes indicadores de progresso: (1) Consolidação sobre o conhecimento da ecologia vegetal dos cerrados do Nordeste, principalmente enquanto supercentro de biodiversidade, com espécies endêmicas, exclusivas, flora areal característica de cada área e altas diversidades alfa, beta e gama; (2) Desenvolvimento do Protocolo de Avaliação Fitossociológica Mínima – PAFM; (3) Consolidação do Complexo Vegetacional de Campo Maior como área prioritária para estudos/pesquisas sobre a ecologia da região de ecótonos (ecótonos terra-terra) da parte setentrional do Piauí, cuja matriz vegetacional é a de cerrado típico (cerrado *stricto sensu*); (4) Formação continuada de recursos humanos com o reforço de 130 bolsas (IC, AT, GM e GD) no período de 2002/2010; (5) Fixação de 11 pesquisadores até 2012; (6) Consolidação do banco de dados Floracene, com 167 inventários florísticos e/ou fitossociológicos, cerca de 80 mil espécimes, 2.254 espécies vegetais, sendo 48% conhecidas (determinadas botanicamente) e 52% não conhecidas, 608 gêneros (417 conhecidos) e 270 famílias botânicas (89 conhecidas); (7) Anotação de 677 registros de fauna, dos quais 270 invertebrados e 407 vertebrados, com 65,8% (aves); e (8) Cerca de 500 itens de produção bibliográfica.

Palavras-chave: cerrado, Complexo de Campo Maior, Floracene, Piauí, Protocolo AFM

Abstract: The Ecocem Site (Site 10) corresponded to the “site” of the savannahs of the northeast and associated ecotones of the Program Long Term Ecological Research (LTER), which considered three areas “focal”, some areas of “special attention”, the Complex of Campo Maior, and the inclusive hypothesis that they “represent one of three supercenters biological diversity (plant) the Cerrado of Brazil”. To date, accumulated the following indicators of progress: (1) consolidation of knowledge of the plant ecology of the savannahs of the northeast, especially while “supercenter biodiversity”, with endemic species, unique, flora “areal”, characteristic of each area, and high diversity alphas, betas, and gamma; (2) development of Protocolo de Avaliação Fitossociológica Mínima (PAFM); (3) the consolidation of Campo Maior Complex vegetation as a priority area for studies/research on the

ecology of the region ecotones (ecotones land-land) in the northern part of Piauí, whose matrix is the vegetation typical of cerrado (savanna “sensu stricto”); (4) continuous training of human resources with the strengthening of 130 grants (IC, AT, GM, and GD) from 2002 / 2010); (5) setting of 11 researchers by 2012; (6) consolidation Database “Floracene” with 169 floristic inventories and/or phytosociological about 80,000 specimens, 2,254 species of plants (47.99% and 52.00% known (determined botanically) and not-known, respectively), 608 genera (417 known) and 270 botanical families (89 known), (7) annotation of 677 records of fauna, including 270 invertebrates, and 407 vertebrates, with 65.8% (birds), and (8) about 500 items of bibliographical production.

Keywords: AFM protocol, Cerrado vegetation, Floracene, Piauí, savannah vegetation, the Campo Maior complex

Introdução

O Sítio Ecocem³ (Sítio 10) correspondeu ao sítio dos “cerrados marginais”⁴ do Nordeste do Brasil e ecótonos⁵ associados ao *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD*, do MCT/CNPq. Operacionalizou o projeto-base: *Biodiversidade e Fragmentação de Ecossistemas nos Cerrados Marginais do Nordeste* (Processo CNPq nº 521.131/2001-2004, Registro UFPI nº 7/2002), que considerou três áreas focais (Parque Nacional de Sete Cidades – PN7C⁶, Fazenda Nazareth – NZT,⁷ e Área de Influência da Empresa ECB⁸ e algumas áreas de atenção especial, para efeitos de convergência de áreas de estudo, visando o desenvolvimento das atividades científicas, multi e interdisciplinares, bem como a verificação da hipótese de primeira ordem de que “os cerrados do Nordeste representam um dos três supercentros de diversidade biológica dos cerrados do Brasil”, proposta por Castro (1994a, b), com base em uma comparação florístico-geográfica de amostras de cerrado (listas qualitativas e/ou quantitativas de espécies lenhosas: arbustos e árvores) levantadas até fevereiro/1993, correspondente ao período de 1892–1992 (100 anos).

Administrado pelo programa de *Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste – bioTEN*, do Departamento de Biologia do Centro de Ciências da Natureza da Universidade Federal do Piauí – UFPI, o projeto-base teve como objetivo geral

³ Ecologia dos Cerrados Marginais do Nordeste e Ecótonos Associados – Ecocem.

⁴ Os cerrados do Nordeste são chamados de *cerrados marginais*, não com a conotação de “marginais” porque têm/teriam uma flora preponderantemente composta de “espécies acessórias” (*sensu* Rizzini 1963), mas porque estão distribuídos nas margens do espaço geográfico ocupado pelos cerrados brasileiros, sem nenhuma ligação necessária com a qualidade da flora ou das espécies, isto é, com aspectos de oreabilidade. Os cerrados do Nordeste são uma continuação fisionômica estrutural dos cerrados do Planalto Central, mas se distinguem floristicamente por causa da substituição de espécies provocada por três tipos de fatores: (1) a deficiência hídrica dos solos, que cresce na direção Planalto Central-Nordeste; (2) as baixas cotas altimétricas; e (3) as características de uma flora areal que responde a padrões latitudinais associados com altos níveis de heterogeneidade espacial.

⁵ Linha (*stress line*) ou faixa que conecta pontos de acumulação (comunidades biológicas) ou áreas em que ocorrem mudanças abruptas de simetria, denominada também como *faixa de tensão*, *área de tensão*, ou *ecótono*. Nesta, bem marcada entre formações vegetais, dependendo da escala de trabalho, é onde ocorrem mudanças médias, menos observáveis do que em outras condições. Trata-se de uma região de transição entre comunidades que contém espécies características de cada uma delas e, presumivelmente, é intermediária em termos de condições ambientais, segundo Risser (1993).

⁶ Municípios de Piracuruca e Brasileira (PI).

⁷ Município de José de Freitas (PI).

⁸ ECB Rochas Ornamentais do Brasil Ltda. Município de Castelo do Piauí (PI).

“demonstrar que a biodiversidade da biota dos cerrados do Nordeste do Brasil é diferencial, inclusive em termos de conservação e de utilização sustentável, em relação à biodiversidade dos outros supercentros: cerrados do Sudeste meridional e cerrados do Planalto Central” (Castro 1994a, b) separados por duas barreiras climáticas, o polígono das secas e o polígono das geadas, e por cotas altimétricas de 400–500 m e 900–1.000 m.n.m. A partir disso, o padrão da distribuição das espécies vegetais lenhosas seria, então, determinado por variações de classes de latitude e altitude, portanto, sob um padrão latitudinal (Castro & Martins 1999).

Dois grupos (SP1 e SP2) de cerrado em São Paulo e no sul de Minas Gerais compõem os cerrados do Sudeste Meridional, com cotas altimétricas médias; três grupos (PC1, PC2 e PC3) de cerrado da área central do Brasil representam os cerrados do Planalto Central, com cotas altimétricas elevadas, acima de 900 m; e os cerrados do Piauí, do Maranhão e nordeste do Tocantins (Grupo NE), que constituem os cerrados do Nordeste, com altitudes baixas, em geral inferiores a 400–500 m. Os cerrados do Pantanal (PAN), apesar de centrais-sudoeste em sua distribuição, têm cotas altimétricas baixas, da mesma forma que os cerrados do litoral (LIT), que são associados, em sua maioria, ao Grupo Barreiras do Terciário (Castro 1994a, b).

Análise semelhante posterior foi realizada por Ratter et al. (2003), que identificaram também oito regiões com flora similar (do sul para o norte): São Paulo, centro-oeste de Minas Gerais, leste de Goiás e Triângulo Mineiro, centro-oeste do Cerrado (incluindo sul do Tocantins), Rondônia, oeste da Bahia e norte do Cerrado (Piauí, Maranhão e nordeste do Tocantins) e as demais áreas disjuntas nas savanas amazônicas (Machado et al. 2008). Além de confirmarem Castro (1994a, b), ampliaram o conhecimento da flora oreádica no Estado do Tocantins, na direção Centro-Oeste/Nordeste, entre os supercentros dos cerrados do Nordeste e dos cerrados do Planalto Central, área anteriormente com vazios enormes de levantamento. Os supercentros denominados por Castro (1994a, b) correspondem às *províncias florísticas* de Ratter et al. (2003, 2006), e os *Cerrados do Nordeste* correspondem aos *Cerrados do Norte e Nordeste*.

Como objetivos específicos, o projeto-base se propôs, em primeiro plano, inventariar a biodiversidade remanescente e seu potencial (de uso ou não) em áreas focais e áreas de entorno, agregando a estas as áreas de atenção especial, sempre que possível, relacionadas, todas, às Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira e às Reservas da Biosfera com relação ao Cerrado e à Caatinga, levando-se em conta: (1) a flora e a vegetação pró-preteritas (ameaçadas, em risco e/ou extintas localmente: Castro et al. 2010), através dos

Protocolos de Avaliação Fitosociológica Rápida (Castro 2001) e de Avaliação Fitosociológica Mínima (Castro & Farias 2010); (2) a amplitude latitudinal do Estado do Piauí; (3) a efetividade das Unidades de Conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável para a conservação de algumas espécies-chave (dominantes, intermediárias e raras); (4) a distribuição das espécies, associada com aspectos de abundância (padrões), sobreposição e substituição; (5) a indicação de espécies endêmicas e de espécies raras; (6) a dimensão (escala) das extinções locais; (7) as interfaces espécies de/do cerrado *versus* Trópico Ecotonal do Nordeste⁹; e (8) o monitoramento contínuo a partir dos protocolos mínimos de parcelas permanentes (2006, 2010).

Como segundo objetivo, entender o efeito da fragmentação do cerrado sobre a estrutura das comunidades, considerando: (1) o fragmento como produto de uma compartimentação natural e/ou antrópica da paisagem; e (2) a fragmentação antrópica de ecossistemas como uma abordagem para estudos de biodiversidade, porque determina perda de hábitat, provável alteração de processos ecológicos, diminuição da equabilidade e perda de espécies.

Como terceiro objetivo, testar com os dados da fauna a hipótese dos “três supercentros de biodiversidade dos cerrados do Brasil” (Castro 1994a). Como outros objetivos específicos, fornecer dados para o necessário planejamento e manejo de áreas fragmentadas no cerrado, visando a determinação de formas menos impacantes de ocupação de paisagens; propor modelos de gestão que garantam a ma-

⁹ O Trópico Ecotonal do Nordeste (Castro 1996, 2003) corresponde a uma região de transição, ou área de tensão ecológica (Rivas 1996), entre comunidades que contêm espécies características de cada uma delas e presumivelmente é intermediária em termos de condições ambientais. Atravessa todo o Estado do Piauí, compondo o maior domínio fitoecológico da Bacia Hidrográfica do Rio Parnaíba, distribuindo-se desde as proximidades de Luís Corrêa e estendendo-se para o sul até as nascentes do Rio Gurgueia. As formações vegetais presentes caracterizam-se por apresentar floras indiferenciadas que se interpenetram sob forma de enclave e ecótono. As condições climáticas nessas áreas são diversas, variando de clima semiárido a subúmido úmido, com isoietas anuais que oscilam de 700 mm a 1.500 mm, com deficiência hídrica de 6 a 9 meses. Assim, a presença desses climas; o contato do cristalino com o sedimentar; o domínio da caatinga, do cerrado e da vegetação de transição (vários tipos) entre eles; as variações gradativas de relevo em grandes extensões com baixas cotas altimétricas, sem interrupções de serras ou planaltos; a posição da Bacia do Rio Parnaíba, que acompanha o reverso da Costa da Serra da Ibiapaba e a posição geográfica entre a Amazônia úmida (a oeste), o semiárido (a nordeste e a leste) e o subúmido (a sudoeste e ao sul), configuram os níveis atuais de heterogeneidade ambiental, independente de efeitos antrópicos. A busca de (bio)(eco)indicadores inclui as biodiversidades de tipo (espécies), de função e de ecossistemas. A partir de demandas multidisciplinares, esse grupo, responsável pelo programa de *Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste* (bioTEN), vinculado ao CCN/Departamento de Biologia, foi criado para dar continuidade à dimensão de biodiversidade dos programas Desert (1991/1997), Sarid (1998/2004), Waves (1998/2000), Fitcem (1995/2001), Fitcam (2000/2002), PGCA (2000/2005), Prodema/PI (2002/-) e *Ecocem* (2001/-), bem como à sua produção bibliográfica associada.

nutrição e diversificação de utilização da biodiversidade dos cerrados do Nordeste levando-se em conta as plantas úteis (plantas sob utilização humana atual) e de plantas do futuro (plantas de uso potencial), especialmente frutíferas, melíferas, políferas, nectaríferas, oleíferas, resiníferas, madeireiras, etc., dos cerrados do Nordeste, especialmente do Piauí.

Hipóteses científicas de segunda ordem

Com relação à biodiversidade, as hipóteses de segunda ordem foram as de que: (1) a substituição de espécies nos cerrados do Nordeste em relação às espécies dos outros supercentros de diversidade biológica (cerrados do Planalto Central e cerrados do Sudeste meridional) modifica a riqueza e abundância de espécies animais, provocando um *turnover* (substituição geográfica) de espécies próximas; (2) nas áreas de ecótonos (associados aos cerrados do Nordeste), há a presença de espécies animais conspicuas de biomas distintos (Amazônia, Cerrado e Caatinga), entretanto, a distribuição dessas espécies não é sintópica, pelo contrário, elas estão segregadas em compartimentos ecológicos distintos; e (3) nos cerrados do Nordeste, a ocorrência de espécies dos outros cerrados do Brasil é reduzida, compensada, entretanto, pela ocorrência de espécies associadas aos biomas adjacentes (Amazônia e Caatinga), sobre áreas de ecótonos (áreas de tensão ecológica) que, provavelmente, favorecem o estabelecimento de corredores ecológicos funcionais, que podem garantir conectividade.

O padrão em mosaico da vegetação dos cerrados do Nordeste está associado a esses compartimentos ecológicos distintos em termos de fauna, respeitadas as questões de escala espacial, a qual influi sobre os padrões e processos ecológicos envolvidos.

Com relação à fragmentação: (1) a perda de habitats por fragmentação amplia as áreas de bordadura e os corredores de dispersão e, por consequência, provoca a simplificação da biota e a diminuição de espécies com maior especialização nesses ambientes; (2) a perda de heterogeneidade ambiental pela fragmentação implica em perda de diversidade da biota, maior dominância de espécies de ampla distribuição geográfica — em geral, de maior rusticidade — e no estabelecimento de espécies alóctones (invasão biológica); e (3) a fragmentação altera a tipologia “padrão” dos cerrados (Campo Sujo, Campo Cerrado, Cerrado “Restrito” e Cerradão), da mesma forma que algumas tipologias particulares dos cerrados do Nordeste (Cerrado Rupestre [de baixa altitude], Cerrado Caducifólio, Cerradão de Cerrado, etc.), isto é, a tipologia atual dos cerrados do Nordeste é decorrente de níveis va-

riáveis de secundarificação (antropoeventos: desmatamento e queimadas, principalmente; Castro et al. 2010).

Essas hipóteses de segunda ordem foram formuladas a partir do redimensionamento a que o projeto-base submeteu-se em maio/2004, durante o 1º *Workshop de Avaliação do Sítio 10*. A “fragmentação”, enquanto processo (experimento) com controle (fechado), foi substituída. A ideia foi a de facilitar para os pesquisadores envolvidos o enquadramento dos objetivos gerais e específicos e hipóteses científicas próprias de cada subprojeto associado ao projeto-base.

Descrição do sítio

Os cerrados marginais do Nordeste, nos termos do sítio de *Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*, encontram-se delimitados pelo polígono arestado pelos municípios de Teresina (05° 05' 12" S, 42° 48' 42" O e 72 m), José de Freitas (04° 45' 23" S, 42° 34' 32" O e 138 m), Barras (04° 14' 40" S, 42° 17' 40" O e 70 m), Esperantina (03° 54' 06" S, 42° 14' 01" O e 59 m), Piracuruca (03° 55' 41" S, 41° 42' 33" O e 60 m), São João da Fronteira (03° 57' 20" S, 41° 15' 27" O e 241 m), Castelo do Piauí (05° 19' 20" S, 41° 33' 09" O e 239 m), Aroazes (06° 07' 08" S, 41° 47' 35" O e 230 m), Várzea Grande (06° 32' 41" S, 42° 14' 47" O e 245 m), Regeneração (06° 14' 16" S, 42° 41' 18" O e 164 m), incluídos na área prioritária para a conservação da biodiversidade dos biomas Cerrado e Pantanal denominada de *Três Biomas* (área nordeste do Piauí, área 110), indicada em MMA (1999; Figura 1).

Representando grande parte dos cerrados setentrionais do Piauí, ou dos cerrados ocidentais do Nordeste, ou ainda dos cerrados do Piauí-Maranhão, a área do Sítio 10 apresenta amplitudes latitudinal de quase 2,5 graus, longitudinal de um pouco mais de um grau e altitudinal de cerca de 600 metros. Corresponde a cerca de 30 mil km² (3 milhões de hectares). Em sua parte central, inclui uma grande área depressionada, relacionada diretamente com a microbacia hidrográfica do Rio Longá, um dos principais afluentes da margem direita do Rio Parnaíba, a chamada *baixada de Campo Maior*, com altitude média de 100–150 m.n.m. Nessa baixada, as serras de Santo Antônio (04° 56' 46" S, 42° 11' 41" O e 248 m), do Bugarim (04° 57' 27" S, 42° 11' 37" O e 273 m) e do Passa Tempo (04° 58' 57" S, 42° 14' 01" O e 253 m) aparecem como relevos residuais.

A matriz de vegetação é de Cerrado (Figura 2), mas, como se trata de uma área de tensão ecológica (Rivas 1996), de transição e/ou de ecótonos, há enclaves (manchas) de vegetação de caatinga, de carrasco e de matas estacionais

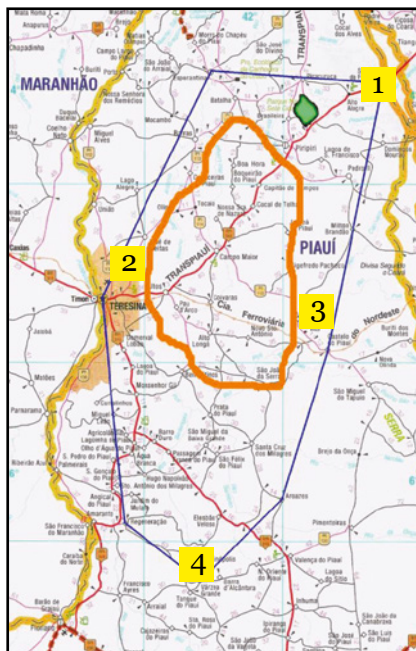


Figura 1. Mapa da área do Sítio 10 do PELD. A linha azul corresponde à área poligonal do Sítio 10 com a indicação das áreas focais: (1) Parque Nacional de Sete Cidades (PN7C), nos municípios de Brasileira e Piracuruca; (2) Fazenda Nazareth, no município de José de Freitas; (3) Área de Influência da Empresa ECB, no município de Castelo do Piauí; e (4) Área no Piauí (nordeste) de acordo com Castro (1994a, b). A linha laranja delimita a Baixada de Campo Maior (parte central do Complexo de Campo Maior). Adaptação do autor.

semidecíduais nas partes mais elevadas, não alagadiças. Nas áreas baixas e inundadas, periodicamente se estabelecem as savanas de *Copernicia* (Castro et al. 1998; Castro & Martins 1999), marcadas pelo domínio das carnaúbas (*Copernicia prunifera* (Miller) H. E. Moore; Figura 3), e os campos; nas margens dos rios e riachos da região, em sua maioria intermitentes, algumas matas ciliares, contíguas ou não àquelas matas estacionais. Em toda essa região dos cerrados setentrionais do Piauí, o que há é uma marcada sobreposição de biomas no sentido horizontal, longitudinal, entre o cerrado subúmido do Maranhão-Piauí, a oeste; e a Caatinga semiárida do Ceará, a leste.

As três áreas focais foram consideradas. De um lado, para a implantação continuada de protocolos de monitoramento (caso do Parque Nacional de Sete Cidades – PN7C), e, de outro, para efeitos do estabelecimento de protocolos comuns de avaliações fitossociológicas da vegetação e/ou de registros de observação da fauna.

O Parque Nacional de Sete Cidades, criado em 8 de junho de 1961 (Decreto Fe-

deral nº 50.774), localizado no nordeste do Piauí (04° 02' 08" S, 41° 40' 45" O e 100/290 m), administrado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio, corresponde à principal das áreas focais. É uma Unidade de Conservação Federal de Proteção Integral, sendo utilizada para atividades permanentes de inventário, de monitoramento e de educação/formação ambiental, porque a legislação restringe o tipo de atividade que pode ser realizada ali. O parque é considerado como uma área de controle em relação às áreas de entorno, espalhadas, principalmente, na região centro-norte do Piauí. Possui uma área de 6.221 ha e um perímetro de 36,2 km, sendo atualmente objeto de projeto de ampliação por influência das atividades do Sítio 10 (Afonso et al. 2008). É coberto por Cerradão de Cerrado (Castro & Martins 1999) em 24,3% da área, por Cerrado Típico (37,6%), por Cerrado Rupestre (10,5%) e por Campo Limpo de Cerrado (14,3%) (Oliveira et al. 2007; Figura 4).

A Fazenda Nazareth (04° 47' S, 42° 37' O e 130 m), em parceria com a or-



Figura 2. Matriz de vegetação que marca a paisagem no Complexo Vegetacional de Campo Maior: Cerrado Típico (Cerrado *stricto sensu*), município de José de Freitas, Piauí. Créditos: Programa bioTEN.



Figura 3. Savana de *Copernicia* (Castro et al. 1998; Castro e Martins 1999), BR–343, Lagoa do Bode, município de Campo Maior, Piauí. Créditos: Programa bioTEN.

ganização não governamental Nazareth Eco Empreendimentos Ltda. (NZT), do município de José de Freitas (PI), e a Fazenda Bonito (05° 13', 41° 41' O e 210 m), por exemplo, em parceria com a mineradora ECB Rochas Ornamentais do Brasil Ltda., do município de Castelo do Piauí (PI), correspondem às outras áreas focais e, por serem áreas privadas, ajustam-se às áreas permanentes de inventário, monitoramento e experimentação.

Na Fazenda Nazareth, a vegetação é de Cerrado em transição, isto é, com níveis conspícuos de heterogeneidade ambiental, e, nas proximidades da Barragem do Bezerra, há problemas de drenagem. Nos pequenos morros, no interior da propriedade de cerca de 1.200 ha, estabelecem-se fragmentos naturais de florestas estacionais semidecíduais, conservadas, com elementos florísticos do Cerradão de Cerrado, como a faveira-de-bolota (*Parkia platycephala* Mart.), e algumas gradações de florestas dicótilo-palmáceas, que são florestas mistas de babaçu (*Attalea speciosa* Mart. ex Spreng.) com magnolióp-



Figura 4. Trecho de vegetação do Parque Nacional de Sete Cidades –PN7C.

sidas (dicotiledôneas) arbóreas. Na direção do município de Campo Maior, à direita, há a presença de uma vegetação denominada localmente de *carrasco*, com exposição ou não de arenito, com fitofisionomia fechada, plantas espinhosas e bromeliáceas. Na sequência, continuando à direita, encontram-se áreas de Cerrado Típico, aberto e baixo, savanoides e campos de várzea (savana de *Copernicia*), que compõem alguns dos tipos de bordas naturais do Complexo Vegetacional de Campo Maior. Nas áreas de influência da empresa ECB, com área de cerca de 4 mil ha, é percebido o domínio do Cerrado Rupestre de baixa altitude, com cerca de 200–250 m.n.m., provavelmente único no País, por conta das baixas cotas altimétricas e da alta diversidade biológica, além da ausência de atividades agropecuárias nos moldes do *agrobusiness*, em função das características fisiográficas dos terrenos (Figura 5).

Além das áreas focais, algumas de atenção especial (áreas de observação/amostragem ocasional) foram configuradas como de interesse para o Sítio 10: os Cerrados do Baixo Rio Parnaíba, ou Cerrados do Litoral, principalmente na par-



Figura 5. Trecho de vegetação rupestre de baixa altitude na Fazenda Bonito, Município de Castelo do Piauí (PI). Créditos: Programa bioTEN.

te nordeste do Maranhão, municípios de Tutóia e Paulino Neves, associados ao Grupo Barreiras, no Delta do Rio Parnaíba; os Cerrados das ilhas e bordas do Reservatório de Boa Esperança, município de Guadalupe e entorno, Piauí; e os Cerrados Caducifólios dos baixões da Serra do Quilombo, município de Bom Jesus; os Cerrados da Estação Ecológica de Uruçuí-Una, município de Baixa Grande do Ribeiro; bem como os Cerrados da região de Uruçuí, nas áreas submetidas ao desenvolvimento hodierno da fronteira agrícola granífera do sudoeste do Piauí.

Em termos de Cerrados disjuntos, incluem-se, na área do Sítio 10, os tabuleiros litorâneos, que têm florística oreádica em pequenas áreas do litoral oriental do Nordeste, nos estados do Rio Grande do Norte, da Paraíba, de Pernambuco, de Alagoas e de Sergipe, associados também ao Grupo Barreiras; os Cerrados da região noroeste da Bahia e os que se encontram associados à Chapada Diamantina e ao Parque Nacional Grande Sertão Veredas; e no Ceará, principalmente os Cerrados da Chapada do Araripe.

Principais resultados e discussão

Formação de recursos humanos

O principal resultado das atividades do Sítio 10 relaciona-se à formação de recursos humanos no Piauí, na área de biodiversidade dos Cerrados do Nordeste. No período de 2002 a 2010, um total de 60 bolsas/ano do PELD contribuiu para agregar mais 63 (105%) bolsas/ano extraPELD, ou, contando-se 2011, 70 (116%) bolsas/ano de outros programas: Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica – Pibic, UFPI, Universidade Estadual do Piauí – Uespi, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Piauí – Fapepi, Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico – Daad, etc. (Tabela 1).

Tabela 1. Bolsas no período 2002-2010 com inclusão de renovações. IC (Iniciação Científica), ATNM (Apoio Técnico Nível Médio), ATNS (Apoio Técnico Nível Superior), BT (Bolsa de Trabalho), GM (Bolsa Mestrado) e GD (Bolsa Doutorado).

Ano	Bolsas PELD			Bolsas ExtraPELD		Bolsas de Pós-graduação ExtraPELD	
	IC	ATMN	ATNS	IC	BT	GM	GD
2002	3	2	2	2	-	2	-
2003	4	5	4	11	2	4	1
2004	3	2	3	-	-	2	1
2005	8	3	1	4	-	6	-
2006	5	-	1	-	-	-	1
2007	3	-	2	-	-	4	1
2008	-	-	-	-	-	5	4
2009	4	-	1	-	-	2	5
2010	3	1	-	-	-	2	4
2011 pr*	-	-	-	-	-	2	5
Totais	33	13	14	17	2	29	22

*2011 pr: Projeção de Renovação para 2011.

Em termos de produção de trabalhos acadêmicos finais, até 2012 quinze monografias de graduação foram concluídas e uma encontra-se em andamento na UFPI. Dezenove dissertações de mestrado foram concluídas e duas encontram-se em andamento, junto ao *Programa Regional de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente*, subprograma UFPI/Tropen¹⁰. Em termos de teses de doutorado, oito foram concluídas, duas na Universidade Estadual de Campinas (Unicamp; Oliveira 2004; Vieira 2012), três na Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFR-PE; Barros 2002; Pires 2004; Barreiro 2005) e três na Universidade de Brasília (UnB; Moura 2010; Barros 2012; Mendes 2012). Em andamento, até este ano, um doutoramento na UnB, junto ao *Programa de Pós-graduação em Biologia Animal*.

Um total de onze pesquisadores, com início e/ou passagem científica pelo PELD, atualmente se encontram fixados em instituições de Ensino Superior da região.

Vegetação e flora

A vegetação de algumas áreas, cerca de trinta, foi analisada através do Protocolo de Avaliações Fitossociológicas Rápidas (PAFR; Castro 2001), incongruente com um programa de pesquisas de longa duração, porque não monitorada, mas em resposta à necessidade do conhecimento de estandes efêmeros de vegetação por causa da imposição cultural do desmatamento. No PAFR, cem pontos quadrantes, com interdistanciamento em geral de 10–15 m, eram distribuídos em cruz na área central do fragmento. Uma cruzeta móvel no ponto central dos quadrantes foi/era usada para aleatorizá-los.

Para as áreas focais e de atenção especial, desenvolveu-se o Protocolo de Avaliações Fitossociológicas Mínimas (PAFM; Castro & Farias 2010), que considera o mínimo de 1 ha de área amostrada e/ou o mínimo de trinta unidades amostrais com tamanhos de área variável (20 x 50 m [1.000 m²], ou 20 x 30 m [600 m²]) relacionada a um número mínimo de trinta indivíduos por unidade, através do método de parcelas sistemáticas, com distanciamento mínimo entre parcelas de 30 m. Independentemente do método, delineamento amostral ou protocolo, o critério de inclusão sempre foi o mesmo, incorporando exemplares lenhosos com Diâmetro do Caule ao Nível do Solo (DCNS) \geq 3 cm.

Nas áreas de Parcelas Permanentes (PP), tanto no cerrado típico, no PN7C, área da Capela, quanto na floresta estacional semidecidual, na Floresta Nacional de Palmareis, para efeitos de comparação, as parcelas sistemáticas foram de 600 m² (20 x 30 m), subdivididas em subparcelas contíguas de 100 m² (10 x 10 m), permi-

tindo, assim, tamanhos mínimos e padrões definidos pela Rede Brasileira de Parcelas Permanentes no Cerrado e no Pantanal. Em 2006, foi realizada a primeira tomada de dados dendrométricos a ser repetida a cada intervalo de 3 a 5 anos. Em 2012, uma segunda tomada de parâmetros de abundância analíticos e sintéticos foi efetivada no PN7C, cujos resultados ainda não foram publicados, porque algumas espécies encontram-se ainda na dependência de determinação botânica.

As espécies mais importantes, como “preferenciais” das análises de ordenação/classificação são: *Curatella americana* L. (lixreira), *Stryphnodendron coriaceum* Benth. (barbatimão), *Vatairea macrocarpa* (Benth.) Ducke (amargoso), *Parkia platycephala* Benth. (faveira-de-bolota), *Dimorphandra gardneriana* Tul. (fava-d’anta), *Lafoensia vandelliana* ssp *replicata* (Pohl) Lourteig (mangabeira-brava), *Qualea grandiflora* Mart. (pau-terra-da-folha-miúda) e *Q. parviflora* Mart. (pau-terra-da-folha-larga), embora estas duas últimas ocorram extensamente em todo o bioma. Como “indicadoras”, estão aquelas três primeiras espécies. Como “endêmicas”, estão *S. coriaceum*, *P. platycephala*, *D. gardneriana*, *Caryocar coriaceum* Wittm. (piqui) e *Combretum mellifluum* Eichler (mofumbo-de-chapada). Além dessas endêmicas, *Agonandra brasiliensis* Miers. (pau-marfim), *Byrsonima sericea* DC. (murici-de-porco) e *Salvertia convallariodora* A.St.-Hil. (pororoca) compõem as espécies indicadoras do Cerradão de Cerrado, a forma de “cerrado florestal oligotrófico”, exclusivo das chapadas do Piauí/Maranhão/Tocantins.

A análise dos parâmetros de abundância das espécies amostradas até agora confirma a existência de uma flora areal (flora característica para cada área) diferenciada. Nos Cerrados do Nordeste, como em todo o bioma, não existe homogeneidade florística. A vegetação distribui-se em mosaico. As populações de espécies comuns aos outros supercentros de biodiversidade são, nos Cerrados do Nordeste, de menor tamanho, ao lado de um grande número de espécies raras, com poucos indivíduos. Entretanto, como a maioria das espécies tem tamanhos populacionais semelhantes, a equabilidade se torna alta. Outra diferença que aparece com visibilidade em termos de estrutura é que, embora mais savanoides do que outros cerrados do Planalto Central, os Cerrados do Nordeste têm um porte mais alto, mesmo em se tratando de “cerrados sobre afloramentos rochosos” (Moura et al. 2010), ou sobre “neossolo quartzarênico” (Lindoso et al. 2010), por exemplo.

O potencial econômico das espécies dos cerrados do Nordeste é significativo. De um total de 2.824 coletas botânicas selecionadas, foram registradas 285 (10,1%) plantas do futuro. Destas, um total de 103 (36,1%) espécies, através de indicação simples da bibliografia disponível, foram associadas a algum tipo de uso: 10 (3,5%) como aromáticas, 27 (26,2%) como comestíveis, 14 (13,6%) como

¹⁰ Núcleo de Referência em Ciências Ambientais do Trópico Ecotonal do Nordeste – Tropen.

forrageiras, 2 (1,9%) como laticíferas, 72 (70,0%) como madeiras, 27 (26,2%) como melíferas, 50 (48,5%) como ornamentais, 12 (11,7%) como resiníferas, 54 (52,4%) como medicinais e 37 (35,9%) como plantas de uso múltiplo (Andrade et al. 2008).

O banco de dados Floracene

A partir dos dados de campo, padronizados para todas as áreas estudadas, encontra-se em construção e qualificação permanente o banco de dados da Flora dos Cerrados do Nordeste (Floracene), que reúne uma série de informações e metadados referentes ao estudo empregado (código do levantamento, tipo de levantamento e de amostragem, número de pontos/parcelas, área trabalhada, número de espécies amostradas e amostráveis [que seriam amostradas caso estivessem no interior dos quadrantes, ou das parcelas], número de indivíduos amostrados, coordenadas destes e data, local e autores do inventário).

A Tabela 2 apresenta uma síntese do Floracene. A Figura 6 mostra a distribuição dos levantamentos nos Cerrados do Nordeste. Somam-se, até o presente, 79.579 espécimes catalogados, entre árvores, arbustos, subarbustos, ervas e cipós, dispostos em 117 famílias botânicas, 550 gêneros e 2.556 espécies, com destaque para 6 espécies novas (*Bauhinia* sp. nov., *Jacquemontia* sp. nov., *Elephantopus* sp. nov., *Stilpnopappus* sp. nov., *Eugenia* sp. nov. e *Dickya* sp. nov.), pertencentes a *Caesalpiniaceae* (1 espécie), *Convolvulaceae* (1), *Asteraceae* (2), *Myrtaceae* (1) e *Bromeliaceae* (1), respectivamente.

Um total de 2.254 espécies corresponde à soma de 1.082 (48%) espécies conhecidas, isto é, determinadas botanicamente até o nível de espécie, mais as espécies não conhecidas: 1.172 (52%). Dos 608 gêneros botânicos arrolados, apenas 417 (68,6%) são conhecidos, e das 270 famílias botânicas indicadas, somente 89 (33%) foram determinadas botanicamente. No caso de gêneros e famílias botânicas desconhecidos, os números associados têm a ver com a ausência ou qualidade ruim dos materiais coletados como *voucher* de coletas botânicas, apesar de todos os cuidados que foram empreendidos.

Dessa forma, somente metade da flora oreádica, até então catalogada para os Cerrados do Nordeste, é conhecida. Como, em geral, esses números se referem à vegetação lenhosa e como a proporção de espécies arbustivo-arbóreas para herbáceo-subarbustivas varia em torno de 1:1,6 (Oliveira 2004) a 1:5,6 (Mendonça et al. 2008), aquelas 1.082 poderiam ser multiplicadas no mínimo por 1,6 (1.731 espécies) ou 5,6 (6.059 espécies). Nessa linha de raciocínio, o número de espécies não conhecidas seria decerto muito grande, uma vez que as dificuldades taxonômicas relacionadas ao componente rasteiro são muito maiores do que em relação ao componente lenhoso.

Tabela 2. Bolsas no período 2002-2010 com inclusão de renovações. IC (Iniciação Científica), ATNM (Apoio Técnico Nível Médio), ATNS (Apoio Técnico Nível Superior), BT (Bolsa de Trabalho), GM (Bolsa Mestrado) e GD (Bolsa Doutorado).

UFE	NL	Métodos e/ou Protocolos				NME
		MCP	Protocolo AFR	Protocolo AFM	Outros	
PI	82	12	16	52	2	43
MA	41	15	7	4	15	21
BA	29	14	-	8	7	16
CE	7	2	1	2	2	13
PB	4	-	4	-	-	4
RN	3	-	2	1	-	3
PE	1	-	-	-	1	1
Totais	167	43	30	67	27	101

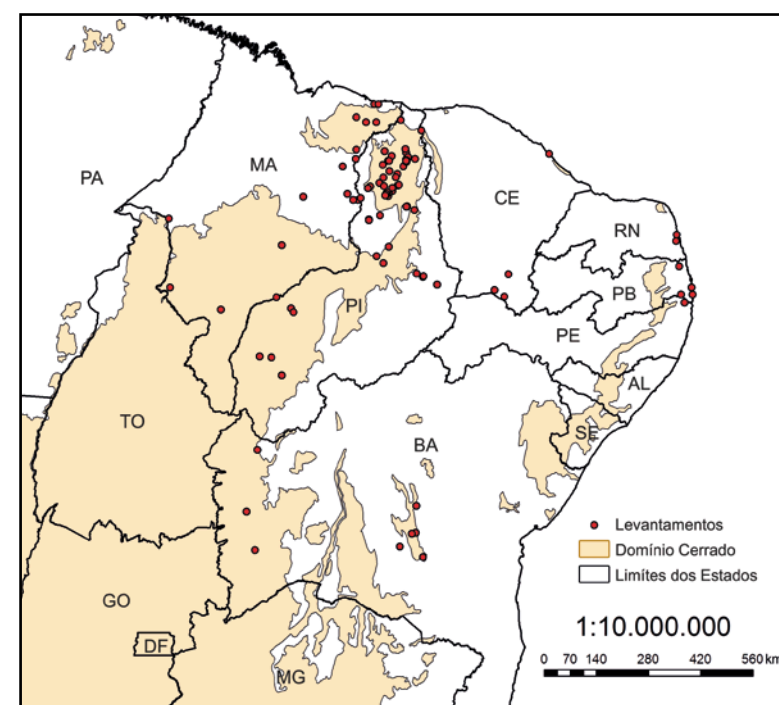


Figura 6. Distribuição espacial dos levantamentos florísticos e/ou fitossociológicos nos Cerrados do Nordeste brasileiro obtidos no campo, a maioria no interstício do projeto-base do Sítio 10, e na literatura (2002/2010). Créditos: Programa bioTEN.

Fauna

Com base em dados de fauna, os números até então atualizados se referem a quatro grandes grupos: Aracnofauna (aranhas, escorpiões, Opiliones, Solifugae e Amblypygi), segundo Carvalho & Bonaldo (2007); Herpetofauna (quelônios, jacarés, serpentes, anfisbenas, lagartos e anfíbios), de acordo com Rodrigues & Prudente (2007); Avifauna (passeriformes e não passeriformes; Santos 2007a); e Mastofauna (pequeno porte e médio a grande porte), com base em Lima & Silva Júnior (2007). Ver Tabela 3.

Para as aranhas, subgrupo dos invertebrados melhor estudado, computaram-se 78 (58,21%) espécies exclusivas para o PN7C; 55 (53,4%) espécies exclusivas para a ECB; e 20 (33,9%) exclusivas para a Fazenda Nazareth. Três famílias foram inéditas: Oecobiidae, Segestriidae e Cithaeroniidae. Um total de 42 espécies foi registrado pela primeira vez para o Piauí e, mais importante, 30 espécies novas para a ciência foram anotadas, três delas pertencentes a três gêneros novos.

Para as serpentes, por exemplo, Rodrigues (2007) indicou que 35% das espécies possuem ampla distribuição, 42% ocorrem apenas em formações de Cerrado e Caatinga, 16% são exclusivas da Caatinga e uma espécie, *Liophis paucidens* (Hoge, 1953), só possui distribuição em Cerrado. A Região Nordeste do Brasil apresenta influência faunística das formações de Caatinga, e as espécies de Cerrado são espécies amplamente distribuídas nas outras regiões de Cerrado brasileiro.

No caso das aves, segundo Santos (2007a), duas espécies registradas no PN7C são endêmicas para o Cerrado, sete são endêmicas para a Caatinga (Tabela 4) e três estão relacionadas à Amazônia e Mata Atlântica: *Pteroglossus inscriptus* (Swainson, 1822) (araçari-miudinho-de-bico-riscado), *Xiphorhynchus guttatus* (Lichtenstein, 1820) (arapaçu-de-garganta-amarela) e *Chiroxiphia pareola* (Linnaeus, 1766) (tangará-falso). Um total de sete espécies encontradas na Fazenda Nazareth são endêmicas para a Caatinga e dez são também relacionadas à Amazônia e Mata Atlântica: *Notharchus hyperrhynchus* (Sclater, 1856) (macuru-de-testa-branca), *Malacoptila striata* (Spix, 1824) (barbudo-rajado), *Pteroglossus inscriptus* (Swainson, 1822) (araçari-miudinho-de-bico-riscado), *Formicarius colma* (Boddaert, 1783) (galinha-do-mato), *Xiphorhynchus guttatus* (Lichtenstein, 1820) (arapaçu-de-garganta-amarela), *Attila spadiceus* (Gmelin, 1789) (capitão-de-saíra-amarelo), *Chiroxiphia pareola* (Linnaeus, 1766) (tangará-falso), *Hylophilus pectoralis* (Sclater, 1866) (vite-vite-de-cabeça-cinza), *Tiaris fuliginosus* (Wied, 1830) (cigarra-do-coqueiro) e *Cyanoloxia moesta* (Hartlaub, 1853) (negrinho-do-mato). Por sua vez, seis espécies observadas em Castelo do Piauí são endêmicas para a Caatinga.

Tabela 3. Riqueza de espécies para Aracnofauna, Reptilia, Amphibia, Avifauna e Mastofauna. PN7C (Parque Nacional de Sete Cidades). ECB (área de influência da Mineradora ECB Rochas Ornamentais do Brasil Ltda.). NZT (Fazenda Nazareth). Fonte: Santos (2007b).

Grupos Zoológicos	PN7C	ECB	NZT	Número de Espécies
ARACNOFAUNA				
Aranhas	134	103	59	258
Escorpiões	3	4	4	5
Opiliones	4	3	4	6
Solifugae	-	1	-	1
REPTILIA				
Testudines	2	1	-	2
Crocodylia	1	-	1	2
Ophidia	24	18	18	29
Sauria	10	12	13	19
AMPHIBIA				
Anura	25	19	31	39
Gymnophiona	-	-	1	1
AVIFAUNA				
MASTOFAUNA				
Totais	463	321	404	677

Tabela 4. Espécies endêmicas da Caatinga (EnCa) e endêmicas do Cerrado (EnCe) no PN7C (Parque Nacional de Sete Cidades), ECB (área de influência da Mineradora ECB Rochas Ornamentais do Brasil Ltda.) e NZT (Fazenda Nazareth). Fonte: Santos (2007b).

Espécies	EnCa	EnCe	PN7C	ECB	NZT
<i>Picumnus pygmaeus</i> (Lichtenstein, 1823)	•		•	•	•
<i>Thamnophilus capistratus</i> (Lesson, 1840)	•		•	•	•
<i>Herpsilochmus sellowi</i> (Whitney & Pacheco, 2000)	•		•	•	•
<i>Pseudoseisura cristata</i> (Spix, 1824)	•		•		•
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)		•	•	•	
<i>Saltatricula atricollis</i> (Vieillot, 1817)		•	•	•	•
<i>Sporophila albogularis</i> (Spix, 1825)	•		•	•	•
<i>Charitospiza eucosma</i> (Oberholser, 1905)		•		•	
<i>Paroaria dominicana</i> (Linnaeus, 1758)	•		•	•	•
<i>Icterus jamaicii</i> (Gmelin, 1788)	•		•	•	•

Das trinta espécies consideradas como endêmicas para o Cerrado brasileiro, segundo Silva & Santos (2005), apenas quatro foram registradas nos cerrados setentrionais do Piauí: *Cyanocorax cristatellus* (Temminck, 1823) (gralha-do-campo), *Charitospiza eucosma* (Oberholser, 1905) (mineirinho), *Saltatricula atricolli* (Vieillot, 1817) (bico-de-pimenta) e *Cypsnagra hirundinacea* (Lesson, 1831), das quais esta última deixou de ser considerada como endêmica do Cerrado.

Os biomas adjacentes aos cerrados do Nordeste (Caatinga a leste e Amazônia a oeste) têm forte influência sobre a composição de espécies nos cerrados setentrionais do Piauí. Por outro lado, não há nenhuma espécie de ave com distribuição restrita aos cerrados setentrionais ou mesmo dos cerrados do Nordeste. Por sua vez, sete espécies observadas em Castelo do Piauí são endêmicas para a Caatinga.

Na Fazenda Nazareth, área focal melhor investigada, a maior riqueza de pequenos mamíferos está associada a níveis de maior conservação. Dezoito espécies, contra treze, foram registradas em fragmentos naturais de Florestas Estacionais Semidecíduais Primária e Secundária, respectivamente.

As análises de variação da composição de espécies na escala local e regional diagnosticaram que a grande maioria das espécies de animais registradas nos cerrados setentrionais do Piauí é amplamente distribuída em quase todos os biomas brasileiros, principalmente Amazônia, Cerrado e Caatinga. Assim, nos ensaios de comparação realizados, nenhum grupo zoológico reforçou a hipótese do supercentro de biodiversidade dos cerrados do Nordeste verificado para plantas lenhosas oreádicas, segundo Castro (1994a). As diferenças encontradas na composição de espécies entre os Cerrados do Nordeste e do Planalto Central estariam relacionadas à presença de espécies da Caatinga e da Amazônia nos cerrados do Nordeste, e não de espécies endêmicas ou substitutos geográficos dentro do bioma Cerrado.

Os dados de fauna sugerem que as localidades amostradas nos cerrados setentrionais do Piauí possuem uma riqueza de espécies de um modo geral menor que as localidades amostradas nos seus cerrados meridionais e nos cerrados da região norte do Tocantins. Esse padrão fica mais claro, segundo Santos (2007b), quando se plotam as riquezas de espécies em várias localidades do Cerrado brasileiro, desde as regiões Sudeste e Centro-Oeste (em latitudes maiores) até os cerrados do Nordeste (em latitudes menores). Um claro padrão de diminuição da riqueza de espécies do sul do Cerrado (Sudeste e Centro Oeste) em direção ao norte dos Cerrados (cerrados do Nordeste) se estabelece. Quando se analisa especificamente as espécies endêmicas e as espécies “irmãs” ou os possíveis substitutos geográficos, verifica-se que há uma forte diminuição de espécies endêmicas do centro para a borda do bioma Cerrado. A influência dos biomas adjacentes (Amazônia e Caatinga)

sobre os cerrados do Nordeste é muito grande. Por outro lado, não há nenhuma espécie de vertebrados com distribuição restrita aos cerrados setentrionais do Piauí ou mesmo dos cerrados do Nordeste.

Entretanto, é preciso considerar no futuro próximo: (1) os problemas das grandes diferenças entre os esforços amostrais; (2) o protocolo diferenciado de coleta aplicado nas áreas de coleta em todo o Brasil; (3) a inexistência de bons inventários, principalmente de Aracnofauna e Herpetofauna nos cerrados do Planalto Central e nos cerrados do Sudeste meridional, segundo Carvalho & Bonaldo (2007) e Rodrigues & Prudente (2007), respectivamente; e (4) a inexistência de estudos sobre a influência fitotaxonomica/evolutiva e fitogeográfica da Mata Atlântica do Sudeste sobre os cerrados do Sudeste meridional (sul de Minas Gerais, São Paulo e norte-nordeste do Paraná) desestimulados pelo quadro atual da irrelevante cobertura florestal dos cerrados nas regiões Sudeste e Sul do Brasil.

Fazenda Nazareth: contiguidade e continuidade de áreas para conservação

Na Fazenda Nazareth, com uma área de 1.168,6 ha, com aquiescência do seu proprietário, o Sítio 10 exerceu a melhor experiência de aplicação avançada do Código Florestal anterior (Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965). Um novo desenho de áreas de Reserva Legal (RL) e de uma proposta de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN, foi bem construído, subsidiado por informações do Sítio 10 do PELD, principalmente com relação à fauna. As Áreas de Proteção Permanente – APPs, ficaram com 297,2 ha e incluíram, além da parte do açude do Bezerra (que ocupa na propriedade uma área de 129,9 ha), um olho-d'água, a borda do próprio açude (39,9 ha) e todos os morrotes (257,3 ha). A RL ficou com 235,2 ha, correspondente a 20% da área e, mais importante, contígua à área de APP e contínua, em forma literal de corredor ecológico, critérios estes sempre defendidos em todos os fóruns em que o Sítio 10 teve assento. Estabeleceu-se para a RPPN uma área de 346 ha, contígua também à RL, que não sendo instituída, propriamente dita, pode ser somada à área de RL. Dessa forma, 1.008,2 ha ficaram para conservação (86,3% da área).

Parque Nacional de Sete Cidades: proposta de ampliação de área

No Parque Nacional de Sete Cidades – PN7C, o exercício foi o de proposta encaminhada ao ICMBio [Processo ICMBio nº 02020.00616/2007, protocolado em 3 de julho de 2007, e Afonso et al. 2008] de ampliação da área do parque considerando três grandes razões: (1) o conhecimento que se tem hoje sobre a sua biodiversidade, com

base nos levantamentos de botânica e inventários de zoologia, subsidiado por informações científicas do PELD; (2) o tamanho irrisório da área do parque desde que foi criado, muito pouco representativo da vegetação ecotonal da região de tensão ecológica setentrional do Piauí (Rivas 1996); (3) o fato de que em toda a região setentrional do Estado do Piauí só há o PN7C como Unidade de Conservação de Proteção Integral; e (4) a importância geopolítica da inclusão de uma área do município de Piripiri.

O primeiro levantamento científico do parque foi feito em 1977, mas publicado apenas em 1980 (Barroso & Guimarães 1980). De 1997 a 2001, antes da implantação do Sítio 10, já podíamos contar com 6 publicações. De 2002 até 2007/2008, cerca de 40 publicações forneceram subsídios para a proposta de ampliação da área do parque. Como os trabalhos continuaram, até agora 69 produções bibliográficas já podem ser computadas somente para o PN7C. Em destaque, consultar Oliveira et al. 2010; Lindoso et al. 2010; Moura et al. 2010; Haidar et al. 2010; Matos et al. 2010; e Lima et al. 2010, principalmente por causa das parcerias entre programas de pós-graduação vivenciados com a Unicamp, a UNB e a Unesp (Rio Claro).

Por causa de áreas de assentamento instaladas pela Secretaria de Planejamento do Governo do Estado, através do *Programa de Combate à Pobreza Rural – PCPR*, aproveitando-se da não delimitação da “zona de amortecimento” (IBDF 1979), nas partes norte e sul da atual área do parque, a proposta só se estendeu para as partes noroeste, sudoeste (entrando no município de Piripiri) e sudeste, com um acréscimo de 10.164 ha, o que corresponde a um aumento de 164,3%. O PN7C, dessa forma, deverá ficar com uma área total de 16.385 ha.

Biodiversidade: chapada, grotões e reserva legal

Nos cerrados do sudoeste do Piauí, nas áreas submetidas ao desenvolvimento da chamada *última fronteira agrícola do País*, a disponibilidade de terras ainda é grande, apesar de cada vez mais onerosa para aquisição. Com o interesse do aumento de produtividade horizontal, os produtores usam toda a área de chapada para a lavoura de grãos, distribuindo a Reserva Legal – RL, da propriedade, que, no Piauí, corresponde a 30% nas áreas de baixadas/grotões, sob a alegação de que a biodiversidade, por exemplo, não varia entre chapadas e baixões.

No convencimento de que as áreas de RL devem ser representativas, como preceituava o Código Florestal anterior, projetos de investigação científica, em parceria com a Conservação Internacional do Brasil – CI-Brasil, foram realizados. Conferir, por exemplo, Castro et al. (2009a).

Com base no Protocolo de Avaliação Fitossociológica Mínima – PAFM, desenvolvido durante a vigência do PELD, dois levantamentos em áreas de cerrado típico

foram realizados, um no topo da chapada e outro na depressão interplanáltica. Na comparação simples entre as áreas: (1) as espécies mudam; (2) a ordem do VI (Valor de Importância), um dos índices sintéticos de abundância, muda; (3) as espécies exclusivas mudam; (4) os índices de diversidade e de equabilidade mudam; (5) quando as espécies se repetem, a importância fitossociológica destas não é a mesma para as duas áreas; e (6) as estruturas de diâmetro e de altura são diferentes.

Novos desenhos de reserva legal

Os avanços institucionais, legais e científicos obtidos nas duas últimas décadas, mais aceleradamente nestes últimos anos, inclusive por conta das atividades de pesquisa e de pós-graduação desenvolvidas no seio da UFPI, mais especificamente no *Programa Regional de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente* (Subprograma UFPI/Tropen), nas quais o PELD também se insere, têm sido aplicados. Para Uruçuí, Ribeiro Gonçalves e Baixa Grande do Ribeiro, municípios importantes da região granífera, Medeiros (2010) realizou um exercício de avaliação, no que diz respeito às questões da biodiversidade, das áreas de RL, das Áreas de Compensação Ambiental (CA) e do estabelecimento de corredores de biodiversidade sobre a propriedade.

Por enquanto, as propriedades se encontram espalhadas, por causa ainda da disponibilidade de terras ou de muitos projetos de não ocupação. Há também pouca conectividade “física” entre as propriedades. Áreas de corredores ecológicos no interior da propriedade garantem conectividade dentro dela. Os níveis atuais de conectividade potencial se dão entre as áreas das RLs e as áreas de Cerrado do entorno, ainda não cultivadas/convertidas.

Nos cerrados meridionais do Piauí, uma das áreas de atenção especial do Sítio 10, as maiores ameaças têm a ver com a utilização do fogo, ano a ano, para a recomposição de pastagens para as criações extensivas de gado, até nas áreas de entorno da Estação Ecológica de Uruçuí-Una (EEU-U) e com enormes passivos ambientais provocados pela especulação imobiliária rural que havia em grande escala no passado recente. O cerrado era “quebrado”, isto é, destruído com correntões e tratores para ser vendido por maior valor monetário. Os ônus do licenciamento para o desmatamento e do desmatamento propriamente dito eram incorporados à cadeia dominial da propriedade.

Em grandes propriedades sem APP, os 30% de RL mais CA são decerto insuficientes, até como forma de representação da cobertura florestal do passado. Uma das alternativas é a de negociar, além de áreas para RL, a reposição vegetal e/ou a restauração ambiental. Sem isso, muitas das futuras áreas de RL não irão cumprir suas mínimas prerrogativas.

Relações fitossociológicas com outros levantamentos em áreas similares no Piauí e no Nordeste do Brasil [adaptado de Barros (2012)]

A região onde se instalam as fitofisionomias e os geoambientes do Complexo Vegetacional de Campo Maior (PI), objeto desta pesquisa, constitui-se na área focal do *Projeto de Biodiversidade e Fragmentação de Ecossistemas nos Cerrados Marginais do Nordeste*, inserido no âmbito do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD*, com objetivos específicos de levantar e prospectar a biodiversidade daquela que se configura como uma das maiores concentrações de cerrados do Nordeste do Brasil, prioritariamente por cobrir terras dos estados do Piauí e Maranhão. Os levantamentos nessas áreas alimentam o banco de dados da Flora dos Cerrados Marginais do Nordeste (Banco Floracene; Castro et al. 2007; Castro et al. 2008a,b; Vieira 2012), que já conta com 169 levantamentos assim distribuídos: 82 no Piauí; 43 no Maranhão; 29 na Bahia; 7 no Ceará; 4 na Paraíba; 3 no Rio Grande do Norte; e 1 em Pernambuco. A similaridade florística entre os levantamentos da área desta pesquisa e aqueles do Floracene, dada pelo índice de Sorensen, pode ser considerada significativa com os maiores percentuais estabelecidos com os levantamentos de Barros (2005), oscilando entre o mínimo de 59% e máximo de 80%. Para Farias (2003), com levantamentos em duas fitofisionomias de capões, esses percentuais são de 41% e 42%. Com os demais levantamentos no Estado do Piauí, a similaridade oscila entre um mínimo de 30% e máximo de 60%, com os valores mais elevados que corresponderam a fitofisionomias e geoambientes similares aos deste estudo. Para os demais levantamentos no Nordeste, esses valores oscilam entre 10%–25% (CE), abaixo de 5% (PE, com apenas um levantamento), 20%–59% (MA), abaixo de 10% (PB), abaixo de 10% (RN) e entre 5%–47% (BA).

Do ponto de vista estrutural, segundo o índice de Czekanowski, a similaridade maior foi com Barros (2005), com percentual máximo de 52%, e com Farias (2003), em torno de 33%–37%. Com os inventários nos estados de Pernambuco, do Ceará, do Rio Grande do Norte e da Paraíba, a similaridade foi menor e oscilou entre 5% e 35%, neste caso com um número muito menor de levantamentos. Esses dados confirmam a peculiaridade da área estudada, individualizando-se mesmo regional ou estadualmente com fitofisionomias típicas e com número significativo de espécies endêmicas dessa zona de transição edafoclimática. Pode-se considerar, com base no número significativo e predominante de espécies de cerrado na área e ao comparar a lista de espécies amostradas com aquela de Mendonça et al. (2008), que a matriz dos geoambientes é de vegetação de cerrado. O cerrado como fisionomia é de distribuição ampla, mas mudanças nos fatores edáficos ou geomorfológicos, por

exemplo, podem fazer com que toda espécie seja substituída, mas numa escala que não muda a fisionomia. Na área, o fator mais determinante e que pode imprimir mudanças na fisionomia é a entrada da água: onde existe saturação de água, a fisionomia de cerrado desaparece.

A Flora lenhosa dos cerrados do Nordeste do Brasil: padrões e processos de riqueza e endemismo [adaptado de Vieira (2012)]

O Cerrado é um domínio fitogeográfico que apresenta diversas fitofisionomias que vão do campestre (Campo Limpo de Cerrado), passando pelo savânico (Campo Sujo de Cerrado, Campo Cerrado e Cerrado *stricto sensu*) até o florestal (Cerradão de Cerrado). O Cerrado é o segundo maior domínio fitogeográfico do Brasil, que abrange várias unidades da federação, além de diversas áreas disjuntas na Amazônia, Caatinga e Mata Atlântica. Amplamente conhecido por sua grande biodiversidade e endemismo, o Cerrado é um dos 25 *hotspots* de biodiversidade com prioridade para conservação devido à sua baixa porcentagem de área protegida em Unidades de Conservação. Além disso, a destruição dos ecossistemas que constituem o Cerrado continua de forma muito acelerada, resultado da expansão econômica da região central do Brasil iniciada nos anos de 1970. Hoje, há 51,54% de remanescentes de vegetação do Cerrado, ou seja, 48,46% de ocupação antrópica. A flora do Cerrado pode ser dividida em seis províncias fitogeográficas distintas. O Cerrado do Nordeste, uma dessas províncias, está localizado numa área sob forte influência de outros domínios fitogeográficos: da Caatinga a leste, da Amazônia a oeste-noroeste, da Mata Atlântica a sudeste e do Cerrado central ao sul-sudoeste.

A pressão antrópica por novas áreas de cultivos de grãos e oleaginosas em direção ao norte do Cerrado faz com que os cerrados nordestinos sejam foco de atenção conservacionista e pesquisa, para que se garanta sua diversidade biológica e funcionalidade ecossistêmica em longo prazo.

O primeiro capítulo dessa tese introduz o banco de dados Floracene, também utilizado nos demais capítulos, em que foram reunidos 160 levantamentos florísticos (dos 169 atuais), sendo 64 deles conduzidos pelo programa de *Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste – bioTEN*, junto à Universidade Federal do Piauí. Foram contabilizadas 936 espécies de plantas lenhosas em 376 gêneros e 84 famílias, mostrando que o cerrado nordestino é muito mais rico do que se pensava e diferente do cerrado central. Discutiu-se como a história evolutiva do Cerrado poderia ter produzido uma estrutura florística como a encontrada.

No segundo capítulo, avaliamos áreas de endemismo locais dentro dos cerrados do Nordeste, que, por sua vez, é uma área de endemismo regional dentro do

domínio fitogeográfico do Cerrado, também endêmico. Constatamos cinco áreas de endemismo: cerrados litorâneos, Chapada do Araripe, Chapada Diamantina, região norte do Estado do Piauí (cerrados setentrionais do Piauí, Complexo Vegetacional de Campo Maior) e região sudoeste do cerrado nordestino (oeste da Bahia, sudeste do MA e sudoeste do PI [cerrados meridionais do Piauí]). A flora de cada uma das áreas de endemismo sofreu influências diferentes dos domínios fitogeográficos adjacentes. Discutiram-se as características e semelhanças ambientais de cada área, além da história evolutiva que poderia ter causado tal padrão.

No terceiro e último capítulos, avaliamos se a severidade ambiental do Nordeste poderia causar um agrupamento filogenético nas plantas do Cerrado ou se a competição por recursos limitados ou a influência dos domínios fitogeográficos adjacentes teriam causado uma dispersão filogenética. Através do índice de parentesco líquido (*net relatedness index* – NRI) e do índice do táxon mais próximo (*nearest taxon index* – NTI), verificou-se uma leve indicação para o agrupamento filogenético como um todo e um padrão geral de que a severidade climática e as condições de solo relacionadas à seca podem agir como filtros abióticos, levando ao agrupamento filogenético.

Comunidades de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí [adaptado de Mendes (2012)]

O Parque Nacional de Sete Cidades está localizado na região setentrional do Cerrado e possui 14,3% de sua extensão total ocupada por campo limpo de cerrado, na forma de manchas, na maioria pequenas, circundadas por matizes que envolvem duas ou mais fisionomias do Cerrado. Este trabalho teve como objetivo investigar a heterogeneidade espacial e temporal em comunidades dessa fisionomia no Parque, bem como estabelecer relações com variáveis ambientais e espaciais. Outro aspecto abordado foi a relação fitogeográfica das áreas amostradas no Piauí com outros dezesseis levantamentos de comunidades úmidas dominadas por vegetação campestre no Cerrado (campo limpo úmido e vereda).

Dessa forma, a presente tese apresenta quatro capítulos: o primeiro mostra a visão geral dos campos no parque através da investigação das características da vegetação e sua relação com as propriedades do solo; o segundo trata das modificações ocorridas nessas áreas ao longo de três amostragens no tempo; o terceiro aborda dois fragmentos representativos da fisionomia no parque e sua relação com o ambiente e o espaço; e o quarto investiga os padrões fitogeográficos através da comparação de áreas com esforço amostral semelhante. O trabalho de campo teve início em julho de 2007, com a instalação de dezessete linhas de 10 m em seis fragmentos de campo limpo úmido

no Parque. No mesmo período, em 2009 e 2011, as áreas foram reinventariadas para efeito de comparação com o primeiro levantamento. Em adição, no ano de 2009, dois desses fragmentos dominados por *Trachypogon spicatus* (L. F. Kuntze) tiveram suas amostragens ampliadas, totalizando quinze linhas de 10 m em cada (denominados neste trabalho de *campos A e B*).

Assim, os capítulos utilizaram esforços amostrais diferentes. Amostras superficiais simples (0–20 cm) de solo foram coletadas em todas as linhas. A partir das amostragens de 2009, a umidade no solo foi medida em três pontos por linha. Utilizou-se para amostragem da cobertura das espécies o método de interseção na linha. Cada linha foi subdividida em segmentos de 1 m, com varetas de ferro, que representaram as subunidades amostrais (SuA) para a análise da estrutura da vegetação, onde foram registradas a cobertura e a frequência relativas de cada espécie. A avaliação da estrutura da vegetação e a dinâmica, além da relação com o ambiente e com outras áreas de Cerrado do Brasil, foi realizada por meio de índices de riqueza, diversidade, similaridade, técnicas de análises de agrupamento e ordenação dos dados e regressões múltiplas.

Foram caracterizados dois subtipos de comunidades de campo úmido no Parque, com base no período de alagamento em 2007, com separação evidente na análise Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS). O primeiro reuniu as áreas mais secas; e o segundo, as mais úmidas. Com relação à estrutura da vegetação, poucas espécies responderam pelas maiores coberturas relativas, com destaque para representantes de Poaceae e Cyperaceae. Um fato interessante foi a ausência de gramíneas exóticas invasoras nas áreas de campo limpo estudadas no parque.

Os resultados das três amostragens (2007, 2009 e 2011) sugeriram aparente condição de estabilidade nas áreas estudadas. Maiores mudanças na riqueza e diversidade de espécies foram registradas em 2009, provavelmente devido às chuvas muito acima da média para a região em função do evento climático La Niña. Foram verificados, ainda, modelos similares de especialização funcional das espécies entre os inventários. As análises dos efeitos das propriedades do solo sugeriram associação com a determinação da vegetação nos campos do parque, embora a partição da variância resultasse em pequeno percentual explicado por essas variáveis, quando considerados campos com condição mais homogênea das propriedades do solo (campos A e B).

Outros eventos podem estar contribuindo com os padrões encontrados no parque, como os efeitos do espaço, além de eventos estocásticos e outros não mensurados neste trabalho. Nesse caso, a fração da variância não explicada pelo am-

biente pode estar relacionada a fatores bióticos como os efeitos da dispersão em escalas finas, já tratados na literatura.

Em escalas amplas, foi verificada elevada substituição de espécies entre as áreas (diversidade beta). A análise das 18 áreas úmidas dominadas por vegetação campestre no Cerrado relacionou 581 espécies, das quais 55,25% foram registradas em apenas um levantamento. O primeiro eixo da NMDS reuniu maior variação dos dados e captou melhor as diferenças geográficas nas áreas. Destas, duas estão localizadas no Parque Nacional de Sete Cidades (campos A e B); e as demais, em áreas nas regiões Centro-Oeste e Sudeste do Brasil.

No geral, áreas próximas geograficamente foram agrupadas e determinadas pelas variáveis climáticas, especialmente precipitação e temperatura, aliadas aos efeitos do espaço. Além disso, a partição de variância nessa escala de estudo, realizada a partir de modelos de regressão múltipla, sugeriu que as variáveis ambientais ditaram conjuntos florísticos particulares entre as áreas.

Publicações

Dentre as publicações de importância técnico-política, destacaram-se: (1) a moção (Castro 2006) contra a exclusão da parte do bioma Cerrado nas regiões central e setentrional do Piauí, proposta pelo IBGE (2004), colocando as extensas áreas de cerrado dessas regiões, cerca de oito milhões de hectares (Figura 7), no bioma Caatinga; (2) a moção para a manutenção para efeitos de conservação e/ou criação de um Jardim Botânico, do último fragmento (cerca de 200 ha) de Cerradão de Cerrado na zona urbana de Teresina; e (3) o primeiro estudo científico da florística e fitossociologia das áreas de chapada da Serra Vermelha (Castro et al. 2009b), que vincula sua vegetação ao bioma Caatinga, no lugar do bioma Mata Atlântica, sem desvinculá-la de nenhuma prioridade de conservação biológica, por conta do seu caráter único de insubstituibilidade.

As implicações daquela primeira moção se referem ao fato de que os cerrados setentrionais do Piauí, incluídos, agora, no bioma Caatinga, provavelmente, terão/receberão menos recursos financeiros para os seus estudos de continuação, absolutamente necessários. Se os recursos financeiros para as pesquisas no bioma Caatinga já são pequenos, mais difícil será conseguir, destes, uma parte para as pesquisas nos cerrados regionais, quando é a vegetação de caatinga, na perspectiva do bioma Caatinga, o que marca a paisagem, enquanto mais importante formação fitogeográfica da Região Nordeste.

Outro grande problema é que grande parte dos cerrados setentrionais do Piauí

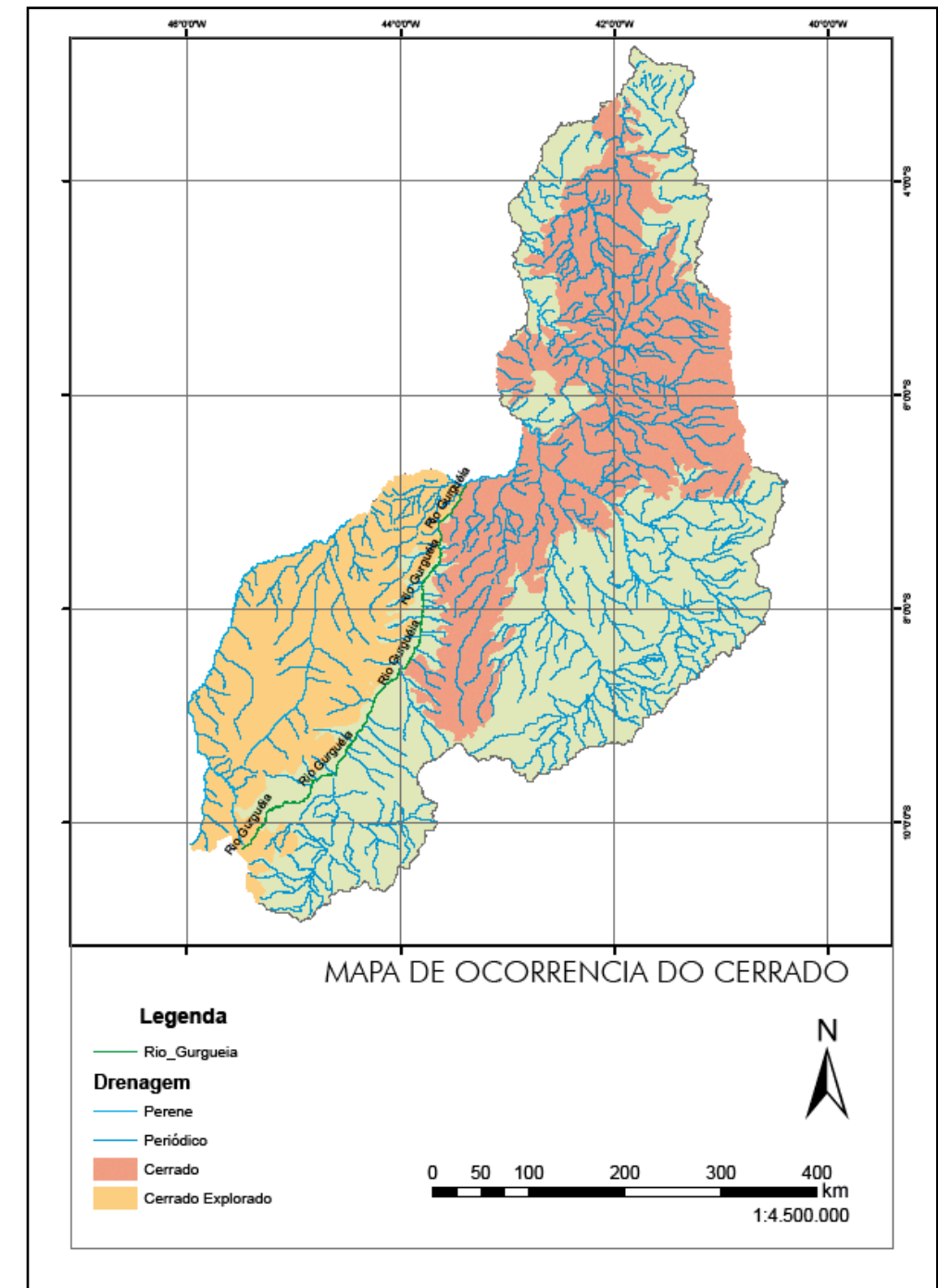


Figura 7. Áreas de cerrado dentro (cor laranja) e fora (cor telha) do bioma Cerrado, segundo os parâmetros do IBGE (2004). À direita do Rio Gurgueia, cerca de 8 milhões de hectares de cerrado *sensu lato* foram incluídos no bioma Caatinga. Créditos: Programa BioTEN.

ficou fora das políticas governamentais de conservação se a referência de partilha continuar sendo as “áreas prioritárias de conservação da biodiversidade dos biomas Cerrado e Caatinga”. Nos mapas (ver em http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/ap_ca_novas_import.zip e http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/ap_ce_novas_import.zip), por exemplo, é possível observar que aqueles cerrados não foram incluídos/representados no bioma Cerrado nem no bioma Caatinga. Para esses cerrados (setentrionais do Piauí), estabeleceu-se um vazio absoluto de atenção. As políticas de inclusão do MMA e IBGE de 1999 foram substituídas por políticas de exclusão de 2006, quando da revisão das áreas prioritárias de conservação da biodiversidade. Em vez de avanços, optou-se pelo retrocesso.

A floresta estacional semidecidual de transição da Serra Vermelha, nos municípios de Curimatá, Redenção do Gurguéia e Morro Cabeça no Tempo, é objeto de aplicação de todos os princípios que se deve elencar para efeitos de conservação e de uso sustentável: além do princípio da insubstituibilidade, já referido, os princípios da cautela, da variedade, do tamanho e da conectividade, por exemplo. Em termos de metodologia atual no escopo das áreas e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade de qualquer bioma, não se pode esquecer dos alvos de biodiversidade, de uso sustentável e de persistência e processos. Com base, então, na importância biológica, nos graus de estabilidade e de ameaça, bem como nas oportunidades para uso sustentável e repartição de benefícios, elegerem-se grandes áreas da Serra Vermelha é condição *sine qua non* para conservação com apropriação. Para isso, no entanto, não é preciso se utilizar do argumento falso de que se trata de Mata Atlântica, uma vez que sua florística e fitossociologia não dão sustentação fitotaxonomica e fitogeográfica. E fitofisionomia não é suficiente para a classificação de uma vegetação qualquer, pois há florestas estacionais semidecíduais/decíduais que são “mais Caatinga”; outras que são “mais Carrasco”; outras que são “mais Amazônia”; e, ainda, outras que são “mais Mata Atlântica”. A floresta estacional semidecidual de transição da Serra Vermelha fica no grupo das matas secas, ou das caatingas arbóreas, portanto uma vegetação do bioma Caatinga. Ver com detalhes Castro et al. (2009b).

Perspectivas para a continuidade dos estudos

O projeto-base do PELD (primeira fase: 2001/2012) é e se firmará ainda mais como um divisor de águas na região para a ecologia dos cerrados setentrionais e meridionais do Piauí, principalmente para os primeiros. Atuou melhor nos cerra-

dos setentrionais por causa de recursos financeiros e humanos, uma vez que, em função das distâncias e da infraestrutura, estudos/pesquisas nos cerrados meridionais custam cerca de três a quatro vezes mais do que nos cerrados setentrionais mais próximos de Teresina. Para o sul, os raios de distância são de cerca de 600–900 km, e, para o norte, apenas de 100–300 km.

Trata-se de um projeto de pesquisa básica com potenciais enormes de aplicação. Na área de Biodiversidade, está contribuindo para a consolidação do conhecimento em termos de biodiversidade de tipo/espécies e de forma/função dos cerrados do Piauí, Maranhão, Ceará e nordeste do Tocantins, principalmente. Em termos de diversidade de ecossistemas, têm-se notado avanços significativos, porque já estão subsidiando as políticas públicas a partir da Secretaria de Biodiversidade e Florestas – SBF, do atual Ministério do Meio Ambiente – MMA, do Governo Federal, de Secretarias de Meio Ambiente dos Governos Estaduais e Municipais, de organizações não governamentais e de alguns segmentos da iniciativa privada.

Como etapas seguintes, a alimentação do Banco de Dados Floracene será assumida pelo Laboratório de Biodiversidade do Trópico Ecotonal do Nordeste – LabioTEN, porque o mesmo não pode ter solução de continuidade. No campo, ideias como a Base Caapuã (04° 50’ 58” S, 42° 05’ 08” W e 134 m) continuarão sendo perseguidas. O estabelecimento de áreas permanentes e de escolas de biodiversidade no Complexo de Campo Maior é imprescindível, principalmente se não houver restrição quanto às questões, se públicas, privadas ou do terceiro setor, uma vez que nenhum desses modelos é suficiente, por si só, se passíveis de exclusividade de controle/ação.

Unidades de Conservação precisam ser criadas na região setentrional do Piauí, cada vez mais com espírito de pertencimento, a começar pelo Parque Nacional do Canyon do Poti – PNCP, por exemplo. No mínimo, uma Área de Relevante Interesse Ecológico – Arie, de âmbito federal é preciso ser instituída na região.

Quanto às próximas perguntas, em uma segunda etapa, duas poderiam ser inicialmente perseguidas por sugestão até da consultoria científica do PELD: (1) como a fragmentação em curso nos cerrados do Nordeste afetará a estrutura e o funcionamento desse bioma?; e (2) em função de uma nova estrutura e funcionamento causados pela fragmentação, como o bioma responderia às futuras mudanças climáticas previstas para a região? O problema é que, para responder-se a perguntas desse tipo, é preciso fragmentar algumas áreas em nível de experimentação. A demanda de recursos é maior do que a capacidade de se conseguir apoio financeiro governamental. Se a iniciativa privada não se deixar convencer da importância estratégica desse tipo de experimento, principalmente nos cerra-

dos meridionais do Piauí, aquelas perguntas continuarão absolutamente sem respostas satisfatórias. Continuaremos, assim, empreendendo desenvolvimentos não sustentáveis.

Para as respostas, em longo prazo, seriam absolutamente pertinentes: (1) amadurecimento institucional local; (2) bolsas de desenvolvimento tecnológico industrial (DTIs), de mestrado (GM) e de doutorado (GD); (3) fixação de mais/outros pesquisadores; (4) parcerias com os grandes produtores de grãos do sudoeste do Piauí; e (5) parcerias “em abundância” com mais/outros pesquisadores de outras universidades e instituições governamentais e não governamentais.

Literatura citada

- Afonso, M., M. R. de Alencar, A. A. J. F. Castro, M. B. Ramos Neto, E. V. e S. de Medeiros, M. B. de Oliveira, A. P. de Brito, A. V. de Sousa, D. S. de Araújo, J. C. de Melo Neto, J. M. R. Paz, e P. G. Cardoso. 2008. Parque Nacional de Sete Cidades (PN7C), Piauí: proposta de ampliação. *Publicações Avulsas em Conservação de Ecossistemas* 19: 1-36.
- Andrade, G. C. B., A. A. J. F. Castro, R. R. S. Farias, J. S. Barros, S. R. Sousa, A. S. Lima, e N. M. C. F. Castro. 2008. Potencialidades das espécies com maior ocorrência do banco da flora dos cerrados marginais do Nordeste (FLORACENE). I Simpósio sobre o Bioma Cerrado: Recuperação, Conservação e Desenvolvimento. Brasília, 2008. Resumo. Centro Brasileiro para Conservação da Natureza e Desenvolvimento Sustentável. CD-ROM.
- Barreiro, S. M. C. 2005. Florística e fitossociologia de formações vegetais ocorrentes em tabuleiro costeiro, na Reserva Biológica Guaribas. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Barros, J. S. 2005. Compartimentação geoambiental no Complexo de Campo Maior, Piauí: uma área de tensão ecológica. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Piauí, Teresina, Brasil.
- Barros, J. S. 2012. Associação entre solos e vegetação nas áreas de transição cerrado-caatinga-floresta na bacia do Parnaíba - sub-bacia do rio Longá-PI. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal.
- Barros, R. F. M. 2002. A tribo Vernoniae Cass. (Asteraceae) em áreas de conservação de cerrado do estado do Piauí, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Barroso, G. M., e E. F. Guimarães. 1980. Excursão botânica ao Parque Nacional de Sete Cidades, Piauí. *Rodriguésia* 32: 241-267.
- Carvalho, L. S., e A. B. Bonaldo. 2007. Aracnídeos. Páginas 6-42. Relatório consolidado zoologia 2004-2007. Universidade Federal do Piauí, Teresina, Piauí.
- Castro, A. A. J. F. 1994a. Comparação florística geográfica (Brasil) e fitossociológica (Piauí - São Paulo) de amostras de cerrado. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.
- Castro, A. A. J. F. 1994b. Comparação florística de espécies do cerrado. *Silvicultura* 58: 16 18.
- Castro, A. A. J. F. 1996. Cerrados do Brasil e do Nordeste: considerações sobre os fatores ecológicos atuantes, ocupação, conservação e fitodiversidade. *Revista Econômica do Nordeste* 27: 183 205.
- Castro, A. A. J. F. 2001. Biodiversidade (vegetal) e ZEE: uma proposta metodológica. In: MMA (org.). Programa Zoneamento Ecológico Econômico: Diretrizes Metodológicas para o Zoneamento Ecológico Econômico do Brasil. Brasília: MMA. 5p. CD-ROM.
- Castro, A. A. J. F. 2003. Ecótonos: conceitos e espaço geográfico comum para pesquisas interdisciplinares. In: I Simpósio do TROPEN: Desenvolvimento do Trópico Ecotonal do Nordeste. Teresina, 2003. Resumos. Teresina: TROPEN/PGDMA. 1p. CD-ROM.
- Castro, A. A. J. F. 2006. Moção para inclusão dos cerrados setentrionais do estado do Piauí no escopo da atualização das áreas e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade. Teresina: bioTEN; Brasília: MMA/SBF. 17p.
- Castro, A. A. J. F., e F. R. Martins. 1999. Cerrados do Brasil e do Nordeste: caracterização, área de ocupação e considerações sobre a sua fitodiversidade. *Pesquisa em Foco* 7: 147 178.
- Castro, A. A. J. F., F. R. Martins, e A. G. Fernandes. 1998. The woody flora of cerrado vegetation in the state of Piauí, northeastern Brazil. *Edinburg Journal of Botany* 55: 455 72.
- Castro, A. A. J. F., e R. R. S. de Farias. 2010. Protocolo de avaliação fitossociológica mínima (PAFM): uma proposta metodológica para o estudo do componente lenhoso da vegetação do Nordeste. In: Castro, A. A. J. F., Arzabe, C., e Castro, N. M. C. F., organizadores. Biodiversidade e ecótonos da região setentrional do Piauí. Teresina: EDUFPI. Páginas 11-24. (Desenvolvimento e Meio Ambiente, 5). ISBN 978-85-7463-384-8.
- Castro, A. A. J. F., J. S. Barros, J. M. Costa, M. P. D. Santos, M. F. O. Pires, M. R. A. Mendes, N. M. C. F. Castro, R. R. S. Farias, e S. R. Sousa. 2010. Cerrados marginais do Nordeste e ecótonos associados: sítio 10 do PELD (Período 2001/2011). Relatório Técnico. Universidade Federal do Piauí, Biodiversidade do Tópico Ecotonal do Nordeste, Teresina, Piauí.

- Castro, A. A. J. F., N. M. C. F. Castro, J. M. Costa, R. R. S. Farias, M. R. A. Mendes, R. S. Albino, J. S. Barros, e M. E. A. Oliveira. 2007. Cerrados marginais do Nordeste e ecótonos associados. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 273-275.
- Castro, A. A. J. F., R. R. S. Farias, S. R. Sousa, G. C. B. Andrade, G. M. Sousa, e N. M. C. F. Castro. 2008a. FLORACENE: banco de dados dos cerrados marginais do Nordeste e ecótonos associados. I Simpósio sobre o bioma Cerrado: Recuperação, Conservação e Desenvolvimento. Brasília, 2008. Resumos. Brasília: Centro Brasileiro para Conservação da Natureza e Desenvolvimento Sustentável. CD-ROM.
- Castro, A. A. J. F., R. R. S. Farias, S. R. Sousa, J. M. Costa, G. M. Sousa, G. C. B. Andrade, e N. M. C. F. Castro. 2008b. Flora dos cerrados marginais do Nordeste e ecótonos associados: FLORACENE. In: 9 Simpósio Nacional do Cerrado: Desafios e Estratégias para o Equilíbrio entre Sociedade, Agronegócio e Recursos Naturais e 2 Simpósio Internacional de Savanas Tropicais. Brasília, 2008. Anais... Planaltina: EMBRAPA Cerrados. 7p. CD-ROM.
- Castro, A. A. J. F., R. R. S. Farias, S. R. Sousa, J. S. Barros, M. B. Ramos Neto, R. B. Machado, e N. M. C. F. Castro. 2009a. Diagnóstico da importância biológica das áreas de chapada e grotões (baixadas) em localidades nos cerrados no sudoeste do estado do Piauí: subsídios para estratégias de alocação de reservas legais e desenho de áreas protegidas. *Publicações Avulsas em Conservação de Ecossistemas* 25: 1-43.
- Castro, A. A. J. F., A. S. F. Castro, R. R. S. de Farias, S. R. de Sousa, N. M. C. F. Castro, C. G. B. da Silva, M. R. de A. Mendes, J. S. Barros, e R. N. Lopes. 2009b. Diversidade de espécies e de ecossistemas da vegetação remanescente da Serra Vermelha, área de chapada, municípios de Curimatá, Redenção do Gurguéia e Morro Cabeça no Tempo, sudeste do Piauí. *Publicações Avulsas em Conservação de Ecossistemas* 23: 1-72.
- Farias, R. R. S. 2003. Florística e fitossociologia em trechos de vegetação do Complexo de Campo Maior, Campo Maior, Piauí. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Haidar, R. F., J. M. Felfili, M. Q. Matos, e A. A. J. F. Castro. 2010. Fitossociologia e diversidade da comunidade arbórea de floresta estacional semidecidual do Parque Nacional de Sete Cidades (Piauí) e sua correlação florística com outras florestas estacionais do Brasil. Páginas 141-165 in A. A. J. F. Castro, C. Arzabe, N. M. C. F. Castro, editores. *Biodiversidade e ecótonos da região setentrional do Piauí*. Editora da Universidade do Piauí, Teresina, Brasil.
- IBDF (Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal). 1979. Plano de manejo; Parque Nacional de Sete Cidades. Relatório Técnico, Editora Instituto Brasileiro de Desenvolvimento florestal e Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasília, Distrito Federal.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2004. http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/mapas_cobertura_vegetal.pdf.
- Lima, M. G. M., e J. S. Silva Júnior. 2007. Mastofauna. Páginas 97-123. Relatório consolidado zoologia 2004-2007. Universidade Federal do Piauí, Teresina, Piauí.
- Lima, M. M., R. Monteiro, A. A. J. F. Castro, e J. M. da Costa. 2010. Levantamento florístico e fitossociológico do morro do Cascudo, área de entorno do Parque Nacional de Sete Cidades (PN7C), Piauí, Brasil. Páginas 186-207 in A. A. J. F. Castro, C. Arzabe, e N. M. C. F. Castro, editores. *Biodiversidade e ecótonos da região setentrional do Piauí*. Editora da Universidade Federal do Piauí, Teresina, Brasil.
- Lindoso, G. S., J. M. Felfili, e A. A. J. F. Castro. 2010. Diversidade e estrutura do cerrado *sensu stricto* sobre areia (neossolo quartzarênico) no Parque Nacional de Sete Cidades - PI. Páginas 90-115 in A. A. J. F. Castro, C. Arzabe, e N. M. C. F. Castro, editores. *Biodiversidade e ecótonos da região setentrional do Piauí*. Editora da Universidade Federal do Piauí, Teresina, Brasil.
- Machado, R. B., L. M. S. Aguiar, A. A. J. F. Castro, C. N. Nogueira, e M. B. Ramos Neto. 2008. Caracterização da fauna e flora do cerrado. In: 9 Simpósio Nacional do Cerrado: Desafios e Estratégias para o Equilíbrio entre Sociedade, Agronegócio e Recursos Naturais e 2 Simpósio Internacional de Savanas Tropicais. Brasília, 2008. Anais. Planaltina: EMBRAPA Cerrados. Páginas 285-299.
- Matos, M. Q., J. M. Felfili, R. F. Haidar, e A. A. J. F. Castro. 2010. Regeneração natural da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PN7C), Piauí, Brasil. Páginas 166-185 in A. A. J. F. Castro, C. Arzabe, e N. M. C. F. Castro, editores. *Biodiversidade e ecótonos da região setentrional do Piauí*. Editora da Universidade Federal do Piauí, Teresina, Brasil.
- Medeiros, E. V. S. 2010. Corredores de biodiversidade: importância ambiental e social. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Piauí, Teresina, Brasil.
- Mendes, M. R. A. 2012. Comunidades de campo limpo no Parque Nacional de Sete Cidades - Piauí. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.
- Mendonça, R., J. M. Felfili, M. C. Silva Júnior, B. M. T. Walter, A. V. Rezende, T. S. Filgueiras, P. E. Nogueira, e C. W. Fagg. 2008. Flora vascular do bioma cerrado: checklist com 12.356 espécies. Páginas 423-1.279 in S. Sano, S. Pedrosa, e J. F. Ribeiro, editores. *Cerrado ecologia e flora*. Embrapa, Brasília, Brasil.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 1999. Programa Nacional de Biodiversidade e Recursos Genéticos. Ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal. Brasília: MMA/FUNATURA/Conservation International/ Fundação BIODIVERSITAS/UnB. 26p. (Mapa, Escala: 1:5.000.000).
- Moura, I. O. 2010. Fitogeografia do cerrado rupestre: relações florístico estruturais e ecológicas de espécies lenhosas. *Tese de Doutorado*. Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.
- Moura, I. O., J. M. Felfili, J. R. R. Pinto, e A. A. J. F. Castro. 2010. Composição florística e estrutura do componente lenhoso em cerrado *sensu stricto* sobre afloramentos rochosos no Parque Nacional de Sete Cidades - PI. Páginas 116-140 in A. A. J. F. Castro, C. Arzabe, e N. M. C. F. Castro, editores. *Biodiversidade e ecótonos da região setentrional do Piauí*. Editora da Universidade do Piauí, Teresina, Brasil.
- Oliveira, M. E. A. 2004. Mapeamento, florística e estrutura da transição campo floresta na vegetação (cerrado) do Parque Nacional de Sete Cidades, Nordeste do Brasil. *Tese de Doutorado*. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.
- Oliveira, M. E. A., A. A. J. F. Castro, e F. R. Martins. 2010. Classificação e caracterização dos tipos vegetacionais do Parque Nacional de Sete Cidades (PN7C), Piauí, Brasil. Páginas 66-89 in A. A. J. F. Castro, C. Arzabe, e N. M. C. F. Castro, editores. *Biodiversidade e ecótonos da região setentrional do Piauí*. Editora da Universidade Federal do Piauí, Teresina, Brasil.
- Oliveira, M. E. A., F. R. Martins, A. A. J. F. Castro, e J. R. Santos. 2007. Classes de cobertura vegetal do Parque Nacional de Sete Cidades (transição campo-floresta) utilizando imagens TM/Landsat, NE do Brasil. *Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Florianópolis, 1.775-1.783.
- Pires, M. F. O. 2004. Taxonomia dos gêneros *Prosthechea* Knowles & Westc., *Encyclia* Hook e *Cattleya* Lindl. (Laeliinae: Orchidaceae), com base em caracteres anatômicos. *Tese de Doutorado*. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Ratter, J. A., S. Bridgewater, e J. F. Ribeiro. 2003. Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburg Journal of Botany* 60: 57-109.
- Ratter, J. A., S. Bridgewater, and J. F. Ribeiro. 2006. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrado. Pages 31-65 in R. T. Pennington, G. P. Lewis, and J. A. Ratter, editors. *Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation*. Taylor & Francis, London, UK.
- Risser, P. G. 1993. Ecotones at local to regional scales from around the world. *Ecological Applications* 3: 367-368.
- Rivas, M. P. 1996. Macrozoneamento geoambiental da bacia hidrográfica do rio Parnaíba. *Série Estudos e Pesquisas em Geociências*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, Brasil.
- Rizzini, C. T. A flora do Cerrado, análise florística das savanas centrais. In: Simpósio sobre o cerrado, 1962, São Paulo. Anais. São Paulo: EDUSP, Páginas 125-177, 1963.
- Rodrigues, F. S. 2007. Taxocenoses de serperentes em uma área de transição cerrado caatinga no município de Castelo do Piauí, Piauí, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Brasil.

- Rodrigues, F. S., e A. L. C. Prudente. 2007. Herpetofauna. Páginas 43-69. Relatório consolidado zoologia 2004-2007. Universidade Federal do Piauí, Teresina, Piauí.
- Santos, M. P. D. 2007a. Avifauna. Páginas 70-96, Relatório consolidado 2004-2007. Universidade Federal do Piauí, Teresina, Piauí.
- Santos, M. P. D. 2007b. Relatório consolidado zoologia 2004-2007. Universidade Federal do Piauí, Teresina, Piauí.
- Silva, J. M. C., e M. P. D. Santos. 2005. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do cerrado e de outros biomas brasileiros. Páginas 220-233 in A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, e J. M. Felfili, editores. Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Vieira, L. T. 2012. Padrões de diversidade da flora lenhosa dos cerrados do nordeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.

13 Caatinga: Estrutura e Funcionamento de Ambientes Terrestres e Aquáticos

**MARIA REGINA DE VASCONCELLOS BARBOSA^{1*},
CRISTINA ARZABE², JOSÉ LUIZ DE ATTAYDE³, ADELMAR
G. BANDEIRA¹, MARIA CRISTINA CRISPIM¹, ELIZA
MARIA XAVIER FREIRE³, JOSÉ ETHAM DE LUCENA
BARBOSA⁴, RENATA PANOSSO⁵, ZELMA GLEBYA MACIEL
QUIRINO⁶, JANE ENISA RIBEIRO TORELLI DE SOUZA¹ &
MARIA DE FÁTIMA FREIRE DE MELO XIMENES⁵**

¹ Departamento de Sistemática e Ecologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa/PB, CEP: 58051-900

² Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa Agropecuária do Meio-Norte, Parnaíba/PI, CEP: 64200-970

³ Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal/RN, CEP: 59072-970

⁴ Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande/PB, CEP: 58429-500

⁵ Departamento de Microbiologia e Parasitologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal/RN, CEP: 59072-970

⁶ Departamento de Engenharia e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, Rio Tinto/PB, CEP: 58000-000

* Autor para correspondência: mregina@dse.ufpb.br

Resumo: O Sítio Caatinga teve como objetivos promover a conservação da biodiversidade, a recuperação de áreas degradadas e o desenvolvimento sustentável da região a partir do conhecimento da estrutura e do funcionamento dos ecossistemas. As unidades de estudo foram o Cariri Paraibano e o Seridó, no Rio Grande do Norte. A flora apresentou uma riqueza superior à conhecida anteriormente, ressaltando-se a diversidade de espécies herbáceas efêmeras, presentes apenas durante o curto período de chuvas. A estrutura da vegetação variou de acordo com o grau de preservação da área e com a disponibilidade hídrica, porém observou-se a dominância de algumas poucas espécies lenhosas. O padrão fenológico da vegetação é sazonal, sendo melitofilia a síndrome de polinização mais frequente. Nas formações ciliares, cerca de 70% das espécies são compartilhadas com as áreas adjacentes de caatinga. Estudos de longo prazo (2001–2011) sobre vários aspectos da biologia e ecologia de insetos (cupins, membracídeos e besouros escarabeíneos), invertebrados do solo, anfíbios, répteis e aves forneceram dados relevantes sobre hábito alimentar, reprodução, comportamento das espécies, estrutura das populações e efeitos da sazonalidade sobre esses animais. Estudos com peixes, fitoplâncton, zooplâncton, algas perifíticas e sobre a qualidade da água, eutrofização e produção orgânica dos diferentes ambientes aquáticos foram também relevantes para a melhor compreensão destes. Os estudos sobre insetos vetores de doenças, em particular dengue e leishmaniose, foram fundamentais para o entendimento da relação ambiente-saúde humana. Destaca-se a dominância das cianobactérias no componente fitoplanctônico dos reservatórios de água, incluindo a presença de espécies produtoras de toxinas. O efeito da sazonalidade, marcado pela grande distinção entre os períodos de seca e chuva, foi o principal determinante da dinâmica do bioma Caatinga.

Palavras-chave: ambientes aquáticos, fauna, Nordeste do Brasil, semiárido, vegetação de caatinga

Abstract: The Caatinga site of the Long-Term Ecology Project (PELD) aimed to promote the conservation of biodiversity, recovery of degraded areas and the sustainable development of the region, through the knowledge of the structure and function of ecosystems. The areas of study were the Cariri Paraibano and the Seridó in Rio Grande do Norte. The flora had a species richness higher than previously known, especially of the herbaceous and ephemeral species present only during the short rainy season. Although the structure of the vegetation varied according to the degree of preservation of the area and the availability of water,

however, only a few woody species dominated. Flowering and fruiting is seasonal, with bee-pollination the most frequent syndrome. Along riparian formations, about 70% of the species are shared with adjacent areas of the caatinga. Long-term studies (2001-2011) on various aspects of the biology and ecology of insects (termites, beetles and treehoppers), soil invertebrates, amphibians, reptiles, and birds, were carried out. They produced data on feeding habits, reproduction, effects of seasonality on species behavior and population structure. Results of studies in local aquatic environments on fish, phytoplankton, zooplankton, periphytic algae, water quality, eutrophication, and organic production permitted a better understanding these aquatic habitats. Studies on insect vectors of diseases, especially dengue fever and leishmaniasis, were fundamental to the understanding of relationships between human health and the environment. The dominance of cyanobacteria in water reservoirs and the presence of cyanotoxin-producing species are emphasized. The profound effect of seasonality, marked by the great distinction between the periods of drought and rain, was the main determinant of the ecology of the Caatinga.

Keywords: aquatic environments, caatinga vegetation, fauna, Northeastern Brazil, semi-arid region

Introdução

Em todo o mundo as áreas secas estão apresentando uma aceleração na taxa de alteração, motivada principalmente por mudanças no uso da terra e alterações climáticas provocadas pelo homem (Shachak et al. 2005). Essas mudanças afetam a distribuição e abundância de espécies, habitats e ecossistemas, criando novos mosaicos de paisagens e ampliando o processo de desertificação.

A porção semiárida do território brasileiro corresponde a aproximadamente 11% da área total do País, abrangendo cerca de 970 mil km², onde vivem mais de 20 milhões de pessoas (MI 2005). Nessa região, a má distribuição de chuvas, associada a uma alta taxa de evapotranspiração, resulta no fenômeno da seca, que periodicamente assola a população da região. Em pelo menos 10% dessa área ocorrem processos graves de desertificação. Dessa forma, pensar o semiárido brasileiro, na busca de encontrar alternativas para uma convivência sustentável com a natureza da região, é uma necessidade premente.

O domínio da Caatinga praticamente coincide com a delimitação do semiárido brasileiro, que se estende por todos os estados do Nordeste, à exceção do Maranhão, chegando até o norte de Minas Gerais (MMA 2010). A caatinga é considerada um dos núcleos das florestas secas estacionais tropicais, cujos remanescentes atuais concentram-se principalmente nos Neotrópicos (Murphy & Lugo 1986; Pennington et al. 2006, 2009). Esse núcleo sofre pelo menos 8 meses de seca por ano e recebe no máximo 1.000 mm/ano de precipitação (Rodal et al. 2008). A caatinga *stricto sensu*, uma formação lenhosa com espécies, na sua maioria, caducifólias, espinhosas, com folhas reduzidas ou mesmo afilas, é o tipo de vegetação dominante. Entretanto, a fisionomia e a composição florística da caatinga variam de acordo com o tipo de solo e a disponibilidade hídrica, observando-se organismos com adaptações ecológicas a diferentes habitats. Atualmente, a caatinga arbustivo-arbórea aberta é a fisionomia mais comum; contudo, ainda podem ser observados na região remanescentes de caatinga arbórea e de matas ciliares, cada vez mais raros devido ao alto índice de antropismo (Barbosa & Attayde 2007).

Os rios na Caatinga, em sua grande maioria, são intermitentes, secando durante as estiagens prolongadas. Muitos desses rios, porém, tiveram trechos perenizados artificialmente através da construção de açudes, os quais constituem, juntamente com as lagoas temporárias, os principais habitats aquáticos na região.

Apenas cerca de 7% do bioma Caatinga se encontra em Unidades de Conservação, sendo menos de 1% em Unidades de Proteção Integral (MMA 2010). Essas unidades, no entanto, têm que lidar com diversos problemas, como caça, fogo,

desmatamento e tráfico de animais silvestres. Espera-se que os conhecimentos sobre a estrutura e o funcionamento dos diversos ecossistemas locais, gerados através dos estudos desenvolvidos no Sítio Caatinga, possibilitem promover a conservação da biodiversidade, a recuperação de áreas degradadas e o desenvolvimento sustentável da região.

Descrição do sítio

O Sítio Caatinga localiza-se no Cariri Paraibano e no Seridó, nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte respectivamente. As principais unidades de estudo foram as bacias hidrográficas dos rios Taperoá e Seridó. A Bacia do Taperoá situa-se na parte central da Paraíba (6° 51' 31" - 7° 34' 21" Sul e 36° 0' 55" - 37° 13' 9" Oeste) e drena uma área aproximada de 7.316 km², sendo a terceira maior bacia do Estado (PARAÍBA 1997b). A precipitação média anual varia entre 350 e 600 mm, com cerca de 65% do total concentrado entre 2 e 4 meses (PARAÍBA 2000). As temperaturas mínimas variam de 18 a 22 °C (julho e agosto), e as máximas situam-se entre 28 e 31 °C (novembro e dezembro) (PARAÍBA 1997a). A vegetação é predominantemente arbustiva, com indivíduos arbóreos esparsos, diferindo apenas na sua densidade.

A Bacia do Seridó faz fronteira com a Bacia do Taperoá, estendendo-se pela Paraíba e pelo Rio Grande do Norte (6° 05' 45" - 7° 03' 56" Sul e 36° 13' 12" - 37° 15' 16" Oeste). As temperaturas médias estão entre 28 e 30 °C, variando muito no decorrer do ano e mesmo no decorrer do dia. A estação seca vai de junho/julho a dezembro/janeiro, havendo algumas inflexões de frentes frias nos meses de agosto a outubro. A estação chuvosa é curta, com precipitação anual de 500 a 700 mm, e concentrada entre os meses de março a maio.

O efeito combinado das condições climáticas e práticas não adequadas de uso e aproveitamento dos recursos naturais tem acentuado o impacto das secas sobre o Cariri Paraibano e o Seridó, levando à perda de biodiversidade, ao esgotamento dos recursos naturais e à intensificação das áreas em processo de desertificação (Barbosa & Attayde 2007).

Principais resultados obtidos no período de 10 anos

Vegetação e flora no Cariri Paraibano

A flora atualmente conhecida no Cariri Paraibano compreende 396 espécies, distribuídas em 90 famílias, sendo 85 de angiospermas (Barbosa et al. 2007). A família mais diversa é a Fabaceae, com 71 espécies, sendo que 11 famílias

representam 57% do total de espécies identificadas até o presente. Entre estas, estão Asteraceae, Cyperaceae, Poaceae e Amaranthaceae, constituídas principalmente por espécies herbáceas efêmeras, presentes apenas durante o curto período de chuvas. Cactaceae e Bromeliaceae estão relativamente bem representadas na região, e Euphorbiaceae, com representantes tanto lenhosos quanto herbáceos, destaca-se por sua riqueza de espécies.

De um modo geral, a estrutura da vegetação varia nas diferentes localidades de acordo com o grau de preservação da área e com a disponibilidade hídrica. Locais com vegetação mais alterada apresentaram baixa diversidade florística, que se refletiu em todos os parâmetros estruturais, indicando a degradação da vegetação. A RPPN Fazenda Almas (7° 28' 15" Sul, 36° 53' 51" Oeste), considerada a área mais preservada da região, apresenta uma diversidade bastante superior à observada em outras áreas no Cariri e na caatinga da Paraíba em geral (Barbosa et al. 2007). Porém, em todas as localidades, observa-se a dominância de poucas espécies, com destaque para *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P. Queiroz e *Croton blanchetianus* Baill (conhecidos até recentemente como *Caesalpinia pyramidalis* e *Croton sonderianus*, respectivamente).

Na vegetação ciliar, foram identificadas na Bacia do Taperoá 91 espécies arbustivo-arbóreas, uma riqueza considerável quando comparada com levantamentos realizados em outras formações vegetais presentes no semiárido (Lacerda et al. 2007, 2010). As famílias com maior número de espécies no estrato arbustivo-arbóreo ciliar foram Fabaceae e Euphorbiaceae, que são citadas na maioria dos trabalhos sobre a caatinga (Sampaio 1996). Cerca de 10% das espécies encontradas nas áreas ciliares do Cariri estão presentes em matas ciliares de outros biomas e, a exemplo do que ocorre em outras formações ciliares do País, cerca de 70% das espécies são compartilhadas com as áreas adjacentes de caatinga. Apenas uma pequena parcela da flora é composta por espécies típicas de formações ciliares e de espécies exclusivas dos ecossistemas ribeirinhos na Caatinga (Lacerda et al. 2007).

O estudo fenológico realizado no Cariri Paraibano indicou a ocorrência de fenofases concentradas, com uma distribuição não uniforme durante o ano, caracterizando um padrão sazonal da vegetação, como tem sido ressaltado para a Caatinga (Barbosa et al. 1989; Machado et al. 1997). O padrão de floração diferiu entre as diferentes formas de vida na comunidade, com a maioria das espécies arbóreas florescendo ao final da estação seca, enquanto as arbustivas e herbáceas floresceram na estação úmida (Quirino 2006). Estas últimas respondem rapidamente a mudanças nas condições hídricas do ambiente, com a produção de flores logo após o início do período chuvoso. O período de floração de cada espécie foi considerado

curto, geralmente com todos os indivíduos adultos florescendo ao mesmo tempo, numa sincronia intraespecífica. A produção de frutos ocorreu em dois períodos distintos: um começando em fevereiro, resultante das florações do início da estação chuvosa, e outro começando em junho, resultante das florações do final da estação chuvosa. As espécies estudadas, seus hábitos, bem como tipos de fruto e síndrome de dispersão de cada uma delas, podem ser verificados na Tabela 1.

As síndromes de polinização observadas na comunidade foram: melitofilia, es-fingofilia, quiropterofilia, ornitofilia, cantarofilia e psicofilia, sendo melitofilia a sín-drome mais frequente (Quirino 2006). Diferenças entre as frequências das sín-dromes de polinização foram também observadas entre as diferentes formas de vida; as espécies arbustivas apresentaram a maior diversidade quanto aos sistemas de polinização. O tipo de recurso floral predominante foi o néctar. Néctar e pólen foram observados entre as árvores e os arbustos; pólen entre os arbustos e as ervas; e as trepadeiras, além de néctar, apresentaram óleo como recurso floral (Quirino 2006).

Agra et al. (2007) registraram usos etnomedicinais de 70 espécies da flora do Cariri Paraibano, sendo cerca de 60 espécies (85,7%) referidas para tratamento de mais de uma doença. Dentre essas, destaca-se *Amburana cearensis* (Allemão) A. C. Sm., referida para mais de cinco usos medicinais. A maioria das plantas comercializadas e empregadas com fins medicinais é nativa da região, e os raizeiros e vendedores possuem conhecimento de seus usos pela experiência adquirida de gerações anteriores.

Uma investigação sobre a comercialização e conservação de três espécies ameaçadas de extinção, de uso na medicina popular, nos municípios de Cabaceiras e Boqueirão — *A. cearensis*, popularmente conhecida como cumaru, *Myracrodruon urundeuva* Allemão, aroeira, e *Sideroxylon obtusifolium* (Humb. ex. Roem. & Schult.) T.D. Penn., quixabeira —, identificou que a rede estabelecida por esse comércio ultrapassa os limites da área de estudo, alcançando outras cidades da região, que atuam como polos distribuidores. Observou-se ainda que, em sua maioria, o comércio varejista de plantas medicinais é uma atividade econômica secundária, complementar à renda familiar. Com relação aos extratores, responsáveis pela manutenção dos estoques na rede comercial e pelo intercâmbio de espécies de usos medicinais, essa é sua única atividade econômica (Marques et al. 2010).

Tabela 1. Lista de espécies observadas na RPPN Fazenda Almas classificadas quanto ao número de indivíduos (N), ao hábito (Arv = árvore; Arb = arbusto; Erv = erva; Tre = trepadeira), ao tipo de fruto e ao modo de dispersão (Zoo = zoocórica; Ane = anemocórica; e Aut = autocórica).

Família/Espécie	N	Hábito	Tipo de fruto	Dispersão
ANACARDIACEAE	13	Arv	Drupa	Ane
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão				
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	10	Arv	Drupa	Zoo
ANNONACEAE	12	Arb	Baga	Zoo
<i>Annona leptopetala</i> (R. E. Fr.) H. Rainer				
APOCYNACEAE	8	Erv	Cápsula	Ane
<i>Allamanda blanchetii</i> A. DC.				
<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart.	12	Arv	Folículo	Ane
<i>Mandevilla tenuifolia</i> (J. C. Mikan) Woodson	11	Erv	Folículo	Ane
<i>Mateleia cf. nigra</i> (Decne.) Morillo & Fontella	9	Erv	Folículo	Ane
<i>Mateleia endressiae</i> Fontella & Goes	4	Tre	Folículo	Ane
BIGNONIACEAE	7	Tre	Cápsula	Ane
Indeterminada				
BIXACEAE	12	Arb	Cápsula	Ane
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.				
BOMBACACEAE	3	Arv	Cápsula	Ane
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.				
BORAGINACEAE	10	Arb	Drupa	Zoo
<i>Cordia leucocephala</i> Moric.				
BROMELIACEAE	8	Erv	Cápsula	Ane
<i>Encholirium spectabile</i> Mart. ex Schult. & Schult. f.				
BURSERACEAE	9	Arv	Drupa	Zoo
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillett				
CACTACEAE	7	Arb	Baga	Zoo
<i>Cereus jamacaru</i> DC.				
<i>Melocactus zehntneri</i> (Britton & Rose) Luetzelb.	6	Arb	Baga	Zoo
<i>Tacinga inamoena</i> (K. Schum.) N. P. Taylor & Stuppy	10	Arb	Baga	Zoo
<i>Pilosocereus cattingicola</i> (Gürke) Byles & G. D. Rowley	10	Arb	Baga	Zoo
<i>Pilosocereus gounellei</i> (F.A.C.Weber ex K. Schum.) Byles & G. D. Rowley	8	Arb	Baga	Zoo
COMBRETACEAE	7	Arb	Betulídio	Ane
<i>Combretum leprosum</i> Mart.				
<i>Combretum pisonioides</i> Taub.	10	Arv	Betulídio	Ane

CONVOLVULACEAE				
<i>Ipomoea marcellia</i> Meisn.	7	Tre	Cápsula	Ane
<i>Ipomoea rosea</i> Choisy	7	Tre	Cápsula	Ane
EUPHORBIACEAE				
<i>Croton rhamnifolioides</i> Pax & K.Hoffm.	9	Arb	Esquizocarpo	Aut
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	6	Arb	Esquizocarpo	Aut
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	9	Arb	Esquizocarpo	Aut
<i>Manihot catingae</i> Ule	10	Arb	Esquizocarpo	Aut
FABACEAE				
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Sm.	10	Arv	Sâmara	Aut
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	6	Arv	Legume	Aut
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	9	Arb	Legume	Aut
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	11	Erv	Legume	Aut
<i>Libidia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz	3	Arv	Legume	Aut
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	10	Arv	Legume	Aut
<i>Dioclea grandiflora</i> Benth.	5	Tre	Legume	Aut
<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) DC.	10	Arv	Legume	Zoo
<i>Mimosa</i> sp.	11	Arv	Legume	Aut
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	7	Arv	Legume	Aut
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	9	Arv	Legume	Aut
MALPHIGHIACEAE				
<i>Stigmaphyllon paralias</i> A. Juss.	3	Tre	Samarídio	Ane
NYCTAGINACEAE				
<i>Guapira</i> sp.	4	Arv	Núcula	Zoo
RHAMNACEAE				
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	5	Arv	Drupa	Zoo
RUBIACEAE				
<i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll. Arg.	5	Arb	Drupa	Zoo
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	4	Arv	Anfissarcídeo	Zoo
SANTALACEAE				
<i>Phoradendron</i> sp.	3	Tre	Baga	Zoo
VELLOZIACEAE				
<i>Nanuza plicata</i> (Mart.) L. B. Sm. & Ayensu	12	Erv	Cápsula	Ane
VITACEAE				
<i>Cissus simsiana</i> Roem. & Schult.	7	Tre	Drupa	Zoo

Diversidade, abundância e dinâmica de diferentes grupos zoológicos

Os três principais grupos de insetos estudados no Cariri Paraibano nesse período foram cupins (Isoptera), membracídeos (Hemiptera, Membracidae) e besouros escarabeíneos (Coleoptera, Scarabaeidae, Scarabaeinae). Estudou-se também a fauna de invertebrados do solo.

Foi feito um levantamento da fauna de cupins tanto na Estação Experimental de São João do Cariri – EESJC, como na Fazenda Almas – FA. Na EESJC, as coletas se restringiram a um único sítio, com um único tipo de vegetação, onde foram encontradas 17 espécies cuja abundância de indivíduos se mostrou 1,8 vezes maior na estação chuvosa que na estação seca (Mélo & Bandeira 2004). Na FA, as coletas foram feitas em três sítios, com diferentes níveis de perturbação antrópica, tendo sido encontradas 26 espécies, sendo que tanto a diversidade como a abundância decresceram sensivelmente do sítio com vegetação mais preservada para o sítio com maior nível de degradação e também da estação chuvosa para a estação seca (Vasconcellos et al. 2007).

Dentre as espécies de cupim mais representativas da região, foram escolhidas *Constrictotermes cyphergaster* (Silvestri) e *Heterotermes sulcatus* Mathews para estudos mais detalhados de biologia e ecologia. Sobre *C. cyphergaster*, foram feitos estudos sobre: hábito alimentar, tendo-se constatado que se trata de uma espécie xilófaga (Moura et al. 2006a); sazonalidade no comportamento de forrageio (Moura et al. 2006b); biomassa e estrutura da população de ninhos (Vasconcellos et al. 2007); estimativa do consumo de matéria orgânica vegetal (Moura et al. 2008); sistema de ninhos policíclicos e níveis de agressão entre indivíduos de diferentes ninhos (Bezerra-Gusmão et al. 2009); e diferenciação de castas (Moura et al. 2011). Sobre *H. sulcatus*, que também é uma espécie xilófaga, avaliou-se o consumo de madeira e sua preferência entre quatro das principais espécies vegetais da Caatinga (Mélo & Bandeira 2007). Sobre os escarabeíneos, detectou-se a presença de vinte espécies na FA, das quais nove apresentaram um padrão claro no uso dos recursos alimentares, sendo quatro delas classificadas como diurnas; outras quatro classificadas como noturnas; e uma, como crepuscular-noturna; os adultos de todas as vinte espécies registradas desaparecem completamente durante a estação seca (Hernández 2007).

Tanto os cupins como os besouros escarabeíneos são táxons que se alimentam de vários tipos de matéria orgânica em decomposição. Na Caatinga, esses dois grupos apresentaram densidade bem inferior à encontrada em outras regiões tropicais, o que pode estar diretamente relacionado à baixa produtividade primária desse bioma. Com relação aos escarabeíneos em particular, em que uma boa parte das espécies é coprófaga, eles dependem também da existência de grandes herbí-

voros, cujas populações normalmente são pequenas na caatinga, exatamente em virtude da baixa produtividade primária.

A fauna do solo foi estudada na FA sob os aspectos de sua diversidade, abundância e sazonalidade dos diferentes grupos, tendo sido registrados 18 e 35 táxons nas estações chuvosa e seca, respectivamente (Araújo et al. 2010). Várias espécies de insetos não puderam ser identificadas, entre as quais algumas foram confirmadas como sendo espécies novas. Dessas, foram descritas sete espécies de membracídios (Creão-Duarte & Rothéa 2006; Rothéa & Creão-Duarte 2007a; Evangelista & Sakakibara 2007); a fêmea de uma espécie de membracídeo, da qual só era conhecido o macho (Rothéa & Creão-Duarte 2007b); e uma espécie de cupim (Mélo & Fontes 2003).

Para os répteis, no período de 2001–2003 foram efetuados inventários das espécies no Cariri Paraibano e no Seridó; a partir de 2004, aprofundaram-se estudos ecológicos de populações e de comunidades, especialmente de lagartos. Destacam-se três resultados principais: (i) identificação das espécies dominantes para cada uma das áreas estudadas; (ii) diferenças na composição de espécies de lagartos, refletindo padrões de distribuição das espécies ao longo da caatinga; e (iii) padrões ecológicos para populações de espécies de lagartos da Família Tropiduridae, com destaque para dieta e reprodução, relacionados à sazonalidade marcante da caatinga.

Foram registradas 42 espécies de répteis Squamata no total das áreas estudadas (20 de lagartos, 20 de serpentes e 2 de anfisbena), dentre as quais destacam-se 5 endêmicas para a Caatinga: *Phyllopezus periosus* Rodrigues 1986, *Psychosaura agmosticha* Rodrigues 2000, *Tropidurus semitaeniatus* Spix 1825, *Bothrops erythromelas* Amaral 1923, *Thamnodynastes* sp. — as duas primeiras com distribuição relictual, conforme previsto por Freire et al. (2009).

Quanto às espécies dominantes, para a ESEC Seridó, foram identificadas quatro: *Ameivula ocellifera* (Spix 1825) e *Ameiva ameiva* (Linnaeus 1758), ambas da Família Teiidae; e *Tropidurus semitaeniatus* e *Tropidurus hispidus* (Spix 1825), ambas da Família Tropiduridae, sendo as mais abundantes, respectivamente, *A. ocellifera* e *T. semitaeniatus*. No Cariri, são três as espécies dominantes: *T. hispidus* e *T. semitaeniatus* (Família Tropiduridae), e *A. ocellifera* (Família Teiidae), sendo as mais frequentes, respectivamente, *T. semitaeniatus* e *A. ocellifera*.

Quanto à composição de espécies e identificação de respectivos padrões de distribuição geográfica, a pesquisa de longo prazo possibilitou a expansão do estudo previsto para o Seridó para áreas com vegetação arbórea sobre solos arenosos, cujos resultados confirmaram a hipótese da existência de diferentes padrões de distribuição geográfica na Caatinga, inclusive de espécies com padrões relictuais (Rodrigues

2003; Delfim & Freire 2007; Freire et al. 2009). Ou seja, apenas nas áreas com vegetação arbórea sobre solos arenosos e/ou com altitudes acima de 600m, registraram-se duas espécies de Gymnophthalmidae (*Acratosaura mentalis* (Amaral, 1933) e *Anotosaura vanzolinia* Dixon, 1974) (Gogliath et al. 2010a, b) e uma de Leiosauridae (*Enyalius bibronii* Boulenger 1885), indicando que essa distribuição pode estar relacionada com fatores ambientais (vegetação densa, clima mais mésico e solo arenoso).

Quanto a estudos ecológicos de longo prazo, especificamente sobre variações sazonais na dieta de populações de lagartos, para duas das espécies dominantes e amplamente distribuídas na Caatinga, *T. hispidus* e *T. semitaeniatus*, durante a estação seca, as formigas e os cupins foram os itens mais importantes (Kolodiuk et al. 2010). O prolongado período de estiagem no semiárido provoca o fenômeno da caducifolia; assim, após as primeiras chuvas, quando se inicia a rebrota das plantas, as folhas representam importante fonte de água para os lagartos. Folhas em processo de abertura e folíolos de plântulas foram mais expressivos volumetricamente nas dietas de *T. hispidus* e *T. semitaeniatus* na estação chuvosa do que na estação seca (Ribeiro & Freire 2008; Kolodiuk et al. 2009). Durante os períodos chuvosos, ainda que as formigas se destacassem na dieta de *T. hispidus* e *T. semitaeniatus*, a predação oportunística de animais com ciclo reprodutivo sazonal — como lepidópteros e coleópteros, com destaque para suas formas larvares, ortópteros e himenópteros não Formicidae — ficou bastante evidenciada.

Quanto ao período reprodutivo, a reprodução de *T. hispidus* e *T. semitaeniatus* na Esec Seridó ocorre durante uma porção bem delimitada do ano, concentrando-se nos últimos meses da estação seca (novembro a janeiro) e parte da estação chuvosa (fevereiro a abril). Apesar de machos de *T. hispidus* e *T. semitaeniatus* terem apresentado espermatozoides nos testículos em quase todos os meses, a variação mensal nos parâmetros testiculares indica variação na atividade reprodutiva desses machos, com o pico da atividade espermatogênica coincidindo com o período em que as fêmeas estiveram reprodutivamente ativas. Ou seja, embora mais prolongada, a atividade reprodutiva dos machos é sincrônica com aquela das fêmeas. Na Esec Seridó, o aumento das chuvas foi o fator que melhor explicou, com base nas fêmeas, a reprodução cíclica em *T. hispidus* e *T. semitaeniatus*, com início na metade final da estação seca e declínio antes do fim da estação chuvosa. A presença de fêmeas de *T. hispidus* e *T. semitaeniatus* contendo ovos nos ovidutos nos meses de janeiro e abril, respectivamente, quando ocorrem a aproximação e o pico da estação úmida na Caatinga, em especial na área estudada, sugerem que a

deposição dos ovos e o seu processo de incubação ocorrem primordialmente fora do período árido da estação seca, caracterizando, sobretudo, o padrão reprodutivo sazonal dessas espécies.

Em relação à composição da anurofauna associada a diferentes corpos-d'água temporários localizados no município de São João do Cariri, Paraíba, foram registradas dezesseis espécies, pertencentes a onze gêneros e seis famílias (Bufonidae, duas spp.; Hylidae, cinco; Leptodactylidae, quatro; Leiuperidae, três; Cycloramphidae, uma e Microhylidae, uma). Quanto às estratégias reprodutivas, a anurofauna apresentou período de reprodução restrito à estação chuvosa, turno de vocalização exclusivamente noturno e quatro modos reprodutivos distintos, sendo que metade das espécies registradas apresentou ovos em ninhos de espuma, diretamente colocados sobre a superfície da água ou em tocas subterrâneas construídas pelo macho. Em relação ao uso do hábitat, as espécies utilizaram oito corpos-d'água como sítios de reprodução. Poças com hidroperíodo de, no mínimo, 2 meses e profundidade mínima de 50 cm não apresentaram diferença significativa em relação à riqueza estimada de espécies, diferenciando-se daquelas com hidroperíodo e profundidade menor. Análises de correlação de Spearman mostraram relações significativas entre o número de espécies observadas vocalizando e a (1) profundidade total, e (2) o hidroperíodo e a estrutura da vegetação do entorno e do interior dos corpos-d'água, indicando que quanto maior a profundidade da poça temporária (permitindo um hidroperíodo mais longo) e quanto mais diversificada a vegetação das margens e do interior da poça, maior é o número de espécies utilizando a poça como sítio reprodutivo (Vieira et al. 2007).

Estudos sobre a diversidade da ictiofauna em diferentes ecossistemas aquáticos demonstraram que a diversidade varia de acordo com o ecossistema e também com a sazonalidade climática da região. Coletas realizadas nos açudes Taperoá II, Soledade e São José, bem como no Riacho Avelós e na Lagoa Serrote — todos ambientes integrantes da Bacia do Rio Taperoá —, evidenciaram padrões diferentes de diversidade na composição da ictiofauna. No Açude Namorados, a diversidade foi representada por índices relativamente baixos, com uma distribuição homogênea na maioria dos meses de 2002 e 2003; entretanto, durante os meses de fevereiro e agosto de 2003, houve a predominância das espécies *Hoplias aff. malabaricus* (Bloch 1794) (traíra) e *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus 1758) (pia-ba). De 2004 a 2006, o Açude Namorados apresentou cinco espécies, com maior dominância de *Ciclhassoma orientale* Kullander 1983 (cará), enquanto em 2007 foram registradas oito espécies, com predominância de *Steindachnerina notonota* (Miranda-Ribeiro 1937). Em 2008, com o rompimento da barragem, o Açude Na-

morados secou totalmente e só recentemente foi reconstruído.

No período de 2002 e 2003, o Açude Taperoá II apresentou nove espécies, com predominância de duas espécies nativas: *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard 1824) e *Psectrogaster romboides* Eigenmann & Eigenmann 1889. Em 2004, ocorreram alterações na composição, elevando a dominância de *Steindachnerina notonota* (saguiru) no ambiente. Essas alterações podem estar relacionadas com a diminuição do volume de água no ecossistema e com a seca total desse ambiente no final de 2003, após um período longo de estiagem. No período de 2005 a 2006, a ictiofauna foi ampliada para dez espécies, com maior abundância de *Hoplias aff. malabaricus* (traíra) durante o período de estiagem e de menor volume de água do açude. Nos anos de 2007, 2008 e 2009, a diversidade se manteve em nove espécies, com o predomínio de *Astyanax fasciatus* (Cuvier 1819) (pia-ba-do-rabo-vermelho). No início de 2010, o Açude Taperoá II não apresentou alteração na composição da ictiofauna; entretanto, a partir de julho, foram registradas duas novas espécies: *Synbrancus marmoratus* Bloch 1794 (mussum) e *Cichla ocellaris* Bloch & Schneider 1801 (tucunaré), uma nativa da região e outra exótica, respectivamente.

O Açude Soledade apresentou baixa diversidade ictiofaunística nas coletas de 2002 a 2004, contando apenas com três espécies nativas (*Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus* sp. e *Astyanax bimaculatus*) e uma acentuada dominância da espécie exótica *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758) (tilápia-do-nilo). De 2005 a 2009, apresentou uma composição íctica semelhante aos anos anteriores, sendo acrescentada a espécie nativa *Hoplias aff. malabaricus* (traíra).

As coletas no Açude São José tiveram início no segundo período de 2008, e sua fauna íctica foi representada por cinco espécies: *Hoplias aff. malabaricus*, *Prochilodus brevis* Steindachner 1875 (curimatã), *Ciclhassoma orientale*, *Astyanax bimaculatus*, sendo a mais frequente a *O. niloticus*.

O Riacho Avelós e a Lagoa Serrote, apesar de apresentarem características físicas diferentes — o primeiro, um ambiente permanente; e o segundo, temporário —, apresentaram uma ictiofauna comum, representada por cinco espécies: *Astyanax bimaculatus*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus piau* Fowler 1941 e *Poecilia vivipara* Bloch & Schneider 1801, nativas; e a espécie de maior predominância, *Oreochromis niloticus*, exótica. A redução na composição de espécies nativas nos dois ambientes, além de outros fatores, deve estar relacionada com a introdução frequente de espécies exóticas, ocasionando competições intra e interespecíficas, redução dos recursos alimentares e de hábitats.

Nos açudes do semiárido brasileiro, a pesca artesanal é uma importante atividade econômica para as populações humanas ribeirinhas. Dentre as espécies de

peixes capturadas nesses ambientes, a tilápia-do-nilo, *Oreochromis niloticus*, espécie exótica originária da África, destaca-se por ser a mais abundante nos desembarques pesqueiros e também a de maior valor econômico (Gurgel & Fernando 1994). No entanto, a introdução dessa espécie exótica nos ecossistemas aquáticos da Caatinga, com o objetivo de promover a pesca e a piscicultura na região, tem gerado efeitos ecológicos e socioeconômicos controversos (Attayde et al. 2007). A pesca e a estocagem periódica de tilápias nos açudes afetam as comunidades planctônicas e a transparência da água, pois a tilápia-do-nilo é uma espécie que se alimenta de zooplâncton, fitoplâncton e de detritos em suspensão na água. Ao se alimentar de zooplâncton, a tilápia pode indiretamente favorecer o fitoplâncton através de um mecanismo conhecido por *cascata trófica*. No entanto, como a tilápia também é capaz de se alimentar de fitoplâncton, ela pode diretamente reduzir a biomassa fitoplanctônica, atenuando o efeito de cascata trófica. Além disso, ao se alimentar de detritos em suspensão na água ou na superfície do sedimento, a tilápia pode contribuir para enriquecer a água com nutrientes através da egestão e excreção de nutrientes contidos nos detritos ingeridos.

Os efeitos de peixes onívoros filtradores, como as tilápias, são complexos, e os estudos experimentais desenvolvidos no Sítio Caatinga demonstram que a tilápia-do-nilo pode aumentar a biomassa de algas menores sem afetar a biomassa fitoplanctônica total (Okun et al. 2008) ou pode reduzir a biomassa de algas maiores e a biomassa fitoplanctônica total (Menezes et al. 2010), dependendo da estrutura de tamanho da comunidade fitoplanctônica. Esses estudos também demonstraram que a tilápia-do-nilo pode ou não reduzir a biomassa zooplanctônica total e que os efeitos das tilápias sobre o zooplâncton dependem mais do tamanho corporal e estágio de desenvolvimento da tilápia do que da densidade de estocagem (Attayde & Menezes 2008). Como as tilápias são capazes de ingerir cianobactérias coloniais e filamentosas que costumam florescer nos açudes nordestinos (Panosso et al. 2007), a estocagem de tilápias pode, em princípio, auxiliar no controle das florações de cianobactérias e na melhoria da qualidade da água para abastecimento. No entanto, a análise teórica de um modelo do sistema estudado revelou uma relação unimodal entre biomassa fitoplanctônica e biomassa de tilápias, sugerindo que o manejo do estoque de tilápias nos açudes pode tanto aumentar como diminuir a biomassa fitoplanctônica (Attayde et al. 2010).

Atualmente, estudos experimentais estão sendo realizados para testar a hipótese de que os efeitos das tilápias sobre o plâncton e a qualidade da água dependem da disponibilidade de luz e nutrientes, que conjuntamente determinam o nível de biomassa fitoplanctônica que um ambiente é capaz de suportar. Em ambien-

tes com maior disponibilidade de luz e nutrientes, o fitoplâncton deve responder mais intensamente à remoção de herbívoros ou à redução da pressão de herbivoria do que em ambientes onde esses recursos limitam o crescimento fitoplanctônico. Com esses experimentos, serão avaliadas as condições ambientais que potencializam os efeitos das tilápias sobre o plâncton e a qualidade da água, e estratégias de manejo pesqueiro serão propostas, visando a melhoria da qualidade da água dos açudes eutrofizados no bioma Caatinga.

No caso da avifauna, embora a Caatinga seja reconhecida como uma das áreas de endemismo para pássaros na América do Sul, poucos foram os estudos desenvolvidos sobre a distribuição, evolução e ecologia das aves nessa região. Para compreender como os diferentes habitats contribuem pra manter a diversidade regional da avifauna, realizou-se um estudo na RPPN Fazenda Almas, no Cariri Paraibano. Após um inventário de 24 meses consecutivos em diversos ambientes, de uma riqueza estimada entre 165 e 171 espécies, foram registradas 162 espécies, das quais 12 foram consideradas endêmicas do Nordeste brasileiro. Foram registradas 107 espécies de aves na caatinga arbórea aberta, 104 nas áreas campestres, 101 na caatinga arbórea densa e 22 em ambientes aquáticos. O fato de algumas espécies endêmicas de pássaros ocorrerem nos ambientes mais abertos, tais como as fisionomias mais arbustivas ou mesmo campestres, sugere que o mosaico de formações densas e abertas na caatinga não é uma condição recente na vegetação da região (Araújo et al. 2012).

Comunidade fitoplanctônica

No fitoplâncton da Bacia do Rio Taperoá foram catalogados 235 táxons genéricos e infragenéricos, 26 famílias, 10 ordens e 8 classes taxonômicas: Chlorophyceae (31,5%), Cyanophyceae (20,4%), Euglenophyceae (19,6%), Zignemaphyceae (13,2%), Bacillariophyceae (12,8%), Chlamydomphyceae (1,3%), Dynophyceae (0,8%) e Xanthophyceae (0,4%). A Lagoa Panati foi o ecossistema aquático mais diverso (3,29 bits. ind⁻¹), seguido dos açudes (Taperoá II, 2,38 bits. ind⁻¹; Soledade, 2,36 bits. ind⁻¹; Namorados, 2,25 bits. ind⁻¹), do Rio Taperoá (2,32 bits. ind⁻¹) e do Riacho Avelós (2,05 bits. ind⁻¹).

Os diferentes ambientes estudados apresentaram densidades médias baixas, tanto para o fitoplâncton quanto para as algas perifíticas; entretanto, apresentaram alta variabilidade temporal e espacial entre si, em detrimento da baixa variação espacial horizontal/vertical de cada um deles. O Açude Soledade se destacou dos demais corpos aquáticos ao longo do estudo pela elevada densidade e abundância de cianobactérias (média = 64.241 ind.ml⁻¹; sendo 85,6% do total de indivíduos contados).

A abordagem de grupos funcionais fitoplanctônicos é baseada em grupos de espécies que coexistem sobre as mesmas condições ambientais, ainda que não haja interações entre as mesmas, e respondem de maneira semelhante a alterações nos ecossistemas aquáticos (Reynolds et al. 2002). Os ecossistemas aquáticos da Bacia do Rio Taperoá apresentaram grupos funcionais indicativos de ecossistemas aquáticos eutrofizados ou com elevado nível trófico (K, M, H1, S2, Sn, J), associações de transição entre LM ou M e com afinidades para águas mesotróficas rasas (grupos B e W2). Nos ambientes mais rasos e turbulentos, as associações mais representativas (K, Lo e Z) são compostas por células procariontes coloniais pequenas.

A diversidade *beta* da bacia foi baixa (21%), com composição do fitoplâncton, distribuição nos açudes e trechos de rios bastante similares. Entretanto, em escala sazonal, principalmente entre os períodos de seca e chuva, foram observadas diferenças na composição da comunidade. A diversidade *beta* média entre os períodos foi de 51,6%, o que denota uma diferença considerável na composição da comunidade entre estes.

O efeito da sazonalidade, marcado pela grande distinção entre os períodos de chuva e seca, foi o principal determinante da dinâmica do fitoplâncton. A chuva atuou como distúrbio intermediário, promovendo o aumento dos índices de diversidade, e como diluidora, reduzindo a densidade total fitoplanctônica e as concentrações de clorofila-a. As baixas variações espaciais horizontal/vertical refletiram a baixa profundidade média e turbulência dos ambientes, o que provoca constantes misturas na coluna de água.

Em termos sucessionais, a sazonalidade foi marcante no estabelecimento das espécies. O período de início das chuvas é marcado pela abundância de espécies C-estrategistas, ou seja, organismos competidores pequenos, com elevada razão superfície-volume, que exploram ambientes saturados por luz e nutrientes (Reynolds 1988). Durante o pico de chuvas, a comunidade passa a ser dominada por espécies R-estrategistas, que apresentam tamanho variando de intermediário a grande, com elevada atividade metabólica e razão superfície-volume, e são tolerantes a ambientes com turbulência e gradientes de luz. No período de seca as espécies S-estrategistas são as mais abundantes. Estas se destacam das demais por serem tolerantes ao estresse, apresentarem baixa razão superfície-volume, baixa atividade metabólica, baixo índice de crescimento, elevada capacidade em armazenar nutrientes e elevada resistência à predação (Reynolds 1988).

Florações de cianobactérias são frequentemente registradas nesses ecossistemas, principalmente durante os períodos de seca. Nestes, a dominância de cia-

nobactérias em alguns ambientes é favorecida pela disponibilidade de luz e pH alcalino. A dominância de cianobactérias é um problema importante que afeta a qualidade da água e que pode persistir ao longo do tempo. Huzsar et al. (2000) reportaram dominância de cianobactérias ao longo de todo ano em 8 reservatórios tropicais. Bouvy et al. (2000), em investigação de 39 reservatórios de Pernambuco, concluíram que essa estrutura simples de dominância da comunidade fitoplanctônica é uma característica de hipereutrofia. Em reservatórios nordestinos, em função da irregularidade das chuvas e da escassez de água para abastecimento, esse cenário é grave e necessita de monitoramento, visando à proteção da saúde humana e dos recursos hídricos.

Comunidades de algas perifíticas

A comunidade ficoperifítica da Bacia do Rio Taperoá apresentou 105 táxons genéricos e infragenéricos, reunidos em 8 classes, 12 ordens, 27 famílias e 52 gêneros. Diferentemente do observado para a comunidade fitoplanctônica, houve predomínio da classe Bacillariophyceae, com 35% do total da riqueza específica, seguida por Cyanophyceae (25%), Chlorophyceae (21%), Zygnemaphyceae (7%), Euglenophyceae (6%), Chlamydomphyceae (3%), Oedogoniophyceae (2%) e Dynophyceae (1%). As densidades totais foram baixas, contudo observou-se uma maior diversidade alfa na Lagoa Panati, seguida pelos açudes (Taperoá, Soledade e Namorados) e pelos trechos do Rio Taperoá e do Riacho Avelós. O efeito da sazonalidade, marcado pela grande distinção entre os períodos de chuva e seca, foi também o principal determinante da dinâmica do ficoperifiton.

Eutrofização e produção orgânica

Após 8 anos de monitoramento dos corpos aquáticos da bacia, foi notável uma sensível mudança nos índices de estado trófico na maioria dos ambientes, avançando de oligomesotrófico para mesoeutróficos. Houve ocorrência de sucessivas florações de cianobactérias potencialmente tóxicas em alguns ambientes monitorados. Houve variação dos índices de estado trófico sob forte influência dos períodos de seca/chuva, mostrando nítida dinâmica temporal nos processos de diluição e concentração de nutrientes, o que influenciou fortemente a composição e estrutura das comunidades do fitoplâncton e de algas perifíticas.

A contaminação difusa e pontual em trechos da bacia, o baixo índice de esgotamento sanitário e a inexistência de processos de tratamento de esgoto nas cidades componentes da Bacia do Rio Taperoá são fatores críticos para as alterações nos índices de estado trófico de alguns ambientes. No Açude Soledade, ocorreu um nítido pro-

cesso de sucessão entre estrategistas C-R-S, em função, em grande medida, do ciclo de chuvas e das alterações na bacia de drenagem. O nível de água dos açudes, a intensidade das cheias e secas, os processos de diluição e concentração de nutrientes foram também considerados fatores importantes na dinâmica dos ambientes aquáticos.

Diversidade e ecologia das comunidades zooplanctônicas

Os ecossistemas aquáticos do semiárido paraibano sofrem grandes alterações hídricas ao longo dos ciclos hidrológicos em consequência das chuvas irregulares e intermitentes. Com isso, o volume dos açudes rapidamente se modifica, alterando consequentemente a qualidade da água.

As comunidades zooplanctônicas de lagoas, barreiros e açudes na Bacia do Rio Taperoá foram monitoradas por 8 anos, sendo possível verificar que estas não estão relacionadas com o tipo de ambiente (barreiro, lagoa ou açude), mas com a qualidade da água (Crispim et al. 2006; Vieira et al. 2009) e os habitats presentes. As lagoas, por apresentarem mais assembleias de macrófitas, possuem uma maior diversidade de Rotifera e Cladocera; os barreiros estão numa situação intermediária; e os açudes apresentam a menor diversidade. Dessa forma, um mesmo ambiente, ao longo do tempo, apresentou mais variações na sua qualidade de água e nas comunidades zooplanctônicas que ambientes distintos. Isso pode ser verificado nos índices de diversidade (H') em vários ambientes ao longo do ano (Crispim et al. 2006). Por exemplo, em anos de seca na região e consequente diminuição no volume dos ecossistemas aquáticos (1998–1999 e 2003), os rotíferos foram os organismos dominantes, e suas densidade e diversidade aumentaram à medida que a estação seca evoluiu (Crispim et al. 2000; Crispim & Freitas 2005). Essas alterações ambientais por vezes estão além dos limites de tolerância de muitas espécies, o que as leva à morte, desaparecendo da coluna de água, mas mantendo-se em forma de diapausa nos sedimentos (Crispim & Watanabe 2000, 2001). Esse processo pode facilitar estudos de biodiversidade que, em vez de ocorrer ao longo de 1 ano para poder capturar toda a comunidade zooplanctônica, poderão ser realizados num curto período de tempo analisando-se os ovos de resistência desses organismos no sedimento, levando-os à eclosão.

Como a qualidade do ambiente se reflete na produção de ovos de resistência pelas espécies que estão presentes no sistema aquático, essa produção poderá ser mais um fator indicativo das condições do ambiente e usado como comparativo. Por exemplo, *Moina minuta* (Hansen 1899) (Cladocera), em alguns ambientes analisados em 2002, só apresentou 100% de fêmeas produzindo efípios a partir de junho, quando se inicia o período seco na região. No ano seguinte, ano em que

os açudes chegaram a secar por completo, *M. minuta* apresentou 100% de fêmeas efípias em janeiro e fevereiro. É interessante assinalar que isso apenas ocorreu nos sistemas de menores dimensões, como lagoas e barreiros, e no menor açude, sujeito a ficar completamente seco com mais frequência. Nos outros açudes, apenas 50% de fêmeas eram efípias (Crispim et al. 2003). Isso pode significar que os ambientes menos estáveis selecionaram apenas clones de *M. minuta* que realizam reprodução sexuada (produção de efípios), enquanto nos outros ambientes, menos variáveis, clones que não se reproduzem sexualmente ainda podem coexistir.

Em 2000, os índices pluviométricos na região eram mais baixos; nos anos de 1998–1999, os açudes secaram completamente devido à seca, o que se repetiu em 2003. Em 2004, registraram-se índices acima do normal, e de lá até 2009 as chuvas foram frequentes e mais abundantes, permitindo que muitos açudes “sangrassem” (transbordassem), renovando a água e melhorando a qualidade dos ambientes analisados. Isso foi acompanhado pela densidade de organismos, que em todos os sistemas analisados mostrou uma queda gradativa até 2009. O maior volume dos açudes nos últimos 5 anos fez com que a diversidade e densidade de rotíferos diminuíssem e os crustáceos se tornassem o grupo mais abundante e frequente. No entanto, esse panorama pode mudar em um ano de pouca chuva. Se os próximos anos forem semelhantes, outros períodos de seca podem ser registrados na região; e todo o processo de aumento de eutrofização pode voltar a se repetir.

Toxicologia aquática

O fitoplâncton dos reservatórios na Bacia do Seridó, no Rio Grande do Norte, esteve dominado por cianobactérias, com baixa riqueza de espécies e alta biomassa (Panosso et al. 2007; Costa et al. 2009), representado principalmente por populações de *Microcystis* spp., no período de chuvas; e por cianobactérias filamentosas (*Planktotrix* e *Cylindrospermopsis*), na estiagem. Foi também observada alternância na dominância dessas espécies, coocorrendo com as espécies filamentosas *Anabaena* spp. e *Aphanizomenon*, além de pequenas colônias de *Aphanocapsa* e *Snowella*, com menor importância de contribuição relativa. Cianobactérias representaram em geral mais de 50% da biomassa relativa do fitoplâncton (Costa et al. 2009). Em diversos ambientes, cianobactérias compreenderam mais de 80–90% da biomassa relativa do fitoplâncton. Eventualmente, diatomáceas e/ou clorofíceas apresentaram-se dominantes nos reservatórios, substituindo as populações de cianobactérias (Costa et al. 2009).

A dominância e as florações de cianobactérias nos ambientes estudados podem ser explicadas pela reduzida transparência da água (média entre 0,3 m e 0,5 m),

pelos elevados valores de temperaturas da água (26 °C a 34 °C), pela condutividade elétrica (média entre 253 e 900 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e pelo pH alcalino (entre 8 e 9) no período estudado (Costa et al. 2009). A dominância de cianobactérias é também uma das consequências da eutrofização artificial.

Os reservatórios do semiárido mostraram-se, em geral, eutróficos, com concentrações de fósforo total e de clorofila-a superiores a 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 20 $\mu\text{g Chl-a L}^{-1}$, respectivamente. Porém, condições de mesotrofia e de hipereutrofia podem ser eventualmente observadas. As concentrações de nitrogênio total na água dos reservatórios do Rio Grande do Norte foram, em geral, semelhantes às observadas por Huszar et al. (2000) em outros reservatórios do semiárido, com valores de $\sim 6.000\mu\text{g L}^{-1}$, embora concentrações ainda mais elevadas ($> 10.000\mu\text{g L}^{-1}$) tenham sido eventualmente detectadas.

Ainda que os resultados da razão entre nitrogênio e fósforo total (TN/TP) encontrados nos reservatórios do Rio Grande do Norte indiquem uma possível limitação do crescimento fitoplanctônico por fósforo (Costa et al. 2009), outros critérios apontam que o nitrogênio é o principal macronutriente que controla o crescimento do fitoplâncton nesses ambientes. Por exemplo, Souza et al. (2008) encontraram uma discrepância entre a variação das concentrações de fósforo total e da biomassa fitoplanctônica. Além disso, em bioensaios de enriquecimento diferencial, a adição de nitrogênio exclusivamente ou em combinação com o fósforo, resultou em aumento da biomassa do fitoplâncton na maioria dos reservatórios e períodos estudados (Medeiros 2007; Araújo 2009). O aumento das concentrações de nitrogênio relativas ao fósforo favoreceu o crescimento das algas diatomáceas (Everton 2007), mostrando que uma redução nas concentrações de fósforo poderia favorecer o aumento da diversidade do fitoplâncton e a consequente redução das florações de cianobactérias.

Cianotoxinas foram evidenciadas em alguns dos principais mananciais do semiárido do Rio Grande do Norte, em diferentes fases do estudo (Martin 2006; Panosso et al. 2007). Utilizando métodos moleculares baseados em PCR, cianobactérias potencialmente produtoras de microcistinas (positivas para o gene *mcyB*) foram detectadas em 55% das amostras coletadas nos dezoito reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte com capacidade superior a 20 milhões de m^3 (Martin 2006). Hepatotoxinas ou neurotoxinas de cianobactérias foram detectadas na água de alguns reservatórios, como Armando Ribeiro Gonçalves, Gargalheiras, Itans, Passagem das Traíras e São João do Sabugi. Como o tratamento da água utilizado no RN não é capaz de remover toxinas dissolvidas, a população abastecida por esses quatro reservatórios está sob risco de exposição a microcistinas.

Para o controle das florações de cianobactérias, recomendam-se medidas que

reduzam o aporte de nutrientes (especialmente P) para os reservatórios do semiárido. Além disso, o controle biológico, através da manipulação das redes alimentares, pode ser associado ao manejo do aporte de nutrientes. Porém, nossos resultados revelaram que copépodos, que são o macrozooplâncton dominante na maioria dos reservatórios, não ingerem eficientemente indivíduos das populações dominantes de cianobactérias (Dantas 2006). A ingestão por cladóceros pode também sofrer redução em condições de elevada biomassa de cianobactérias (Soares et al. 2009). Por outro lado, a manipulação dos estoques de peixes onívoros filtradores, como a tilápia-do-nylo, pode ser uma alternativa viável no controle de florações de cianobactérias (Panosso et al. 2007). Entretanto, fatores como a ictioeutrofização e o acúmulo de cianotoxinas na biomassa dos peixes devem ser levados em consideração antes que um programa de biomanipulação possa ser implementado.

Bioecologia de parasitos e insetos de interesse médico

No que concerne aos insetos vetores de doenças, na ordem Diptera são identificadas espécies envolvidas com a transmissão das mais importantes doenças endêmicas do Velho e do Novo Mundo. Alterações ambientais, destruição de habitats primitivos, alterações no padrão demográfico e pobreza são alguns dos fatores responsáveis pela emergência ou reemergência de leishmaniose visceral ou tegumentar, dengue, febre amarela e malária em regiões pobres de países da América Latina, Ásia ou África. Os microrganismos causadores dessas doenças estão inseridos em sistemas ecológicos que incluem hospedeiros vertebrados e invertebrados, plantas e condicionantes climáticos. Espécies das famílias Culicidae e Psychodidae estão presentes nesses sistemas, provavelmente em adaptação às interferências e aos novos ambientes criados.

No Nordeste brasileiro, as leishmanioses e a dengue constituem-se doenças relevantes no contexto da saúde pública. O Estado do Rio Grande do Norte possui uma vasta área ruralizada, com habitações simples e hábitos cotidianos que propiciam abrigo e mobilidade de espécies de importância em saúde pública. O Sítio Caatinga viabilizou o início dos estudos sobre essa temática na região do Seridó, tendo contribuído com a elaboração de novos projetos e colaborações, dissertações e formação de recursos humanos para atuação em outras instituições públicas de ensino e pesquisa no Estado.

Na área estudada, foram identificadas espécies das famílias Culicidae e Psychodidae, algumas anteriormente identificadas, mas sem informação sobre seu comportamento ao longo do tempo; espécies sem registro de ocorrência no Estado e tendo estabelecidas suas relações com outros animais hospedeiros ou não;

ecótopos primitivos na Caatinga; ecótopos artificiais; sazonalidade e abundância de espécies. Nos resultados, destacam-se a presença e as relações bioecológicas de *Lutzomyia longipalpis* Lutz & Neiva, *L. lenti* Mangabeira, *L. evandroi* Costa Lima & Antunes, *L. oswaldoi* Mangabeira, *L. intermedia s.l.* Lutz & Neiva, *L. shannoni* Dyar, *L. peresi* Mangabeira, *L. goiana* Martins, Falcão & Silva, *L. whitmani* Antunes & Coutinho, *L. walkeri* Newstead e *L. migonei* França. Entre essas, *L. longipalpis* e *L. whitmani* possuem importância médica e epidemiológica por transmitirem, respectivamente, os protozoários *Leishmania chagasi* Cunha & Chagas e *Leishmania braziliensis* Vianna para o homem.

Além disso, com base no conhecimento popular, foram testados extratos de plantas da região com possível efeito larvicida sobre insetos culicídeos. Quarenta e oito extratos de partes de *Aspidosperma pyriformium* (pereiro), *Piptadenia stipulacea* (jurema-branca), *Mimosa tenuiflora* (jurema-preta), *Myracrodruon urundeuva* (aroeira), *Ximenia americana* (ameixa), *Sideroxylon obtusifolium* (quixaba) e *Ziziphus joazeiro* (joazeiro) foram analisados. Os resultados mostraram a eficiência de plantas com ação larvicida para culicídeos e potencial como produto biotecnológico, particularmente de *Aspidosperma pyriformium* e *Myracrodruon urundeuva*.

Discussão

Com base em nossos resultados preliminares, foram definidas estratégias para a conservação da biodiversidade e prioridades para a pesquisa científica no bioma Caatinga (Barbosa et al. 2005). Essas informações foram fundamentais para a definição de experimentos de manejo da vegetação de caatinga, visando a sua conservação e também a produção de madeira, atualmente em andamento no Cariri.

Informações sobre a vegetação e a flora do Cariri, assim como sobre sua fenologia, polinizadores e recursos florais disponíveis, demonstram a importância das plantas como fonte de recurso alimentar para a fauna durante todo o ano, apesar da sazonalidade climática. Por sua vez, resultados sobre a biologia de diversos grupos da fauna da Caatinga também têm contribuído com informações que poderão ser utilizadas em planos de manejo e conservação dessas espécies, bem como na conservação da vegetação da caatinga. Um exemplo disso é a variação detectada na composição de espécies de répteis nas diferentes fitofisionomias da caatinga, a qual denota a existência de distintos padrões de distribuição dessas espécies. Esse conhecimento é fundamental para o manejo dessas espécies e a utilização de diferentes estratégias de conservação. O mesmo pode ser observado sobre a variação

sazonal na dieta e reprodução de lagartos detectados no estudo de longo prazo sobre ecologia de populações das espécies.

O conhecimento acumulado sobre a dinâmica das comunidades aquáticas de ambientes como açudes, rios e barreiros tem propiciado a participação da equipe técnica do Sítio na tomada de decisões sobre a qualidade da água e o manejo dos sistemas aquáticos da região junto às agências de água estaduais. A dependência da anurofauna das lagoas temporárias do semiárido como sítios reprodutivos evidencia a importância da manutenção dos ambientes aquáticos para a permanência e sobrevivência das populações de anuros.

Diversos subprojetos que envolveram a sociedade local foram desenvolvidos, em paralelo, nos municípios do Cariri Paraibano. Dentre estes, destacam-se aqueles voltados à educação ambiental de alunos de escolas públicas, à formação continuada de professores e ao desenvolvimento da percepção ambiental de pescadores. A partir destes, foi possível desenvolver várias ações na região, como manifestações de cunho ecológico, exposições científicas e excursões didáticas, todas com o intuito de sensibilizar esses atores sociais no tocante às causas ambientais. Em 2010, foi publicada uma cartilha sobre essa temática (Abílio 2010).

Diversas atividades de educação ambiental foram desenvolvidas também no Rio Grande do Norte, tendo como foco as comunidades planctônicas nos reservatórios, possibilitando o desenvolvimento de cartilhas, pranchas ilustrativas sobre o plâncton dos reservatórios e outros materiais didáticos (http://www.cb.ufrn.br/mergulhandonaciencia/material_didatico.html).

Perspectivas para continuidade dos estudos

O Sítio Caatinga tinha previsão de vigência até 2011, entretanto, diversas parcerias foram formadas com vistas a garantir o futuro do mesmo. O laboratório multiúso, instalado na Estação Experimental da UFPB, em São João do Cariri, continua atraindo pesquisadores que têm interesse em se juntar à rede.

O sítio está inserido na região-alvo do projeto de integração do Rio São Francisco com o Nordeste setentrional. Dessa forma, terá um papel de extrema relevância no monitoramento, no planejamento e na gestão das águas dessa bacia hidrográfica. São desafios para o futuro a proposição de modelos conceituais e matemáticos utilizando a biota aquática como discriminadora ambiental, a implementação de estudos experimentais de eutrofização/oligotrofização e a realização de análises de risco de intoxicação de humanos por cianotoxinas através do consumo de tilápias e água dos reservatórios do semiárido.

Considerando-se a carência de estudos que analisem o impacto das alterações climáticas e do desmatamento no bioma Caatinga, muito ainda há que ser feito para a redução dos riscos de doença e morte do homem que vive nas regiões semiáridas do Nordeste do Brasil, particularmente nas áreas rurais e periurbanas. A continuidade de estudos de longo prazo, direcionados para espécies-chave na Caatinga, em diferentes regiões do bioma, enfocando a manutenção e sustentabilidade dos recursos vegetais e faunísticos, certamente contribuirá para uma melhor compreensão dos processos que mantêm a estabilidade desse ecossistema.

Literatura citada

- Abílio, F. J. P. 2010. Bioma Caatinga: ecologia, biodiversidade, educação ambiental e práticas pedagógicas. Editora Universitária da Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil.
- Agra, M. F., G. S. Baracho, I. J. D. Basílio, K. Nurit, V. P. Coelho, e D. A. Barbosa. 2007. Sinopse da flora medicinal do Cariri Paraibano. *Oecologia Brasiliensis* 11: 323-330.
- Araújo, F. O. 2009. Efeitos do enriquecimento com nutrientes (N e P) e condições de luz sobre o fitoplâncton de um reservatório eutrófico no semiárido brasileiro. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil.
- Araújo, H. F. P., A. H. Vieira-Filho, T. A. C., e M. R. V. Barbosa. 2012. As aves e os ambientes em que elas ocorrem em uma reserva particular no Cariri paraibano, nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 20: 365-377.
- Araújo, V. F. P., A. G. Bandeira, and A. Vasconcelos. 2010. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga forest in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 70: 737-746.
- Attayde, J. L., and R. F. Menezes. 2008. Effects of fish biomass and planktivore type on plankton dynamics. *Journal of Plankton Research* 30: 885-892.
- Attayde, J. L., E. van Nes, A. I. L. Araújo, G. Corso, and M. Scheffer. 2010. Omnivory by planktivores stabilizes plankton dynamics, but may either promote or reduce algal biomass. *Ecosystems* 13: 410-420.
- Attayde, J. L., N. Okun, J. Brasil, R. F. Menezes, e P. Mesquita. 2007. Impactos da introdução da tilápia-do-nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma Caatinga. *Oecologia Brasiliensis* 11: 450-461.
- Barbosa, D. C. A., J. L. Alves, S. M. Prazeres, e A. M. A. Paiva. 1989. Dados fenológicos de 10 espécies arbóreas de uma área de caatinga (Alagoinha-PE). *Acta Botânica Brasílica* 3: 109-117.
- Barbosa, M. R. V., e J. L. Attayde. 2007. Introdução. *Oecologia Brasiliensis* 11: 309-311.
- Barbosa, M. R. V., I. B. Lima, J. R. Lima, J. P. Cunha, M. F. Agra, e W. W. Thomas. 2007. Vegetação e flora no Cariri Paraibano. *Oecologia Brasiliensis* 11: 313-322.
- Barbosa, M. R. V., R. Castro, F. S. Araujo, e M. J. N. Rodal. 2005. Estratégias para a conservação da biodiversidade e prioridades para a pesquisa científica no bioma Caatinga. Páginas 415-429 em F. S. Araujo, M. J. N. Rodal e M. R. V. Barbosa, editores. *Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Bezerra-Gusmão, M. A., K. A. Kogiso, T. O. Honorato, T. X. Melo, J. R. C. Barbosa, and A. G. Bandeira. 2009. Policalic nest systems and levels of aggression of *Constrictotermes cyphergaster* (Isoptera, Termitidae, Nasutitermitinae) in the semi-arid region of Brazil. *Sociobiology* 53: 101-111.
- Bouvy, M., Falcão, D., Marinho, M., Pagano, M., and Moura, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology* 23: 13-27.
- Costa, I. A. S, S. R. S. Cunha, R. Panosso, M. F. F. Araújo, J. L. S. Melo, e E. M. Eskinazi-Sant'Anna. 2009. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis* 11: 382-401.
- Creão-Duarte, A. J., and R. R. A. D. Rothea. 2006. A new species of *Calloconophora* Dietrich (Hemiptera, Membracidae, Aconophorini) from the semi-arid region of Paraíba, Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 50: 473-474.
- Crispim, M. C., and G. T. P. Freitas. 2005. Seasonal effects on zooplankton community in a temporary lagoon of northeast Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis* 17: 385-393.
- Crispim, M. C., L. L. Ribeiro, S. E. M. Gomes, G. T. P. Freitas, and F. S. Serpe. 2006. Comparison of different kind of semi-arid aquatic environments based on zooplankton communities. *Revista de Biologia e Ciências da Terra* 6: 98-111.
- Crispim, M. C., R. J. Paz, and T. Watanabe. 2003. Comparison of different *Moina minuta* populations dynamics eclosed from resting eggs in a semi-arid region in Brazil. *Brazilian Journal of Ecology* 5-6: 33-38.
- Crispim, M. C., R. L. Leite, e T. Watanabe. 2000. Evolução do estado trófico em açudes temporários, no nordeste semi-árido, durante um ciclo hidrológico, com ênfase na comunidade zooplanctônica. *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Vitória, pp. 422-430.

- Crispim, M. C., and T. Watanabe. 2001. What can dry sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? *Hydrobiologia* 442: 101–105.
- Crispim, M. C., e T. Watanabe. 2000. Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude no semi-árido paraibano. *Acta Limnologica Brasiliensis* 12: 89 – 94.
- Dantas, D. D. F. 2006. Avaliação da taxa de herbivoria do copépodo *Notodiptomus* spp sobre a cepa não tóxica da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*. Monografia de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil.
- Delfim, F. R., e E. M. X. Freire. 2007. Os Lagartos Gimnoftalmídeos (Squamata: Gymnophthalmidae) do Cariri paraibano e do Seridó do Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil: Considerações acerca da Distribuição Geográfica e Ecologia. *Oecologia Brasiliensis* 11: 365-382.
- Evangelista, O., e A. M. Sakakibara. 2007. New species of the treehopper tribe Amastrini (Hemiptera, Membracidae, Smiliinae). *Revista Brasileira de Entomologia* 51: 38-41.
- Everton, J. B. F. 2007. Composição e densidade da comunidade fitoplanctônica do Açude Cruzeta-RN em resposta à adição dos nutrientes Nitrogênio (N) e Fósforo (P). Monografia de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil.
- Freire, E. M. X., G. O. S. Sugliano, M. F. Kolodiuk, L. B. Ribeiro, B. S. Maggi, L. S. Rodrigues, W. L. S. Vieira, e A. C. G. P. Falcão. 2009. Répteis Squamata das Caatingas do seridó do Rio Grande do Norte e do cariri da Paraíba: síntese do conhecimento atual e perspectivas. Páginas 51-84 em E. M. X. Freire, editor. Recursos Naturais das Caatingas: uma visão multidisciplinar. Editora da UFRN, Natal, Brasil.
- Gogliath, M., L. B. Ribeiro, and E. M. X. Freire. 2010a. Geographic distribution. *Acratosaura mentalis* (NCN). Brazil: Rio Grande do Norte. *Herpetological Review* 41: 105-106.
- Gogliath, M., L. B. Ribeiro, and E. M. X. Freire. 2010b. Geographic distribution. *Anotosaura vanzolinia* (NCN). Brazil: Rio Grande do Norte. *Herpetological Review* 41: 243-243.
- Gurgel, J.J.S., and Fernando, C.H. 1994. Fisheries in semi-arid Northeast Brazil with apecial reference on the role of tilapias. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 79: 77-94.
- Hernández, M. I. M. 2007. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da Caatinga paraibana, Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 11: 356-364.
- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M., Domingos, P., and Sant'Anna, C.L. 2000. Cyanoprocaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 424: 67-77.
- Kolodiuk, M. F., L. B. Ribeiro, and E. M. X. Freire. 2009. The effects of seasonality on the foraging behavior of *Tropidurus hispidus* and *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) living in sympatry in the Caatinga of northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 26: 581-585.
- Kolodiuk, M. F., L. B. Ribeiro, and E. M. X. Freire. 2010. Diet and foraging behavior of two species of *Tropidurus* (Squamata, Tropiduridae) in the Caatinga of northeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology* 5: 35-44.
- Lacerda, A. V., F. M. Barbosa, J. J. Soares, e M. R. V. Barbosa. 2010. Flora arbustiva-arbórea de três áreas ribeirinhas no semiárido paraibano, Brasil. *Biota Neotropica* 10: 275-284.
- Lacerda, A.V., F. M. Barbosa, e M. R. V. Barbosa. 2007. Estudo do componente arbustivo-arbóreo de matas ciliares na bacia do rio Tape-roá, semiárido paraibano: uma perspectiva para a sustentabilidade dos recursos naturais. *Oecologia Brasiliensis* 11: 331-340.
- Machado, I. C., L. M. Barros, and E. V. S. B. Sampaio. 1997. Phenology of caatinga species at Serra Talhada, PE, Northeastern Brazil. *Biotropica* 29: 57-68.
- Marques, J. B., M. R. V. Barbosa, e M. F. Agra. 2010. Efeitos do comércio para fins medicinais sobre o manejo e a conservação de três espécies ameaçadas de extinção, em duas áreas do Cariri Oriental Paraibano. Páginas 180-196 em M. A. Gariglio, E.V.S.B.Sampaio, L.A.Cestaro e P.Y.Kageyama, editores. Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, Brasil.
- Martin, C. P. S. 2006. Utilização de métodos moleculares na detecção de *Microcystis* spp. potencialmente hepatotóxicas em reservatórios de água do Rio Grande do Norte. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil.
- Medeiros, A. D. 2007. A limitação por nutrientes (N e P) no plâncton do reservatório de Cruzeta (semi-árido, RN). Monografia de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil.
- Mélo, A. C. S., and A. G. Bandeira. 2004. A qualitative and quantitative survey of termites (Isoptera) in an open shrubby Caatinga in Northeast Brazil. *Sociobiology* 44: 707-716.
- Mélo, A. C. S., e A. G. Bandeira. 2007. Consumo de madeira por *Heterotermes sulcatus* (Isoptera: Rhinotermitidae) em ecossistema de Caatinga no Nordeste do Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 11: 350-355.
- Mélo, A. C. S., and L. R. Fontes. 2003. A new species of *Amitermes* (Isoptera, Termitidae, Termitinae) from Northeastern Brazil. *Sociobiology* 41: 411-418.
- Menezes, R. F., J. L. Attayde, J. L., and F. R. Vasconcellos. 2010. Effects of omnivorous filter-feeding fish and nutrient enrichment on the plankton community and water transparency of a tropical reservoir. *Freshwater Biology* 55: 767-779.
- MI. (Ministério da Integração Nacional). 2005. Nova delimitação do semiárido brasileiro. Brasília, Distrito Federal.
- MMA. (Ministério do Meio Ambiente). 2010. Caatinga. Disponível em <http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=203> (acesso Setembro 2010).
- Moura, F. M. S., A. Vasconcellos, N. B. Silva, and A. G. Bandeira. 2011. Caste developmental system of the Neotropical termite *Constrictotermes cyphergaster* (Isoptera, Termitidae). *Insectes Sociaux* 58: 169-175.
- Moura, F. M. S., A. Vasconcellos, V. F. P. Araujo, and A. G. Bandeira. 2006a. Feeding habit of *Constrictotermes cyphergaster* (Isoptera, Termitidae) in an area of Caatinga, Northeast Brazil. *Sociobiology* 48: 21-26.
- Moura, F. M. S., A. Vasconcellos, V. F. P. Araujo, and A. G. Bandeira. 2006b. Seasonality in foraging behavior of *Constrictotermes cyphergaster* (Termitidae, Nasutitermitinae) in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Insectes Sociaux* 54: 472-479.
- Moura, F. M. S., A. Vasconcellos, V. F. P. Araujo, and A. G. Bandeira. 2008. Consumption of vegetal organic matter by *Constrictotermes cyphergaster* (Isoptera, Termitidae, Nasutitermitinae) in an area of Caatinga, Northeastern Brazil. *Sociobiology* 51: 181-189.
- Murphy, P. G., and A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 66-88.
- Okun, N., J. Brasil, J. L. Attayde, and I. A. S. Costa. 2008. Omnivory does not prevent trophic cascades in pelagic food webs. *Freshwater Biology* 53: 129-138.
- Panosso, R. F., I. A. S. Costa, N. R. Souza, S. R. S. Cunha, J. L. Attayde, e F. C. F. Gomes. 2007. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*). *Oecologia Brasiliensis* 11: 433-449.
- PARAÍBA. 1997a. Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba. Secretaria do Planejamento, João Pessoa.
- PARAÍBA. 1997b. Plano diretor de recursos hídricos do Estado da Paraíba: diagnóstico. t. 2, v. 3. Secretaria do Planejamento, João Pessoa.
- PARAÍBA. 2000. Zoneamento ecológico-econômico do Estado da Paraíba: Região do Cariri Ocidental – Estudos hidrológicos. SUDEMA – Superintendência de Desenvolvimento do Meio Ambiente, João Pessoa.
- Pennington, R. T., J. A. Ratter, and G. P. Lewis. 2006. An overview of the plant diversity, biogeography and conservation of neotropical savannas and seasonally dry forests. Pages 1-29 in R. T. Pennington, J. A. Ratter and G. P. Lewis, editors. Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation. CRC Press, United States.
- Pennington, R. T., M. Lavin, and A. Oliveira-Filho. 2009. Woody plant diversity, evolution and ecology in the Tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40: 437-57.
- Quirino, Z. G. M. 2006. Fenologia e sistema reprodutivo de espécies de caatinga no Cariri Paraibano. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Reynolds, C. S. 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. Pages 388-433 in C.D. Sandgren, editor. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds, C.S., Huszar, V.L., Kruk, C., Naselli-Flores, L., and Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.

- Ribeiro, L. B., and E. M. X. Freire. 2008. *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata, Tropiduridae) as a seed disperser of the plant *Commiphora leptophloeos* (Burseraceae) in the Caatinga of northeastern Brazil. *Cuadernos de Herpetologia* 22: 21-24.
- Rodal, M. J. N., M. R. V. Barbosa, and W. W. Thomas. 2008. Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? *Brazilian Journal of Biology* 68(3): 467 – 475.
- Rodrigues, M. T. 2003. Herpetofauna da Caatinga. Páginas 182-236 em I. R. Leal, M. Tabarelli e J. M. C. Silva, editores. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife, Brasil.
- Rothéa, R. R. A. D., e A. J. Creão-Duarte. 2007a. Duas novas espécies de *Enchenopa* Amyot & Serville (Hemiptera, Membracidae) do semi-árido do Estado da Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 51: 35-37.
- Rothéa, R. R. A. D., e A. J. Creão-Duarte. 2007b. Descrição da fêmea de *Paracentronodus nevesi* Barreira & Sakakibara (Hemiptera, Membracidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 51: 119-120.
- Sampaio, E.V.S.B. 1996. Fitossociologia. Páginas 203-230 em E.V.S.B. Sampaio, S.J. Mayo e M.R.V. Barbosa, editores. *Pesquisa botânica nordestina: progresso e perspectivas*. Sociedade Botânica do Brasil, Recife.
- Shachak, M., J. R. Gosz, S. T. A. Pickett, and A. Perevolotsky. 2005. *Biodiversity in drylands: toward a unified framework*. Oxford University Press, New York, USA.
- Soares, M. C. S., M. Lurling, R. Panosso, and V. Huszar. 2009. Effects of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* on feeding and life-history characteristics of the grazer *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72: 1183-1189.
- Sousa, W., Attayde, J.L., Rocha, E.S., and Eskinazi-Sant'Anna, E.M. 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research* 30: 699–708.
- Vasconcellos, A., V. F. P. Araújo, F. M. S. Moura, and A. G. Bandeira. 2007. Biomass and population structure of *Constrictotermes cyphergaster* (Silvestri) (Isoptera: Termitidae) in the dry forest of Caatinga, Northeastern Brazil. *Neotropical Entomology* 36: 593-698.
- Vieira, A. C. B., L. L. Ribeiro, D. P. N. Santos, and M. C. Crispim. 2009. Correlation between the zooplankton community and environmental variables in a reservoir from the northeastern semi-arid. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21: 349-358.
- Vieira, W. L. S., C. Arzabe, e G. G. Santana. 2007. Composição e distribuição espaço-temporal de anuros no Cariri Paraibano, nordeste do Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 11: 450-461.

14 Dez Anos de Pesquisas de Longa Duração no Pantanal Norte: Achados, Lições e Perspectivas

CARLOS ALBERTO CASTRO¹, CÁTIA NUNES DA CUNHA², CLÁUDIA TASSO CALLIL², EDUARDO GUIMARÃES COUTO^{3*}, FLÁVIA MARIA DE BARROS NOGUEIRA², GERMANO GUARIM NETO², JERRY PENHA², JOSÉ DE SOUZA NOGUEIRA⁴, JOSÉ HOLANDA CAMPELO JÚNIOR³, LÚCIA APARECIDA DE FÁTIMA MATEUS², MARCELO SACARDI BIUDES⁴, MARÍLIA COUTO SILVA SHIRAIWA⁵, MARINETE COVEZZI⁶, MARINÊZ ISAAC MARQUES⁵, PIERRE GIRARD², ROBERTO DE MORAES LIMA SILVEIRA², SUELI PEREIRA CASTRO⁶ & MARTA GISLENE PIGNATTI⁷

¹ Faculdade de Economia, Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Correa, 2367, Boa Esperança, Cuiabá/MT, CEP: 78060-900

² Departamento de Botânica e Ecologia. Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Correa, 2367, Boa Esperança, Cuiabá/MT, CEP: 78060-900

³ Departamento de Solos e Eng. Rural. Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Correa, 2367, Boa Esperança, Cuiabá/MT, CEP: 78060-900

⁴ Instituto de Física. Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Correa, 2367, Boa Esperança, Cuiabá/MT, CEP: 78060-900

⁵ Departamento de Biologia e Zoologia. Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Correa, 2367, Boa Esperança, Cuiabá/MT, CEP: 78060-900

⁶ Departamento de Sociologia e Ciência Política. Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Correa, 2367, Boa Esperança, Cuiabá/MT, CEP: 78060-900

⁷ Instituto de Saúde Coletiva. Universidade Federal de Mato Grosso, Av. Fernando Correa, 2367, Boa Esperança, Cuiabá/MT, CEP: 78060-900

* Autor para correspondência: couto@ufmt.br

Resumo: O conhecimento científico sobre o ambiente pantaneiro e a relação do homem com o mesmo não havia avançado em 2001. Apesar de já estar estabelecido o paradigma do pulso de inundação, pouco se sabia de concreto sobre o seu efeito na biodiversidade ou mesmo no funcionamento desse sistema. Uma série de trabalhos descritivos, que outrora foram essenciais para o estabelecimento do que se conhecia sobre o Pantanal Norte, já não se faziam suficientes, e apenas uma proposta com trabalhos integrados fazia sentido. Dessa maneira, na primeira fase, a proposta do Sítio 12 do PELD foi formulada com um enfoque social e outro ambiental, que deveriam convergir para uma melhor análise do sistema em estudo. A proposta do Sítio 12 do PELD teve por objetivo testar algumas hipóteses pertinentes aos temas ambiental e social: (1) A distribuição, a composição de espécies e o desenvolvimento das comunidades bióticas no Pantanal são resultados da interação entre o pulso de inundação, os condicionantes edafoclimáticos da paisagem e o manejo feito pelo homem; (2) O ser humano fez e faz uso da diversidade biológica do sistema, e os processos de interação com o meio produzem e preservam suas condições de existência e reprodução social, que interferem diretamente no grau de conservação atual; (3) A melhoria da qualidade de vida das comunidades que se relacionam com o sistema a ser manejado e conservado resultará, em longo prazo, em ações mais efetivas de conservação; (4) A participação ativa de comunidades tradicionais que vivem no entorno de áreas protegidas faz parte de estratégias de conservação que devem ser consideradas nos planos de manejo. As hipóteses apresentadas foram idealizadas para testar a influência do pulso de inundação na estruturação dos sistemas biológico e humano no Pantanal, assim como a interação entre os mesmos. Naturalmente, ao longo dos 10 anos de atividades, o nosso programa passou por muitas mudanças, decorrentes do amadurecimento do grupo em função da experiência acumulada por uns e à substituição de outros membros da equipe. Em termos gerais, o projeto do Sítio 12 do PELD conseguiu consolidar um grupo de pesquisas em áreas alagáveis para a região do Pantanal, atuando de forma fortemente vinculada aos programas já implantados na época do início do projeto (Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Agricultura Tropical e Saúde Coletiva). Além disso, contribuiu para a criação e consolidação de um novo programa (Pós-graduação em Física e Meio Ambiente), além de orientar diretamente a elaboração de leis para a gestão do Pantanal. Finalmente, mas não menos importante, foi a capacidade do grupo para estabelecer níveis de conhecimento sobre a organização social e econômica até então pouco reconhecidas na parte norte do Pantanal.

Palavras-chave: áreas úmidas, carbono, comunidades tradicionais, diversidade biológica, fogo, Pantanal mato-grossense, pulso de inundação

Abstract: Scientific knowledge about the wetland environment and its relationship with human beings had not advanced in 2001. Despite there already being an established paradigm about the flood pulse in tropical wetlands, little was known about its concrete effects on biodiversity, or even the functioning of this system. A series of descriptive studies, once essential to the establishment of what is known about the Northern Pantanal, were no longer sufficient and a proposal for integrated work made sense going forward. Thus, in the first stage, the proposed PELD site 12 was formulated with one social focus and another, environmental, which together should have converged for a better analysis of the system under study. The proposed PELD site 12 offers to test some hypotheses relevant to environmental and social themes: (1) The distribution, species composition and development of biotic communities in the Pantanal results from the interaction between the flood pulse, the determinants of edaphoclimatic landscape and human-made management, (2) Human beings make and have made use of the system's biological diversity and the processes of interaction with the environment produce and preserve their conditions of existence and social reproduction, which directly affect the degree of current conservation; (3) Improving the quality of life of communities that relate to the system to be managed and conserved results in long term, more effective conservation action, (4) the active participation of traditional communities living in the surrounding protected areas is part of conservation strategies that should be considered in management plans. The assumptions made were designed to test the influence of the flood pulse in the structure of biological and human systems in the Pantanal as well as their interaction. Of course, over the ten years of our activities, the program has undergone many changes resulting from the maturing of the group from accumulated experience and the replacement of other team members. In general terms, the project PELD site 12 was able to consolidate a wetland research group for the Pantanal region, acting strongly in relation to the programs already in place when the project began (Ecology and Biodiversity Conservation, Tropical Agriculture and Collective Health). In addition, the project contributed to the creation and consolidation of a new program (Postgraduate Diploma in Physics and Environment), in addition to directly guiding the formulation of laws for the management of the Pantanal. Last but not least, the group was able to establish levels of knowledge about the social and economic organization, until then, not well recognized in the Northern Pantanal.

Keywords: biodiversity, carbon, fire, flood pulse, Pantanal, traditional communities, wetlands

Apresentação

No Pantanal, quase todas as áreas são privadas e, portanto, manejadas, sendo poucas aquelas preservadas, tais como as Unidades de Conservação, que, geralmente, estão distantes dos centros universitários ou de pesquisa. O Sítio 12, localizado numa Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN, próxima ao câmpus da UFMT em Cuiabá, desempenha um papel muito importante não só por causa da sua localização, mas por apresentar uma infraestrutura adequada a estudos científicos. O controle do fogo e a ausência do gado tornam essa área ideal para estudos comparativos da dinâmica do ecossistema, realizados em áreas não protegidas. Isso possibilitou que vários estudos fossem desenvolvidos em conjunto com o PELD.

Por outro lado, o cenário social era pouco estudado, e a área do Sítio 12 trazia, no seu entorno, uma região habitada por uma população historicamente resiliente, capaz de suportar as grandes alterações às quais o ambiente estava sujeito entre os períodos de seca e cheia. Apesar de serem donos de um saber coletivo rico e que os permitia viver nesse ambiente, sua realidade social e cultural era pouco conhecida e reconhecida. Em termos sanitários, encontravam-se desassistidos de certos cuidados básicos (como água tratada), assim como carentes de estudos mais elaborados, como o de análises de riscos epidemiológicos.

O conhecimento científico sobre o ambiente pantaneiro e a relação do homem com o mesmo também não se apresentavam avançados em 2001. Apesar de já estar estabelecido o paradigma do pulso de inundação, pouco se sabia de concreto sobre o seu efeito na biodiversidade ou mesmo no funcionamento desse sistema. Uma série de trabalhos descritivos, que outrora foram essenciais para o estabelecimento do que se conhecia sobre o Pantanal Norte, já não se faziam mais suficientes e apenas uma proposta com trabalhos integrados fazia sentido.

Dessa maneira, na primeira fase, a proposta do PELD Sítio 12 foi formulada com um enfoque social e outro ambiental, que deveriam convergir para uma melhor análise do sistema em estudo.

Hipóteses levantadas

A proposta do PELD Sítio 12 se propôs a testar algumas hipóteses pertinentes aos temas ambiental e social:

1. A distribuição, a composição de espécies e o desenvolvimento das comunidades bióticas no Pantanal é resultado da interação entre o pulso de inun-

dação, os condicionantes edafoclimáticos da paisagem e o manejo feito pelo homem.

2. O ser humano fez e faz uso da diversidade biológica do sistema, e os processos de interação com o meio produzem e preservam suas condições de existência e reprodução social, que interferem diretamente no grau de conservação atual.
3. A melhoria da qualidade de vida das comunidades que se relacionam com o sistema a ser manejado e conservado resultará, em longo prazo, em ações mais efetivas de conservação.
4. A participação ativa de comunidades tradicionais que vivem no entorno de áreas protegidas faz parte de estratégias de conservação que devem ser consideradas nos planos de manejo.

As hipóteses apresentadas foram idealizadas para testar a influência do pulso de inundação na estruturação dos sistemas biológico e humano no Pantanal, assim como a interação entre os mesmos. Naturalmente, ao longo dos 10 anos de atividades, o nosso Programa passou por muitas mudanças, decorrentes do amadurecimento do grupo devido à experiência acumulada por uns e à substituição de outros membros da equipe. Por isso, na fase seguinte, as hipóteses iniciais foram reformuladas, e passamos a trabalhar as seguintes hipóteses de trabalho:

1. A distribuição de unidades de paisagem no Pantanal é resultado da dinâmica de comunidades biológicas.
2. A distribuição de unidades de paisagem no Pantanal é resultado da dinâmica hidrológica e da complexidade do meio físico (exs.: tipologia de solos, dinâmica de nutrientes e decomposição).
3. Existem ciclos naturais periódicos na distribuição de unidades de paisagem no Pantanal.
4. O manejo do homem através da pecuária, do fogo e da limitação da dinâmica hidrológica reduz a diversidade de unidades de paisagem, assim como a biodiversidade.

Estrutura do Sítio 12 do PELD

O Sítio 12 do PELD foi composto inicialmente por um conjunto de dezesseis subprojetos, distribuídos entre as duas principais áreas de atuação: o contexto ambiental e o contexto social. Entre os estudos ambientais, mais uma subdivisão foi

estabelecida, com estudos concentrados no meio físico e outros no meio biótico. Essa distribuição de atividades foi oriunda da combinação de dois fatores, sendo um o grupo de profissionais disponíveis e outro o atendimento às hipóteses levantadas pelo Programa.

Como uma forma de gerar informação para a compreensão do papel do fluxo hidrológico e do pulso de inundação sobre o meio biótico e o fator humano, pesquisas concentradas no meio físico foram desenvolvidas em três linhas de trabalho (Tabela 1).

Tabela 1. Apresentação dos subprojetos realizados no Sítio 12 do PELD.

Área de atuação	Subprojeto	Coordenador
Meio Físico	Dinâmica da inundação.	Prof. Dr. Pierre Girard
	Fluxos regionais e globais de massa e energia.	Prof. Dr. José Holanda Campelo Júnior
	Estudos sistemáticos dos solos da RPPN – Sesc Pantanal e entorno: avaliação da dinâmica espacial e temporal de longo prazo.	Prof. Dr. Eduardo Guimarães Couto
Aspecto Ambiental	Determinação das mudanças nas comunidades de plantas terrestres e de áreas alagáveis provocadas por mudanças no regime hidrológico e pela retirada do gado.	Profa. Dra. Cátia Nunes da Cunha
	Curculionídeos (Insecta: Coleoptera) associados às macrófitas aquáticas no Pantanal mato-grossense: aspectos bioecológicos e potencial uso em programas de controle biológico.	Profa. Dra. Marinêz Isaac Marques
Meio Biológico	Ecologia de <i>Pteronura brasiliensis</i> GMELIN 1758 (Carnivora: Mustelidae).	Profa. Dra. Marília Couto Silva Shiraiwa
	Produtividade primária fitoplanctônica.	Prof. Dr. Vangil Pinto Silva

Meio Biológico	Ecologia de invertebrados aquáticos.	Profa. Dra. Cláudia Callil
	Caracterização limnológica, dinâmica de nutrientes e de comunidades em lagoas.	Profa. Dra. Flávia Nogueira e Prof. Dr. Roberto Silveira
	Ecologia de peixes em áreas alagáveis do Rio Cuiabá.	Prof. Dr. Jerry Penha e Profa. Dra. Lúcia Mateus
Aspecto Humano	Etnobotânica no Pantanal: um estudo sobre o uso dos recursos vegetais.	Prof. Dr. Germano Guarim Neto
	Terra e trabalho no Pantanal Norte do Brasil.	Prof. Dr. Carlos Alberto Castro
	Representações sociais, <i>habitus</i> e experiências do “mundo de vida” das populações camponesa e ribeirinha.	Profa. Dra. Sueli Pereira Castro
	Cidades do entorno da RPPN – Sesc Pantanal: caracterização socioeconômica e a dinâmica dos impactos ambientais urbanos.	Profa. Dra. Marinete Cozzetti
	Educação ambiental.	Profa. Dra. Michele Sato
	Vigilância e promoção à saúde da população residente.	Profa. Dra. Marta Gislene Pignatti

Parcerias firmadas em função do Sítio 12 do PELD

O Sítio 12 do PELD possibilitou o estabelecimento de um grande número de parcerias, dado seu caráter de pesquisas integradas de longa duração. As interações proporcionadas foram, evidentemente, de grande valor para a UFMT, melhorando sua inserção na literatura científica, capacitando seus profissionais, atraindo o investimento de recursos materiais e humanos e por fim melhorando a formação dos egressos dessa universidade.

Entre as parcerias mais importantes, está a que envolve a área de estudo em

que o Sítio 12 de PELD está baseado. Em vista da falta de uma área de pesquisas da UFMT no Pantanal em 2001, era necessário que se identificasse uma área onde houvesse interesse recíproco nas atividades de pesquisas. A área que preencheu esses requisitos e que demonstrava uma aptidão natural para o desenvolvimento de pesquisas ecológicas foi a Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN, da Estância Ecológica Sesc Pantanal. Essa parceria, que dura até os dias atuais, ofereceu uma infraestrutura material e técnica capaz de permitir a execução das pesquisas mais exigentes, tendo, então, tornado possível praticamente todas as demandas apresentadas pelo corpo de pesquisadores da UFMT.

Alguns estudos foram realizados no interior da RPPN e outros realizados no seu entorno (Joselândia) dependendo do objeto de estudo e da pergunta a ser respondida. No interior da RPPN, foi definido um gradiente de inundação para a instalação de réguas limnéticas para a compreensão da dinâmica da inundação. Em local próximo, no interior de um cambarazal (*Vochysia divergens*), foi instalada uma torre micrometeorológica (32 m) em agosto de 2006, com sensores para se verificar, no longo prazo, qual é o efeito do pulso de inundação na troca de massa (vapor-d’água) e energia. Recentemente, foi implantado um sistema de medições de perfil de gás carbônico abaixo e acima do dossel.

A RPPN – Sesc Pantanal é formada por 87.871,44 ha, certificados pelas Portarias Ibama nº 071/97N, de 04 de julho de 1997, e 151-N, de 09 de novembro de 1998. A missão da reserva é “contribuir para a conservação da natureza no Pantanal e promover o ecoturismo e o turismo social, associados à educação ambiental”.

A cobertura vegetal protegida é de cerrado nas mais diferentes fitofisionomias, em áreas alagáveis ou não. A fauna é diversificada e abundante, ocorrendo inclusive espécies ameaçadas de extinção. O clima reflete a condição sazonal de chuvas e estiagem, típica do Pantanal, e os solos representativos da porção norte do Pantanal. Dois rios de grande vazão encontram-se nas zonas limítrofes da RPPN: o Rio Cuiabá e o Rio São Lourenço (Figura 1).

A relevância institucional do PELD se concretizou quando, em 2005, a UFMT decidiu utilizar recursos orçamentários de infraestrutura para construir uma base de pesquisa para o PELD no Pantanal, em área anexa à RPPN – Sesc Pantanal.

Dada a necessidade de realização de experimentos manipulados e observações sobre efeitos do manejo, desenvolvemos parcerias com proprietários de áreas no entorno da RPPN. Essas parcerias possibilitaram a implantação de uma outra grade amostral com área de 25 km², cujas unidades de paisagem foram todas mapeadas e que se tornou um novo sítio amostral do Sítio 12 do PELD (ver Fernandes et al. 2010a). Em termos de lagoas, baías — com e sem conexão com o rio principal

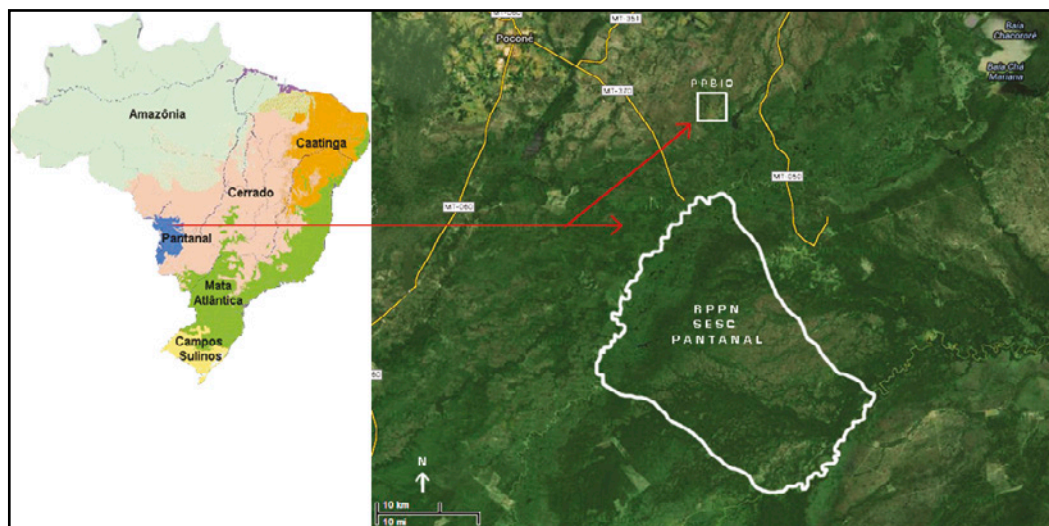


Figura 1. Caracterização da região da Reserva RPPN – Sesc Pantanal e do entorno.

(Rio Cuiabá) —, a região da RPPN – Sesc Pantanal é ideal, com grande variedade de situações. Entretanto, a grade do Pirizal mostrou-se ideal para os estudos na zona de transição aquático-terrestre (a mais extensa do Pantanal), com um surpreendente dinamismo ecológico. A proximidade entre as áreas também favoreceu a implementação de integração espacial entre as coletas das pesquisas do grupo.

As parcerias concretizadas variaram bastante em durabilidade, natureza da instituição e nacionalidade (Anexo 1) e foram primordiais para a consolidação dos grupos de pesquisas e dos programas de pós-graduação vinculados mais estreitamente ao PELD (Agricultura Tropical, Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Física Ambiental e Saúde Coletiva).

Principais resultados

Os resultados indicam que, no período monitorado, a inundação na área estudada entre 2004 e 2007 variou de 120 a 166 dias, com padrões definidos no espaço e no tempo, relacionados com a hidrografia do Rio Cuiabá e dos canais. Chuvas locais pouco contribuem para a inundação (Girard et al. 2010). A água entra na planície no início do mês de janeiro, atingindo a cota máxima no mês de fevereiro. No início, os gradientes e as velocidades na lâmina-d'água são mais acentuadas e, à medida que a enchente progride, diminuem as variações da linha-d'água e as velocidades, caracterizando-se, portanto, um sistema lótico-lêntico. Ao contrário

Anexo 1. Parcerias firmadas após o início das atividades do Sítio 12 do PELD.

Tipo de parceria	Objetivo	Período	Comentários
Estância Ecológica Sesc Pantanal (Instituição)	Utilizar o espaço da RPPN – Sesc Pantanal como sítio de pesquisas de longa duração.	2002–2010	Sem o apoio da Estância Ecológica, nossas pesquisas não teriam o suporte necessário para viabilizar o trabalho de um número tão expressivo de pesquisadores que demandavam alojamento, infraestrutura e apoio em todas as fases dos trabalhos de campo. O Sítio 12, em contrapartida, produziu o conhecimento que tem subsidiado a direção da RPPN no plano de manejo.
Universidade Federal de Viçosa (Instituição)	Oportunizar o intercâmbio de alunos de pós-graduação.	2003–2010	A parceria oportunizou alunos do curso de pós-graduação em Botânica da UFV de serem coorientados nos projetos sobre vegetação do PELD. Alunos da pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (UFMT) também tiveram a oportunidade de visitar a UFV. Dessa forma, houve intercâmbio de alunos em função dos projetos desenvolvidos no PELD.
Inpa (Instituição)	Montar um laboratório de dendrocronologia na UFMT e formar pesquisadores na área.	2004–2009	O grupo de dendrocronologia do Inpa, especialmente o Dr. Jochen Schongart, colaborou no desenvolvimento de modelos de crescimento de árvores do Sítio 12, permitindo que o grupo de vegetação montasse uma equipe e um laboratório de dendrocronologia, plenamente adequado para estudos dessa natureza, possibilitando capacitação em alto nível de novos estudantes.
Inpa Pós-graduação em Ecologia (Instituição)	Promover o trabalho conjunto na disciplina Ecologia de Campo do PPG-Ecologia e Conservação da Biodiversidade (UFMT), na grade do Sítio 12.	2006–2010	Envolvimento de pesquisadores em disciplinas do curso de Ecologia e Conservação da Biodiversidade na área do PELD, em função de os programas utilizarem a mesma metodologia de grade amostral nas disciplinas de Ecologia de Campo (este já é um produto intersítios).

Tipo de parceria	Objetivo	Período	Comentários
Universidade Federal do Paraná – UFPR (Instituição)	Coordenar alunos de pós-graduação em Entomologia.	2005–2010	A parceria foi importante, pois a pós-graduação em Entomologia da UFPR é referência na área. O intercâmbio de estudantes e o apoio nos projetos são ações fundamentais para o desenvolvimento dos estudos do Sítio 12, principalmente aqueles que dependem da taxonomia.
Max-Planck Institut für Limnologie (Instituição)	Colaborar (perito expert Dr. W. J. Junk).	2002–2010	Colaboração nas discussões sobre ecologia da vegetação em áreas úmidas, fundamentada no conceito do <i>pulso de inundação</i> . Os resultados iniciais subsidiaram um sistema de classificação brasileiro de áreas úmidas, que foi discutido durante o 8 th <i>International Ecology Congress</i> – Intecol. A participação do especialista se deu em forma de orientação e participação nas discussões dos artigos e na abordagem geral do projeto, que envolve o conceito de <i>pulso de inundação</i> , de sua autoria.
Centro de Pesquisas do Pantanal – CPP	Promover o aporte de recursos e o envolvimento de pesquisadores em projetos de abrangência social.	2004–2010	O CPP tem por missão promover a cooperação entre instituições de ensino e pesquisa com o de elaborar propostas para o desenvolvimento sustentável da planície pantaneira. Com o apoio do Ministério da Ciência e Tecnologia, estimula estudos em rede sobre a pecuária, a pesca e as atividades econômicas alternativas no Pantanal. Os pesquisadores do Sítio 12, ao participarem dessas redes, têm contribuído, com sua experiência em questões de longo prazo, na construção de políticas públicas que promovem a cidadania e o bem-estar das populações da região.

Tipo de parceria	Objetivo	Período	Comentários
Instituto de Desenvolvimento do Canadá – IDRC/ Fiocruz – ENSP (Instituição)	Apoiar financeira e cientificamente ao projeto de Vigilância em Saúde.	2006–2007	Projeto-piloto no entorno do Sítio 12 do PELD, com populações locais, utilizando a abordagem ecossáude (problema de poluição, efeito na saúde, participação da população e gestão). Essa parceria foi procurada em função dos problemas de poluição da água de abastecimento e diarreia, detectados pelas equipes do PELD. Foi realizada capacitação da equipe na abordagem ecossáude e houve aporte de recursos para ações concretas na comunidade. As pesquisadoras Dra. Brany Rosenberg (IDRC – Canadá) e Dra. Ana Bolschio (Ensp–Fiocruz) tiveram papel de destaque no acompanhamento do estudo <i>Água Consumida: Problema de Saúde e Saneamento Ambiental no Distrito de Joselândia</i> .
Ministério de Meio Ambiente (Instituição)	Dar visibilidade e fortalecer as comunidades tradicionais do entorno do Sítio 12.	2006–2007	A equipe participou da construção da <i>Nova Cartografia Social das Populações Tradicionais</i> , um trabalho conjunto dos pesquisadores com a população do entorno do Sítio 12, permitindo a reflexão dos moradores locais sobre sua identidade, fortalecendo-a, além de reforçar os trabalhos dos próprios pesquisadores, que vêm atuando nas áreas ocupadas por comunidades tradicionais no entorno da RPPN.
Dr. George Louis Vourlitis (Califórnia State University San Marcos – CSUSM) (Grupo de pesquisa)	Colaborar.	2002–2010	Auxiliou na interpretação dos dados climáticos gerados na torre, na coordenação de alunos e participou de publicações.
Dr. Mark. S. Johnson (Simon Fraser University e posteriormente British Columbia University) (Grupo de pesquisa)	Colaborar.	2006–2010	Auxiliou na interpretação dos dados obtidos no estudo sobre a dinâmica do carbono orgânico dissolvido na água e na dinâmica de inundação. Atuou na coordenação de alunos de mestrado e doutorado e participou de publicações.

Tipo de parceria	Objetivo	Período	Comentários
Dr. Karl Matthias Wantzen Universität Konstanz (Grupo de pesquisa)	Colaborar.	2006– 2010	Coordenador alemão do projeto de cooperação internacional aprovado no Edital CNPq nº 04/2007 – Projetos Conjuntos de P&D&I/Alemanha – CNPq/BMBF/IB-DLR no âmbito do estudo sobre os efeitos do uso da terra sobre o estoque de carbono biogênico no gradiente Cerrado-Planalto – Pantanal. No contexto desse projeto, houve também a participação de uma estudante alemã (Julia Schwerdtfeger) que fez seus estudos sob sua orientação. Além disso, o Dr. Matthias vem colaborando, há muitos anos, com vários membros do PELD e contribuindo significativamente no PPG – Ecologia da UFMT.
Dr. Pablo Vidal-Torrado Esalq-USP (Grupo de pesquisa)	Colaborar.	2006– 2010	Coorientador de uma tese de doutorado, objetivando o estudo da geoquímica do Fe e Mn em solos do Pantanal.
Dra. Miriam Marmontel Centro de Pesquisas do Pantanal/Sociedade de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (Grupo de pesquisa)	Colaborar.	2003– 2009	Participou na avaliação dos resultados do Sítio 12 confrontados com os obtidos pelo grupo do PELD no Centro de Pesquisas do Pantanal – CPP, e em Mamirauá.
Dr. Fernando César Weber Rosas Inpa (Grupo de pesquisa)	Colaborar.	2004– 2008	Participação nas análises das variáveis obtidas no estudo de refúgios de ariranhas e fotos de identificação.
Dr. Joachim Adis (<i>in memoriam</i>) (Grupo de pesquisa)	Colaborar.	2002– 2008	Participou como coorientador na maioria dos subprojetos em uma parceria que buscou a troca de conhecimento relacionada com a ecologia dos artrópodes e suas estratégias de sobrevivência nas áreas inundadas.
Dr. João Carlos Barroso (UFMT/Neru) (Grupo de pesquisa)	Colaborar.	2006– 2008	Orientador de uma mestranda no PPG – História (UFMT), que deu continuidade ao seu trabalho Pibic, desenvolvido no âmbito do PELD, sobre as representações religiosas norteadoras do modo de vida das comunidades camponesas pantaneiras.

Tipo de parceria	Objetivo	Período	Comentários
Dra. Ellen Woortmann e Roberto Alves de Almeida UnB – Grupo de Pesquisa. Saberes e Ideologias Tradicionais (Grupo de Pesquisa)	Trocar experiências.	2005– 2010	Parceria que buscou a troca de conhecimento antropológico sobre os sistemas classificatórios referenciadores das práticas e representações sociais dos ambientes.
Entre os Sítios Sítio 1 – Floresta Tropical Úmida em Manaus	Discutir a adoção do desenho amostral Grade PPBio.	2002– 2010	Por meio de um Projeto PADCT–Capes, o curso de mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da UFMT desenvolveu projeto em parceria com a equipe do PPG – Ecologia do Inpa, com finalidade de treinamento em desenho experimental, e fez o repasse da metodologia para análise da Biodiversidade em mesoescala, que foi aplicada no PELD. Hoje, a grade utilizada no Sítio 12 do PELD segue a mesma metodologia do Sítio 1. Além do mesmo padrão de amostragem intersítios, essa parceria promove anualmente o apoio mútuo das equipes nas disciplinas de Ecologia de Campo dos PPGs do Inpa e da UFMT.
Entre os Sítios Sítio 2 – Pantanal Sul	Discutir a adoção do desenho amostral Grade PPBio.	2006– 2010	A metodologia de grade desenvolvida pelo PPBio e adotada pelo programa PELD em Manaus também foi adotada primeiro pelo Sítio 12 Pantanal Norte e posteriormente pelo Sítio 2. Essa decisão foi tomada na reunião, em Manaus, em 2003, para uso do mesmo protocolo do PPBio em sítios diferentes e encontra-se em fase de implantação.
Entre os Sítios Sítio 2 – Pantanal Sul Sítio 6 – Planície do Alto Rio Paraná	Adotar sistema de monitoramento de invertebrados aquáticos e dispersão de espécies invasoras comum aos três sítios.		O Sítio 12 vem utilizando um sistema de monitoramento de invertebrados aquáticos e dispersão de espécies invasoras. Esse modelo é padronizado e usado por dois outros sítios. A implantação desse sistema ocorreu em outubro de 2008, e pretende-se instalar uma estrutura robusta e permanente para dar continuidade efetiva ao monitoramento.

do que se esperava, a lâmina-d'água não descreve uma superfície plana, mas, sim, uma superfície ondulada com desníveis no espaço e no tempo (Figura 2).

Um resultado secundário importante foi o estabelecimento de uma relação significativa entre as réguas, e delas com o ponto oficial de medida mais próximo do sítio do PELD. Isso significa dizer que, mesmo sem medidas locais, é possível estimar variações de inundação dentro do sítio.

A concentração de CO_2 , estudada na área de cambarazal (*Vochysia divergens*), aumenta do final da tarde até o início da manhã, quando tende a diminuir devido à assimilação pelas plantas. A concentração de CO_2 é maior abaixo do dossel, devido, principalmente, à atividade microbiana no solo e à menor quantidade de plantas nessa altura. O gradiente de CO_2 (diferença entre as concentrações de CO_2 dividida pela diferença de altura) diminui com o aumento do conteúdo de água, principalmente com o início da inundação. Isso pode ser devido à diminuição da atividade microbiana do solo (Pereira et al. 2009). Estas observações, aliadas à continuidade do trabalho no longo prazo, contribuirão para compreender a assimilação líquida de carbono.

Os estudos limnológicos se concentraram inicialmente no esforço de tipologia das lagoas (Bleich et al. 2009), mas a equipe percebeu, ao longo do tempo, que a importância da dinâmica das comunidades deveria ser melhor compreendida. Os resultados obtidos levaram então o grupo a trabalhar com uma nova abordagem, voltada à proposição de modelos que pudessem descrever a dinâmica de nutrien-

tes e sua relação com a biota. O primeiro modelo matemático ajudou a definir que a ciclagem de nutrientes nas lagoas dependia da excreção de amônia por parte dos peixes e que essa concentração de amônia atingia um nível mínimo quando a população de fitoplâncton estava em seu nível máximo no ambiente (Nogueira et al. 2011). Um primeiro experimento com mesocosmos foi então desenvolvido e mostrou um efeito muito forte de peixes sobre o zooplâncton e destes sobre o fitoplâncton (cascata trófica), inédita para o Pantanal (Silveira et al. 2010). Um segundo experimento com mesocosmos foi realizado em 2008, e os resultados iniciais já apontam para a confirmação do modelo anterior, o que torna o fenômeno encontrado ainda mais robusto e surpreendente para a investigação, e os estudos da vegetação foram sempre acoplados a estudos do solo e da hidrologia (Arieira et al. 2010; Fantin-Cruz et al. 2010). Partindo da premissa que a vegetação do Pantanal é resultante das interações entre pulso de inundação, solo e manejo, esta equipe propôs descrever e quantificar estas relações (Nunes da Cunha & Junk 2004; Rebelatto & Nunes da Cunha 2005; Junk et al. 2009; Nunes da Cunha & Junk, 2011). Em parcelas permanentes foram produzidos resultados sobre abundância e diversidade, datação da idade dos estandes, relação alométrica, idade/crescimento, ecologia do cambará (Arieira & Nunes da Cunha 2004; Arieira 2011), sub-bosque, regeneração e clareiras (Arruda et al. 2011) estoque e sequestro de carbono da biomassa acima do solo (Schoongart 2011). Alguns resultados representaram grandes marcos nestes estudos, como por exemplo a relação de dados dendrocronológicos com o efeito climático, inédita para o Pantanal (Figura 3).

Os resultados da datação dos anéis de crescimento e a correlação com a pluviosidade corroboraram as ideias iniciais de expansão de *V. divergens* com os ciclos hidrológicos plurianuais, caracterizado por secas severas, seguida por períodos de alta umidade (Nunes da Cunha & Junk 2004).

A análise da similaridade florística de estandes de floresta seca evidenciou a forte influência florística da floresta estacional chiquitana (Bolívia) no Pantanal. A diferenciação de tipos de cordilheiras (paleodiques) e sua relação com a vegetação (variações na cobertura vegetal relacionadas ao gradiente de inundação) foram objeto de análise (Arieira & Nunes da Cunha 2006; Junk et al. 2009). Arieira et al. (2011) contribuíram para o mapeamento da vegetação atual do “transecto botânico”, integrando dados de campo (estrutura e florística de sinusias), sensoriamento remoto e métodos de geoestatística. A sobreposição de dados de solo, de carbono total e de inundação deu início à modelagem da vegetação em situação de sucessão.

Atualmente, o grupo está refazendo as medições nas parcelas. Os resultados de 2003 e 2009 sugerem que o cambarazal está em crescimento, sendo uma das florestas

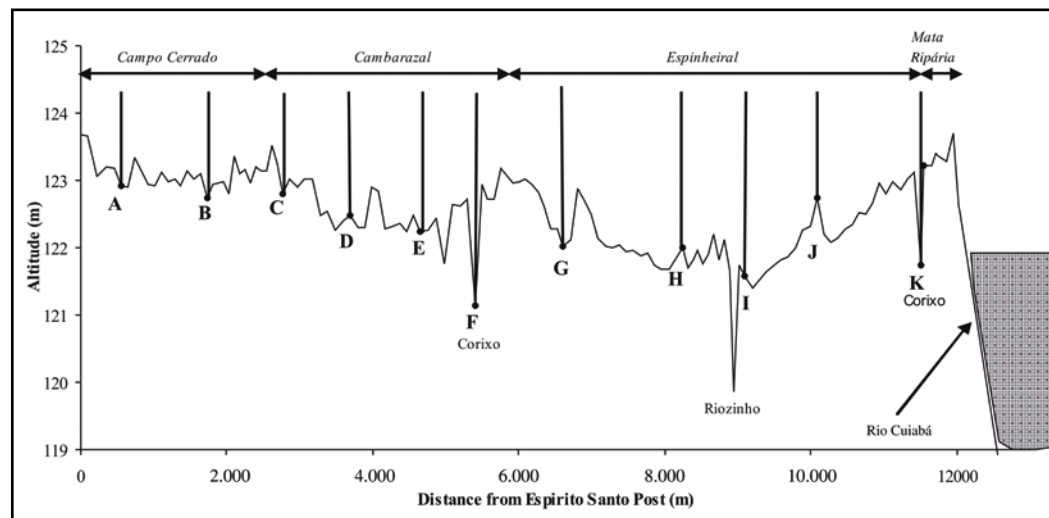


Figura 2. Perfil da inundação em diferentes topografias e unidades de paisagem.

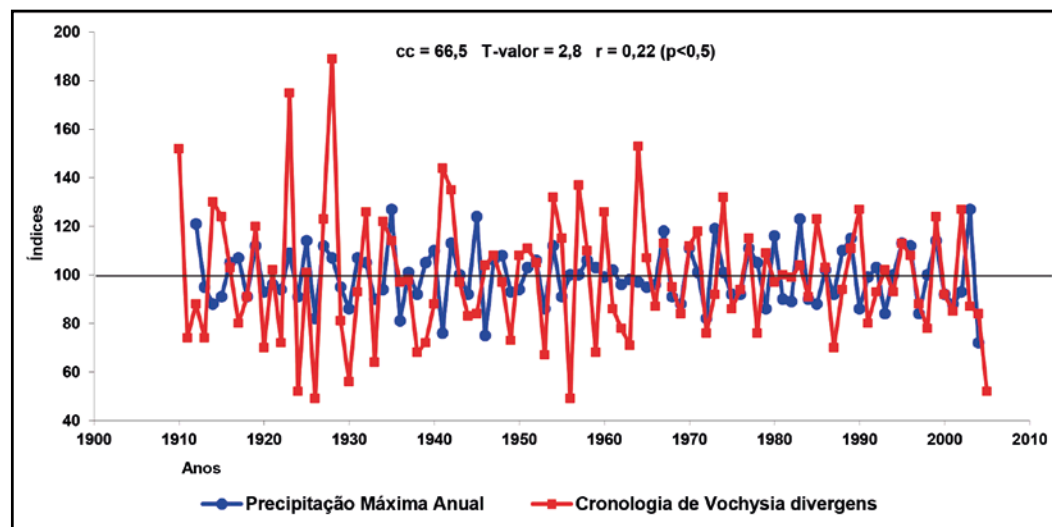


Figura 3. Relação entre a cronologia indexada da largura dos anéis e a pluviosidade anual de Cuiabá (dados Inemet). As curvas apresentam correlação significativa, indicada pelo coeficiente de coincidência (cc), T-valor (Students) e coeficiente de correlação r.

mais dinâmicas registradas na literatura (Santos 2011). Esses dados, além de indicarem alterações de longo prazo, facilitarão o manejo e a conservação dessas fitosionomias.

Os resultados das pesquisas do grupo subsidiaram a lei estadual de gestão do Pantanal com informações sobre a determinação da idade mínima para corte de árvores visando orientar a “limpeza” dos pastos nativos (Fortes 2006; Santos et al. 2006). Posteriormente, Junk & Nunes da Cunha (2012) realizaram uma análise crítica da atividade “limpeza de campo”, como ficou definida na Lei Estadual nº 8.830, de 21 de janeiro em 2008.

Os estudos de solo anteriores ao PELD realizados pelo grupo na região da Transpantaneira já mostravam a necessidade do detalhamento da geoquímica do ferro e do manganês para a compreensão das relações solo-vegetação em diferentes unidades fitofisionômicas do Pantanal Norte. No sítio PELD, os diferentes tipos de solo foram caracterizados (Couto & Oliveira 2009), e a gênese de uma topossequência foi estudada em maior profundidade (Beirigo 2008). Mais tarde, trabalhando com uma nova abordagem, o grupo passou a hierarquizar as superfícies geomórficas através da relação dos sedimentos modernos com as formas de ferro e manganês. Procurou também entender os processos pedogenéticos que formaram os Planossolos e os Plintossolos, caracterizando o gradiente textural e estudando o significado paleoambiental das plintitas atuais e antigas. Além disso, está se tentando compreender o papel da inundação sobre os cátions no perfil de

solo em ambiente anóxico e óxico. Procurou-se ainda definir quais seriam os principais indicadores redoximórficos que poderiam ser utilizados no campo para diferenciar os solos dentro de uma mesma fitofisionomia, e, paralelamente, o grupo está produzindo resultados inéditos sobre os processos que controlam a produção e liberação de CO_2 do solo em tempo real (Johnson et al. 2010).

Os estudos sobre o efeito do fogo sobre atributos químicos do solo (pH H_2O , pH CaCl_2 , fósforo, potássio, cálcio, magnésio, alumínio, matéria orgânica, zinco, cobre, manganês, ferro, silte, argila e areia) mostraram que as variáveis estudadas apresentaram valores bem distintos após um incêndio de grandes proporções que ocorreu na RPPN – Sesc Pantanal em agosto de 2005 (Couto et al. 2006). Os resultados mostraram, entre outros fatores, que apenas o pH H_2O e o K tiveram ganhos após a ação do fogo. Os coeficientes angulares das equações de regressão foram respectivamente 1,02 para pH H_2O e 1,05 para K, representando ganhos de 2% e 5% após a queima (Figura 4). A resposta dos nutrientes após o fogo nem sempre é positiva, principalmente para o carbono e o nitrogênio, que dependem, fundamentalmente, das características do solo e da vegetação (Allen 1985).

É nítido nesse estudo o comportamento distinto das diferentes fitofisionomias após a queima. Considerando as variáveis da Figura 4, a floresta foi menos alterada que as outras fitofisionomias, pois grande parte das observações se localizou próximo à linha central (45°), onde as perdas seriam iguais aos ganhos. O espinhal e o cambarazal foram os mais afetados; pois grande parte das observações se localizou na área de perda (acima da linha central). Observa-se também que, no caso do P, os efeitos da queima foram muito dispersos, apenas algumas amostras da campina e do cambarazal mostraram ganhos após a queima.

Outro ponto que merece destaque é a formação de substâncias hidrofóbicas após a queima (Neary et al. 1999). Estudos realizados por Andreu et al. (1996) relatam que o fogo de média e alta intensidades favorece a acumulação de substâncias hidrofóbicas devido à degradação da cobertura vegetal e da matéria orgânica do solo. Essas substâncias reduzem a infiltração e aumentam o escoamento superficial.

No interior da RPPN – Sesc Pantanal, foram desenvolvidos estudos com diferentes grupos animais, tais como insetos associados a macrófitas aquáticas (Marques et al. 2009), moluscos e mamíferos. Alguns artrópodes apresentam estratégias especiais para sobreviverem aos eventos de enchentes e passam a ocupar a copa das árvores como nova área de forrageio e abrigo (Batirolla et al. 2005). Os estudos efetuados para *Pteronura brasiliensis* contribuíram para o conhecimento da espécie, que tem 75% de sua área de distribuição na Bacia Amazônica; os dados de refúgio, hábito alimentar e identificação de grupos de ariranhas são fundamen-

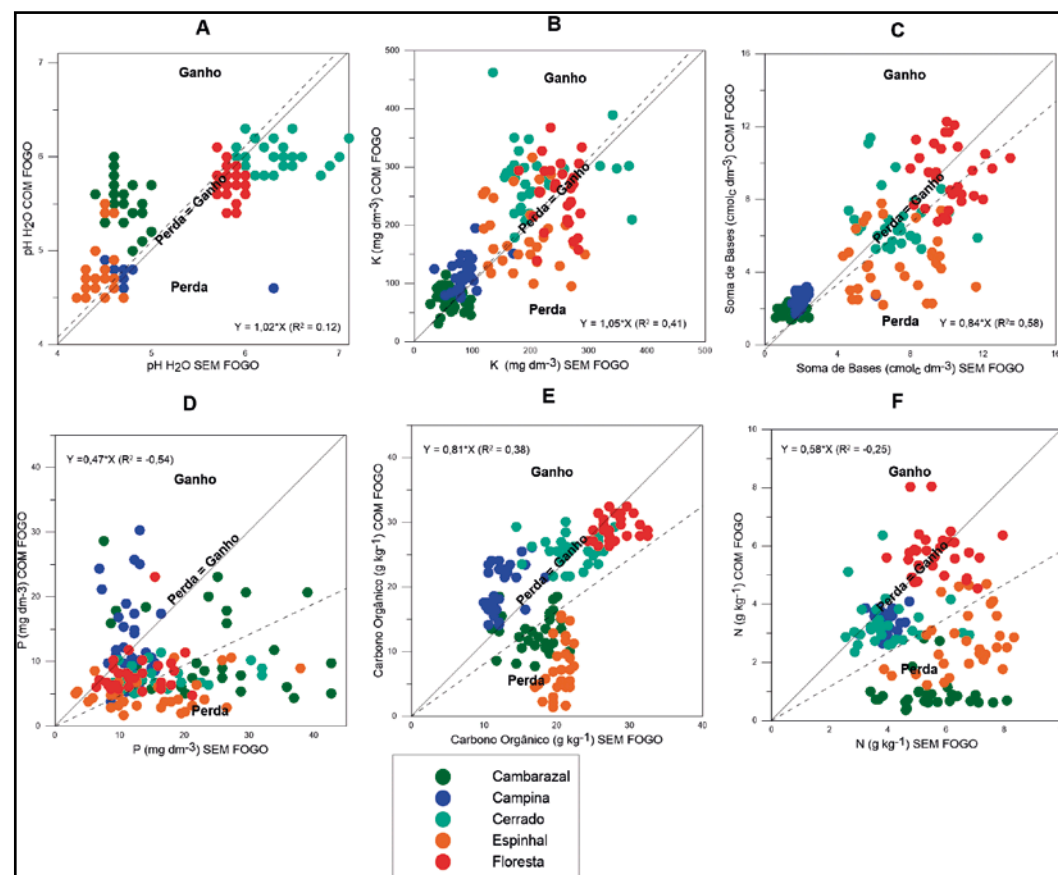


Figura 4. Balanço estimado de pH H₂O (A), potássio (B), soma de bases (C), fósforo (D), carbono orgânico (E) e nitrogênio (F) nos primeiros 10 cm dos solos coletados nas áreas sem influência e com influência do fogo.

tais para implementar a reformulação do plano de manejo da RPPN – Sesc Pantanal, bem como a definição das áreas de visitação turística, evitando esta atividade nas áreas de sua ocorrência; os dados também desmistificam sua ação predatória na competição por peixes de valor comercial, alegado pelos pescadores de modo geral. É o único estudo a respeito dessa espécie no âmbito do Pantanal Norte; trata-se de espécie bioindicadora de qualidade das hidroecorregiões por ela habitada, controladora de populações de peixes sem valor comercial.

Os estudos sobre peixes se iniciaram com o monitoramento semestral nas baías próximas ao rio, mas posteriormente se ampliaram para a zona de transição aquático-terrestre. Esses dados têm permitido elucidar o efeito da perturbação hidrológica sobre padrões de variação espaço-temporais em processos populacio-

nais (e.g., Costa & Mateus 2009; Tondato et al. 2010; Lourenço et al. 2012b) e em nível da comunidade. Por exemplo, nós mostramos que houve forte redução na biomassa e densidade das populações ao longo da seca, mas também que as reduções na riqueza de espécies eram um artefato da maior densidade detectada no final da cheia (Baginski et al. 2007). Também mostramos que a base de recursos e, conseqüentemente, o metabolismo da comunidade trocam entre o início e o final da seca (Ximenes et al. 2011). Do ponto de vista da estabilidade, detectamos que processos locais vão assumindo um papel cada vez maior à medida que a estação de seca avança, conduzindo a uma dispersão nas trajetórias das assembleias de peixes (Mateus et al., submetido). No entanto, o estabelecimento da conectividade lateral entre os corpos-d'água da planície que ocorre durante os alagamentos sazonais restaura a estrutura da comunidade, fazendo com que as assembleias pareçam estáveis se as comparações são realizadas ao final da estação de enchente (Lourenço et al. 2012a), mas imprevisíveis se as comparações são realizadas ao final da seca (Lourenço et al. 2012a; Mateus et al., submetido). A enchente também sincroniza a reprodução de peixes de pequeno porte das lagoas marginais (Lourenço et al. 2008). Nossos estudos sobre particionamento da diversidade mostraram a importância da diversidade β para a formação da diversidade regional γ (Figura 5a) e a ausência de diferença entre as lagoas localizadas dentro da reserva e aquelas localizadas fora da reserva (Florentino & Penha 2011). Este último efeito é, provavelmente, decorrente da exportação dos efeitos positivos da reserva para a zona de manejo do entorno (Penha et al., submetido). Os estudos realizados na grade do Pirizal mostraram como variações espaciais na duração da enchente explicam grande parte da variação espacial na riqueza de espécies e na estrutura das assembleias da zona de transição aquático-terrestre (Fernandes et al. 2010b; Figura 5b). Recentemente, temos nos concentrado em entender como processos de colonização e extinção dos corpos-d'água da planície moldam os padrões de variação na metacomunidade de peixes (Fernandes et al., submetido).

O monitoramento de espécies invasoras com alto poder de impacto como o mexilhão-dourado vem sendo feito na região do Sítio 12. Sabe-se que essa ameaça é eminente na cidade de Cáceres (Marçal & Callil 2009) e, portanto, sua presença, no Rio Cuiabá na região de Poconé (área do Sítio 12 do PELD), já é estimada (Callil et al. 2007). Felizmente, até o momento, não foram feitos registros dessa espécie invasora na área de estudos do PELD.

Os estudos dos processos sociais foram também bastante significativos por ajudarem a compreender como o homem pantaneiro faz uso do espaço ecológico e da diversidade local. A população que mora na planície pantaneira e produz nela suas

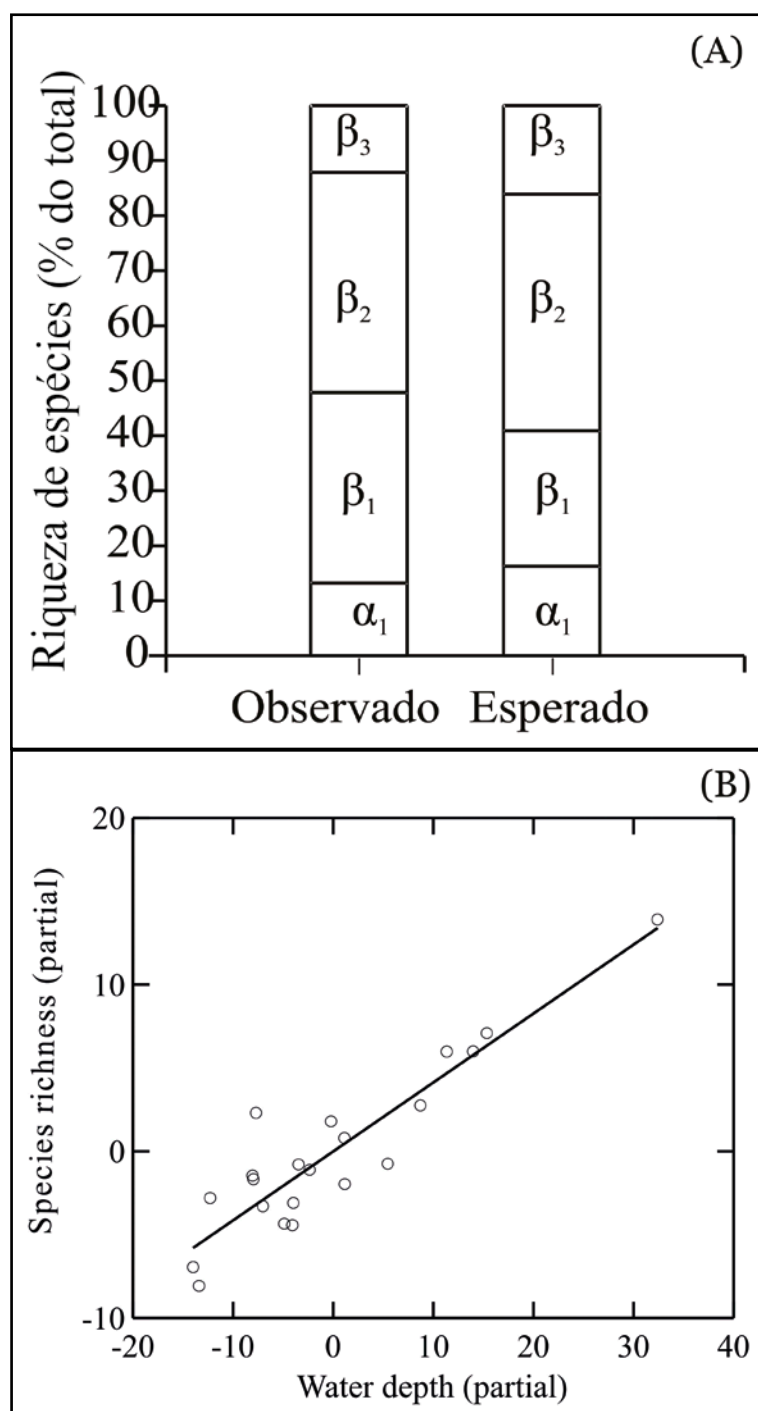


Figura 5. Particionamento da diversidade para lagoas (a) e efeito da variação da profundidade sobre a riqueza de espécies de peixes na Zona de Transição Aquático/Terrestre (b; $r^2 = 0,81$).

condições de vida possui um conjunto de saberes e fazeres na relação com a natureza, que são relevantes para o desenvolvimento de estratégias de conservação da biodiversidade local. Para o conhecimento das estruturas e das dinâmicas sociais do Pantanal Norte, foram analisados dados demográficos, atividades econômicas principais, estrutura fundiária, posse e uso da terra nos municípios do entorno do sítio do PELD. Os indicadores de estrutura e dinâmica fundiária e da posse da terra apontam para uma forte convergência em uma base já concentrada. Há um considerável movimento de evasão rural em direção a municípios fora da planície pantaneira. Configura-se, assim, uma realidade de crise agrária e insustentabilidade socioeconômica (Castro & Castro 2007). Observou-se também que a população urbana possui intensa relação com a área pantaneira, pois parte dos espaços de trabalho está nas áreas rurais e ribeirinhas. Novas estratégias econômicas têm sido desenvolvidas fora do mercado formal, apoiadas em relações familiares e em uma combinação de atividades que envolvem trabalhos na área urbana, na área rural e na atividade pesqueira, demonstrando resquícios de uma sociedade tradicional (Covezzi 2007).

O grupo elegeu estudos de caso para compreender a organização social e produtiva, bem como a cultura e a relação com a natureza e com o entorno da região. Entrevistas, imagens, confecção de croquis, georreferenciamento e aplicação de questionários foram úteis para caracterizar as famílias e seus espaços socioambientais, local de moradia, trajetórias de vida e atividades socioeconômicas. Inicialmente, foram feitas análises de percepção da vida dos moradores do entorno do sítio PELD e de sua relação com o rio. Ficou bastante evidente a relação entre as mudanças na dinâmica social e as mudanças ambientais. A expansão do cambarazal e outras “sujeiras de campo”, associadas à instalação de fazendas e de própria RPPN, levaram a população local de um “tempo de fartura” a um “tempo de ambição”, com diferenças sociais marcantes.

Estudos de etnobotânica ofereceram resultados que permitiram definir as unidades de paisagem mais percebidas (vegetação terrestre e aquática), os elementos da flora que se destacam no contexto da relação ser humano-planta, especialmente as plantas que têm uma determinada utilização, que são conhecidas e mantidas no contexto de um conhecimento tradicional que se perpetua até os seus descendentes. Entre as categorias de uso identificadas, situam-se as plantas apícolas (tarumarana – *Buchenavia tomentosa* Eichler), as de frutos comestíveis (jatobá – *Hymenaea stigonocarpa* Mart. ex Hayne), as forrageiras (*Galactia glaucescens* Kunth), as madeiras (angico – *Anadenanthea peregrina* (L.) Speng.), as medicinais (ipê-roxo – *Tabebuia heptaphylla* (Vell.) Toledo), as ornamentais (acuri – *Attalea phalerata* Mart. ex Spreng.), além das invasoras (pombeiro – *Combretum lanceolatum* Pohl

ex Eichler), tóxicas (ximbuva – *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong) e místico-religiosas (pau-de-perdiz – *Simarouba versicolor* St.-Hil.). Os saberes populares e as práticas de cura realizadas pelos moradores conhecidos como *benzedores* têm sido uma das formas de a população suprir as necessidades de atenção à saúde e/ou complementaridade no tratamento de doenças.

Um estudo epidemiológico transversal constatou a contaminação dos poços de abastecimento com coliformes fecais e sua relação com casos de diarreia, tanto nas cheias quanto nas secas, relacionadas com as condições de saneamento básico no local e o carregamento de poluentes pelas águas dos rios (Pignatti & Castro 2007 ou et al. 2007). O abastecimento de água era feito através de poços rasos, inferiores a 8 m, cujos níveis de água ficavam bem próximos à superfície na cheia. A prevalência de diarreia foi de 5,6% e 14,3% na cheia e seca, respectivamente, verificando-se uma probabilidade de 1,95 vezes maior de essa população ter diarreia na seca ($p < 0,05$) do que na cheia. Todas as amostras estavam fora dos padrões de potabilidade em pelo menos um dos parâmetros físico-químicos analisados. As tentativas de articulação entre a pesquisa e os tomadores de decisão, baseadas na análise e divulgação de resultados obtidos pelo grupo de pesquisa de vigilância em saúde, trouxeram benefícios diretos para a população.

Todos esses estudos consolidaram o PELD como projeto institucional, e muitos foram os pontos positivos. Entre eles, destacam-se o desenvolvimento da ambiência de pesquisa na UFMT, o uso do “selo” PELD para a obtenção de recursos para pesquisas ecológicas e sociais no Pantanal, o fortalecimento de parcerias nacionais e internacionais, o fortalecimento dos PPGs e a formação de recursos humanos em diferentes níveis. A relevância institucional do PELD se concretizou quando, em 2005, a UFMT decidiu utilizar recursos orçamentários de infraestrutura para construir uma base de pesquisa para o PELD no Pantanal, em área anexa à RPPN – Sesc Pantanal. O quadro a seguir, por sua vez, destaca a centralidade e a importância do PELD na tomada de decisões sobre a pesquisa e as parcerias da UFMT (Figura 6).

A produção científica do Projeto e a formação de recursos humanos representaram impacto positivo não apenas no cenário acadêmico, mas também na produção de conhecimento para a sociedade e preparação de profissionais dentre os egressos dos cursos de Pós-graduação (Tabela 2).

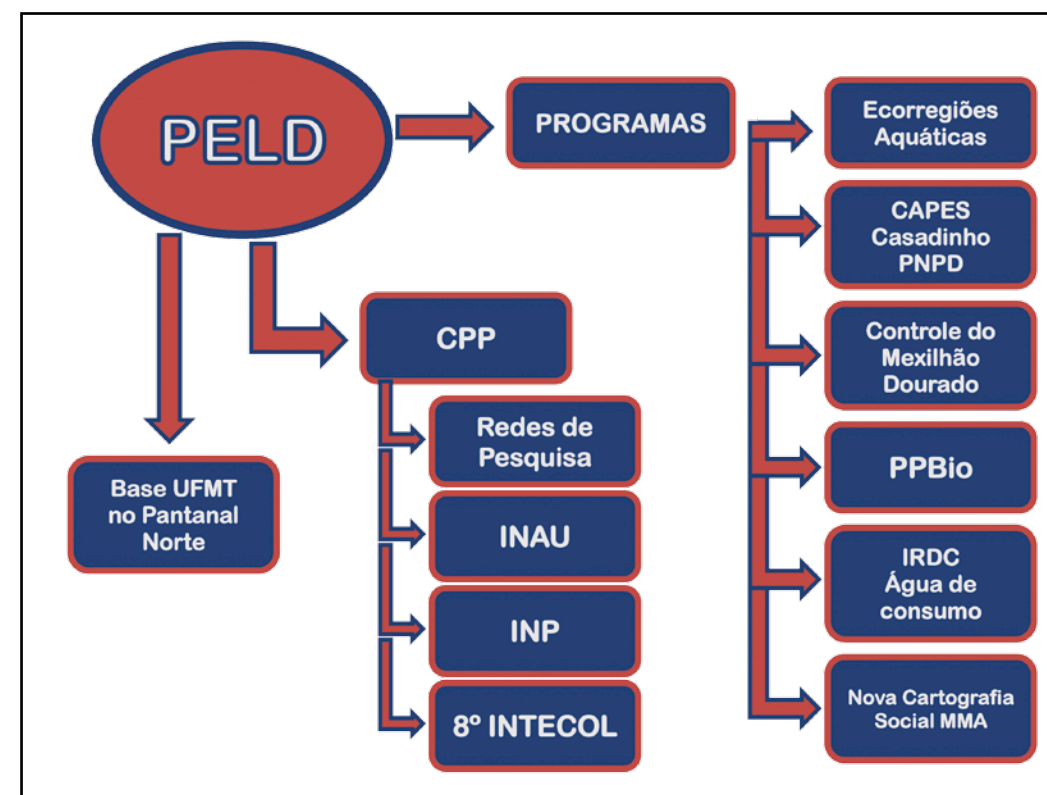


Figura 6. Inserção do PELD Sítio 12 nas atividades da UFMT e da pesquisa ecológica no Mato Grosso.

Tabela 2. Produtos científicos e de recursos humanos produzidos pelo Sítio 12 do PELD.

Produto	Quantidade/Modalidade
Pós-graduados formados	36 (Mestres)
	12 (Doutores)
Artigos científicos	43
Livros e capítulos de livros	29
	144 (Iniciação científica)
	34 (Mestrado)
Bolsas concedidas	9 (Doutorado)
	4 (Apoio técnico)
	1 (Pós-doutorado)
Outras produções bibliográficas	4

Conclusões

Em termos gerais, o Sítio 12 do PELD conseguiu consolidar um grupo de pesquisas em áreas alagáveis para a região do Pantanal, atuando de forma fortemente vinculada aos programas já implantados na época do início do projeto (Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Agricultura Tropical e Saúde Coletiva). Além disso, contribuiu na criação e consolidação de um novo programa (Pós-graduação em Física e Meio Ambiente), além de orientar diretamente a elaboração de leis para a gestão do Pantanal.

Literatura citada

- Allen, J. C. 1985. Soil Response to forest clearing in the United States and the tropics: Geological and biological factors. *Biotropica* 17: 15-27.
- Andreu, V., J. L. Rubio, J. Forteza, and R. Cerni. 1996. Postfire Effects on soil properties and nutrient losses. *International Journal of Wildland Fire* 6: 53-58.
- Arieira, J., D. Karssenber, S. M. de Jong, E. A. Addink, E. G. Couto, C. Nunes da Cunha, and J. O. Skøien. 2011. Integrating field sampling, geostatistics and remote sensing to map wetland vegetation in the Pantanal, Brazil. *Biogeosciences* 8: 667-686.
- Arieira, J., e C. Nunes da Cunha. 2006. Fitosociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl. (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, Mato Grosso (Brasil). *Acta Botanica Brasilic* 20: 569-580.
- Arieira, J. 2010. Padrões espaço-temporais de comunidades de planta no Pantanal Mato-Grossense: Geoestatística e modelagem baseada em processos de efeitos ambientais e interação espacial. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Mato Grosso, Campo Grande, Brasil.
- Baginski, L. J., A. C. Florentino, I. M. Fernandes, J. M. F. Penha, e L. A. F. Mateus. 2007. A dimensão espacial e temporal da diversidade de peixes da zona litoral vegetada de lagoas marginais da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. *Biota Neotropica* 7: 233-238.
- Batirolla, L. D., M. I. Marques, J. Adis, e J. C. H. Delabie. 2005. Composição da comunidade de Formicidae (Insecta: Hymenoptera) em copas de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) no Pantanal de Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49: 107-117.
- Beirigo, R. M. 2008. Sistema pedológico Planossolo-Plintossolo no Pantanal de Barão de Melgaço-MT. Solos. USP-ESALQ, Piracicaba.
- Bleich, M. E., R. M. L. Silveira, and F. M. B. Nogueira. 2009. Limnological patterns in northern pantanal lagoons. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52: 755-764.
- Callil, C.T., M. S. Marcelo, e M. C. D. Mansur. 2007. Bivalves Invasores no Pantanal. Páginas 87-100 em S. B. Santos, A. D. Pimenta, S. C. Thiengo, M. A. Fernandez, e R.S. Absalão, editores. *Tópicos em malacologia: Ecos do XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia*. Sociedade Brasileira de Malacologia, Rio de Janeiro, Brasil.
- Castro, S. P., e C.A Castro. 2007. Povoado pantaneiro de Joselândia - Mato Grosso. Ministério de Meio Ambiente, Brasília, DF.
- Costa, R.M.R., and L.A.F. Mateus. 2009. Reproductive biology of the pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (Pisces: Characidae) in the Cuiabá River Basin, Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7: 447-458.
- Couto, E. G., and V. A. Oliveira. 2009. The Soil diversity of the Pantanal. Pages 71-102 in W. J. Junk, C. J. Silva, C. Nunes da Cunha, and K. M. Wantzen, editors. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Publishers Pensoft, Sofia, Bulgaria.
- Couto, E. G., L. A. Chig, C. Nunes Cunha, e M. D. Loureiro. 2006. Estudo sobre o impacto do fogo na disponibilidade de nutrientes, no banco de sementes e na biota de solos da RPPN SESC Pantanal. Serviço Social do Comércio, Rio de Janeiro, RJ.
- Covezzi, M. 2007. Desenvolvimento regional e urbanização na região do pantanal matogrossense. Páginas 98-108 em T. C. C. Souza-Higa, organizadora. *Estudos regionais sul-americanos: Sociocultura, economia e dinâmica territorial na área central do continente*. EDUFMT, Cuiabá, Brasil.
- Fantin-Cruz, I., P. Girard, P. Zeilhofer, W. Collischonn, e C. Nunes da Cunha. 2010. Influência da inundação e topografia na distribuição das unidades fitofisionômicas em meso-escala no Pantanal Norte. *Biota Neotropica* 10: 31-38.
- Fernandes, I. M., C. Signor, e J. Penha. 2010a. Biodiversidade no Pantanal de Poconé. *Áttema Design Editorial*, Manaus, Brasil.
- Fernandes, I. M., F. A. Machado, and J. Penha. 2010b. Spatial pattern of a fish assemblage in a seasonal tropical wetland: effects of habitat, herbaceous plant biomass, water depth, and distance from species sources. *Neotropical Ichthyology* 8: 289-298.
- Florentino, A. C., and J. Penha. 2011. High beta diversity of fishes in vegetated littoral zones of floodplain lakes in the Cuiabá River Basin, northern Pantanal, Brazil. *Hydrobiologia* 671: 137-146.

- Fortes, C. F. 2006. Estudos dendrocronológicos da espécie arbórea *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae) no Pantanal Norte Mato-grossense. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, Brasil.
- Girard, P., I. Fantin-Cruz, S. M. Loverde de Oliveira, and S. K. Hamilton. 2010. Small-scale spatial variation of inundation dynamics in a floodplain of the Pantanal (Brazil). *Hydrobiologia* 638: 223-233.
- Johnson, M., E. G., Couto, I. A. M., Messias, R. S. S., Amorim, O. B., Pinto Jr., and M. Biudes. 2010. Soil CO₂ dynamics in a hyperseasonal tropical wetland tree island: The role of soil water potential. AGU Summer Meeting, Foz do Iguaçu, abstract B12B-08.
- Junk, W. J., C.J. Silva, K.M. Wantzen, C. Nunes da Cunha, and F. Nogueira. 2009. The Pantanal of Mato Grosso: Linking ecological research, actual use, and management for sustainable development. Pages 908-943 in E. Maltby, and T. Baker, organizers. *The wetlands handbook*.
- Junk W. J., and C. Nunes da Cunha. 2012. Pasture clearing from invasive woody plants in the Pantanal: a tool for sustainable management or environmental destruction? *Wetlands Ecology and Management* 20: 111-122.
- Junk, W. J., C. Nunes da Cunha, C. J. Silva, and K. M. Wantzen. 2011. The Pantanal of Mato Grosso: A large South American wetland and its position in limnological theory. Pages 23-70 in W. J. Junk, C. Nunes da Cunha, C. J. Silva, and K. M. Wantzen, editors. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- Lourenço, L. S., I. M. Fernandes, J. Penha, and L. A. F. Mateus. 2012a. Persistence and stability of cichlid assemblages in neotropical floodplain lagoons. *Environmental Biology of Fishes* 93: 427-437.
- Lourenço, L. S., L. A. F. Mateus, e J. Penha. 2012b. Variação espaço-temporal na distribuição e abundância de *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Characiformes: Characidae) em lagoas da planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 34: 23-32.
- Lourenço, L. S., L. A. F. Mateus, e N. G. Machado. 2008. Sincronia na reprodução de *Moenkhausia sanctaefilomenae* (Steindachner) (Characiformes: Characidae) na planície de inundação do rio Cuiabá, Pantanal Mato-grossense. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 20-27.
- Marçal, S. F., and C. T. Callil. 2008. Structure of invertebrates communities associated with *Eichhornia crassipes* Mart. (Solms-Laubach) after the introduction of *Limnoperna fortune* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the Upper Paraguay River, MT, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliense* 20: 359-371.
- Marques, M. I., G.B. Santos, L.D. Battirola, e A.S.O Tissiani. 2009. Entomofauna associada à matéria orgânica em bainhas foliares de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), na região norte do Pantanal de Mato Grosso. *Acta Biologica Paranaense*, v. 38, p. 93-112, 2009.
- Marques, M. I., J. Adis, L. D. Batirolla, G. B. Santos, and A. C. C. Castilho. 2011. Arthropods associated with a forest of *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) palm trees in the northern Pantanal of the Brazilian state of Mato Grosso. Pages 431-466 in W. J. Junk, C. J. Silva, C. Nunes da Cunha, and K. M. Wantzen, editors. *The Pantanal of Mato Grosso: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- Neary, D. G., C. C. Klopatek, L. F. DeBano, and P. F. Ffolliott. 1999. Fire effects on below-ground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122: 51-71.
- Nogueira, F., R. M. L. Silveira, C. J. Silva, M. Abdo, P. Girard, and K. M. Wantzen. 2011. Hydrochemistry of lakes, rivers and groundwater. Pages 169-198 in W. J. Junk, C. J. Silva, C. Nunes da Cunha, and K. M. Wantzen, editors. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- Nunes da Cunha C., and W. J. Junk. 2004. Year-to-year changes in water level drive the invasion of *Vochysia divergens* in Pantanal grasslands. *Applied Vegetation Science* 7: 103-110.
- Nunes da Cunha, C., and W. J. Junk. 2011. Landscape units of the Pantanal: their structures, functions and human use. Pages 301-326 in W. J. Junk, C. J. Silva, C. Nunes da Cunha, and K. M. Wantzen, editors. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.
- Pereira, O. A., V. Bellaver, M. Biudes, J. S. Nogueira, R. B. O. Pereira, Paulo H. Z. Arruda, and L.B.D Silva. 2009. Perfil da concentração de CO₂ em uma área monodominante de Cambará no norte do Pantanal. *Anais do XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia*, Belo Horizonte, CD do Anais do XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, v. 1.
- Pignatti, M. G., S. Castro, I. Quadros, e R. Albernaz. 2007. Água na gente e gente na água: O caminho das águas em São Pedro de Joselândia, MT-Brasil. Editora UFMT, Cuiabá, Brasil.
- Rebellato, L., e C. Nunes da Cunha. 2005. Efeito do “fluxo sazonal mínimo da inundação” sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. *Acta botanica brasílica* 19: 791-801.
- Santos, S.A., C. Nunes da Cunha, W.M. Tomás, U.P.G. Abreu, and J.A. Couto. 2006. Plantas invasoras no Pantanal: como entender o problema e soluções de manejo por meio de diagnóstico participativo. Corumbá: Embrapa Pantanal, 45 p.
- Santos, J. M. 2011. Dinâmica de um Cambarazal (Floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl) no Pantanal Norte, MT, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, MT.
- Schoongart, J., J. Arieira, C. Felfili Fortes, E. C. Arruda, and C. Nunes da Cunha. 2011. Age-related and stand-wise estimates of carbon stocks and sequestration in the aboveground coarse wood biomass of wetland forests in the northern Pantanal, Brazil. *Biogeosciences* 8: 1-15.
- Silveira, R. M. L., L. L. A. R. Paiva, and J. C. Caramargo. 2010. Top-down control in a tropical shallow lake of Northern Pantanal, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 455-465.
- Tondato, K., L. A. F. Mateus, and S. R. Ziober. 2010. Spatial-temporal distribution of fish larvae abundance in the floodplain of the Cuiabá River, MT, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 8: 123-133.
- Ximenes, L. Q., L.A.F Mateus, and J.M.F Penha 2011. Variação temporal e espacial na composição das guildas tróficas da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. *Biota Neotropica*. *Biota Neotropica* 11:1-11.

15 Dez Anos de PELD: Achados Científicos e Perspectivas

MARCELO TABARELLI*¹, CARLOS FREDERICO DUARTE DA ROCHA², FRANCISCO ANTÔNIO RODRIGUES BARBOSA³, JOHN DUVAL HAY⁴, HELENA PICCOLI ROMANOWSKI⁵, ODETE ROCHA⁶ & LUIZ DRUDE DE LACERDA⁷

¹ Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE, CEP: 50670-901.

² Departamento de Ecologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro/RJ, CEP: 20550-019.

³ Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte/MG, CEP: 31270-901.

⁴ Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília/DF, CEP: 70910-900.

⁵ Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS, CEP: 91501-970.

⁶ Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Universidade Federal de São Carlos, CP 676, São Carlos/SP, CEP: 13565-905.

⁷ Instituto de Ciências do Mar – Labomar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza/CE, CEP: 60165-081.

* Autor para correspondência: mtrelli@ufpe.br

Resumo: Nos primeiros 10 anos de atuação, o PELD abordou uma agenda científica ampla, incluindo desde a descrição da biodiversidade em vários níveis de organização e escalas espaciais até o entendimento de como ações antrópicas e mudanças globais afetam a natureza das biotas brasileiras. De forma muito sintética, o PELD tem proporcionado (1) uma radiografia mais acurada sobre a riqueza de espécies e o perfil biogeográfico de biotas como a Caatinga e os Cerrados do Nordeste; (2) o entendimento de como o regime hidrológico governa o funcionamento de ecossistemas no Pantanal, no Taim, na Lagoa dos Patos, nos rios Doce e Paraná; e (3) a documentação das enormes modificações apresentadas por comunidades e ecossistemas em resposta ao represamento de cursos de água, à urbanização, à fragmentação de habitats, à contaminação dos rios e às variações climáticas, entre outros processos. Tais achados têm sido regularmente traduzidos para a sociedade e dado suporte a uma enorme variedade de iniciativas no contexto do desenvolvimento sustentável, incluindo o apoio às políticas públicas. Sendo o PELD signatário da ciência como aliada na prevenção, na mitigação e na solução de problemas ambientais e socioecológicos, a integração em diferentes níveis de ação, da massa crítica e de abordagens poderá potencializar a contribuição científica e aplicada desse programa.

Palavras-chave: biodiversidade, desenvolvimento sustentável, gestão de recursos naturais, perturbações antrópicas, pesquisa socioecológica, pesquisa ecológica de longa duração, política científica

Abstract: During its first decade of operation, the Brazilian program of long-term ecological research (PELD) was able to address a wide agenda of topics, including biodiversity description (from population to ecosystem level) and response to human disturbances at multiple spatio-temporal scales. Briefly, PELD has enhanced our knowledge relative to (1) patterns of species distribution, endemism and biogeography of different biotas (e.g. Caatinga and Cerrado), community- and ecosystem level response to hydrological cycles (Pantanal, Lagoa dos Patos, Taim, Paraná and Rio Doce rivers), and (3) the impacts caused by a myriad of human-mediated disturbances such as dams, habitat loss and fragmentation, urbanization and pollution. A substantial portion of the produced information has been transferred and adopted by stakeholders to support initiatives seeking sustainability, including public policies. Adopting the notion that science is essential to prevent, mitigate and solve socio-ecological problems, PELD must move forward by integrating actions, experts and approaches in order to achieve its ambitious mission.

Keywords: biodiversity, human disturbances, long-term ecological research, management, scientific policy, socio-ecological research, sustainable development

Introdução

Na primeira fase de execução (1999–2009), o PELD viabilizou um conjunto de doze iniciativas de pesquisa de longo termo, abrangendo (1) os principais ecossistemas brasileiros (florestas Atlântica e Amazônica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Campos Sulinos); (2) os ambientes terrestres e aquáticos; e (3) uma extensa agenda de questões ecológicas básicas e aplicadas. De forma muito simplificada, mas didática, alguns sítios/projetos se concentraram na caracterização da biodiversidade local, no entendimento biogeográfico das biotas e buscaram entender aspectos básicos da organização biológica (ou seja, organismos, populações, comunidades e ecossistemas) em condições naturais; i.e., perturbação antrópica reduzida (Figura 1, setor A). Outros projetos envolveram uma agenda mais ampla, incluindo a caracterização de aspectos socioeconômicos e a resposta biológica a diferentes formas de pressão antrópica (Figura 1, setor B), em escalas espaciais que variaram desde abordagens locais até o nível regional. Em comum, todas essas iniciativas transferiram informação, através de diferentes meios, para distintos segmentos da sociedade, provendo suporte, inclusive, para a formulação de políticas públicas e oferecendo instrumentos de avaliação e/ou monitoramento ambiental.

Não é por acaso que o conjunto de capítulos apresentados nesta obra, embora bastante sintéticos, representa uma espécie de tratado básico sobre a ecologia, as pressões antrópicas impostas e a correspondente resposta dos diferentes ecossistemas e/ou biotas brasileiras a tais pressões. Em comum aos capítulos, estão a descrição e a proposição de cenários bastante alarmantes. Dessa forma, é praticamente impossível, neste capítulo, fazer uma síntese completa dos achados e das contribuições científicas oriundas dessas iniciativas, as quais já resultaram em centenas de artigos científicos, dissertações e teses, livros e matérias de divulgação científica ao longo de uma década de pesquisas. O impacto e a novidade de cada achado precisa ser “garimpado” *paper-a-paper*. Nós aqui optamos, então, por apresentar um breve apanhado de temas e de achados oriundos da produção de cada sítio e, posteriormente, fazer uma breve reflexão sobre o caminho a seguir. Obviamente, este apanhado tem o viés de nosso olhar, limita-se às informações sumarizadas nos capítulos da obra e, assim, não esgota nem faz justiça ao conjunto de excelentes contribuições produzidas pelos pesquisadores que trabalharam nos sítios. Todavia, este apanhado-síntese pode: (1) auxiliar a orientar a comunidade científica e os atores sociais interessados (e.g. tomadores de decisão) na busca de informações mais detalhadas e na identificação das competências sediadas no território nacional; (2) permitir a análise das abordagens adotadas pelos projetos individualmente e no conjunto do Programa, identificando eventuais lacunas te-

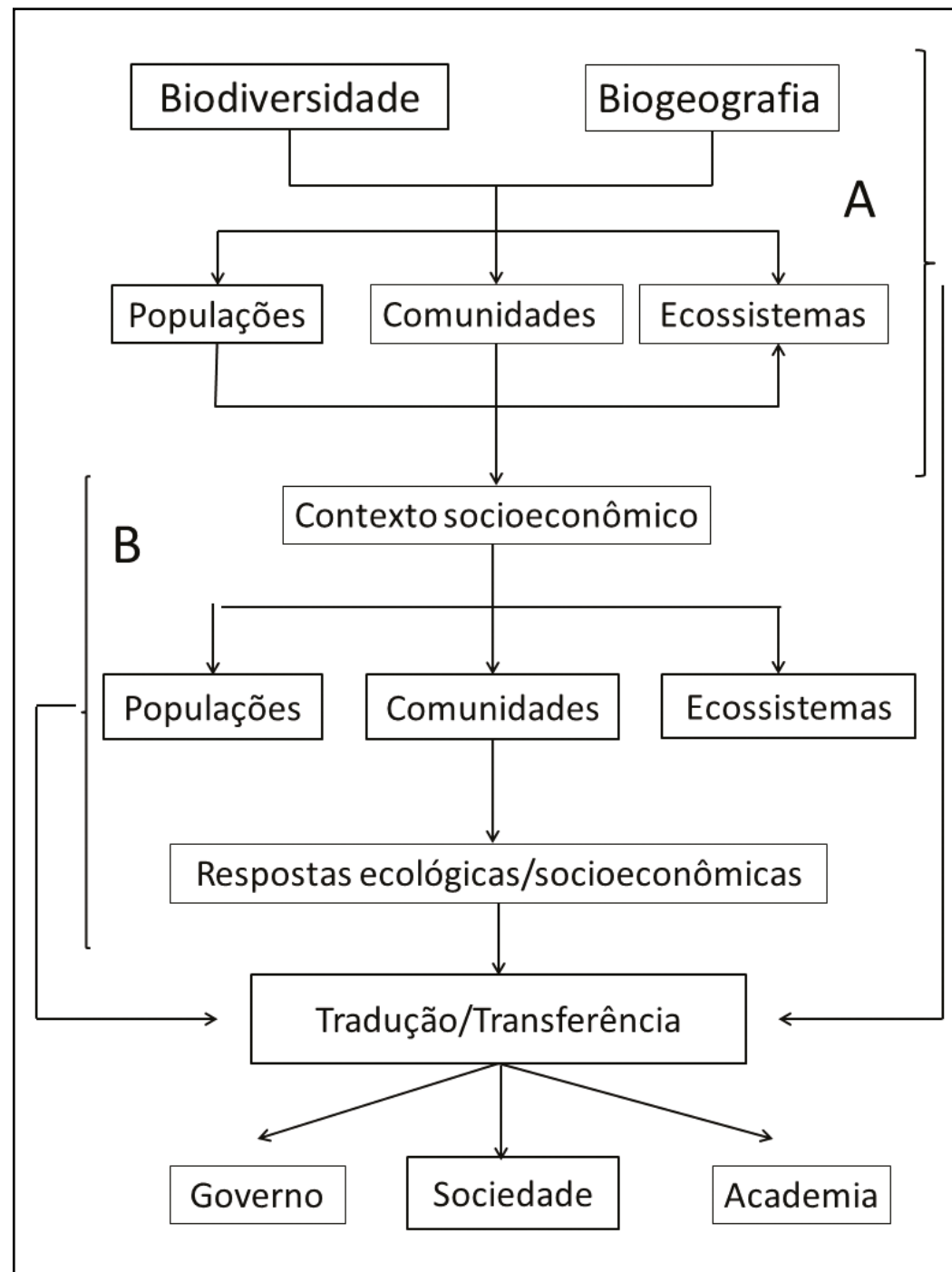


Figura 1. Escopo de atuação dos sítios PELD, onde alguns sítios se concentraram em aspectos básicos de história natural e processos ecológicos (A), enquanto outros incorporaram, também, aspectos socioeconômicos e a resposta biológica às pressões antrópicas em diferentes níveis de organização (B).

máticas e/ou geográficas (i.e. reflexão essencial para nortear o avanço desse programa de caráter indutor da pesquisa de longa duração em Ecologia no Brasil); (3) tornar, mais uma vez, evidente a necessidade de uma ampla rede de pesquisas devotada aos estudos ecológicos de longa duração, a fim de prover a sociedade do melhor conhecimento científico possível e necessário ao uso sustentável do patrimônio biológico brasileiro.

Em 10 anos, muita coisa mudou no mundo: a Ecologia passou a examinar processos em escalas espaciais e temporais mais extensas, as variáveis socioeconômicas passaram a ser incorporadas com mais frequência e as ferramentas de modelagem evoluíram. Essa ciência agora é capaz de descrever, de forma mais abrangente, os “cenários” atuais e apresentar/modelar cenários futuros, incluindo os cenários alternativos e aqueles menos favoráveis (ou “cinzentos”) que emergem da análise do impacto da ação antrópica sobre as biotas e sobre os ecossistemas tropicais. Nesse contexto, o desenvolvimento do PELD oferece um farto material para reflexão, com implicações relevantes em termos de política científica, de formação de recursos humanos e de gestão da biodiversidade, que de longe extrapolam o universo de ação do CNPq, seu principal financiador e órgão gestor. Esperamos que as informações apresentadas a seguir sejam úteis.

História natural e biogeografia

Várias biotas se beneficiaram do PELD em termos de caracterização básica da biodiversidade. Houve, por exemplo, uma ampliação considerável no conhecimento da flora do Cerrado nordestino e das áreas ecotonais no Piauí e no Maranhão (Sítio 10); o Banco de Dados Floracene conta, atualmente, com cerca de 80 mil espécimes de 2.254 espécies vegetais, incluindo a descoberta e a descrição de várias novas espécies para a ciência. Essas regiões ecotonais do Nordeste do Brasil, envolvendo vários tipos de vegetação, abrigam mais de um centro de endemismo e carecem de melhor entendimento biogeográfico e evolutivo. Por exemplo, observam-se áreas não alagadiças onde a matriz de cerrado convive com enclaves de caatinga, de carrasco e de matas estacionais semidecíduais. Nas áreas baixas e inundadas, ocorrem savanas de *Copernicia* e os campos. Nas margens dos rios e riachos, em sua maioria intermitentes, ocorrem matas ciliares, contíguas ou não àquelas matas estacionais. Além desse mosaico de tipos vegetacionais, as formações de cerrado nessa região abrigam componentes de várias origens biogeográficas; estamos falando tipicamente de uma biota mista, mas rica em endemismos e, por isso, única.

O PELD desenvolvido na Caatinga (Sítio 11) evidenciou (1) a enorme riqueza de plantas herbáceas anuais, um componente pouco estudado nessa biota; (2) a elevada riqueza de plantas lenhosas ocorrente nas matas ciliares, hábitat quase erradicado na Caatinga, como consequência de sua maior aptidão agrícola; e (3) a presença de aves endêmicas associadas a formações arbustivas, sugerindo um processo de diversificação dessa biota associado ao mosaico vegetacional. Não é por acaso que esses projetos tiveram um importante componente de história natural, principalmente de caracterização da biodiversidade, pois, de longe, a Caatinga e o Cerrado nordestinos são as biotas brasileiras menos conhecidas.

Os estudos realizados no Parque Estadual do Rio Doce e suas adjacências (Sítio 4) indicaram que essa região se constitui em um dos últimos repositórios da biodiversidade terrestre e aquática da floresta Atlântica (e.g. macrófitas aquáticas) no Estado de Minas Gerais, incluindo espécies globalmente ameaçadas de extinção e populações de grandes vertebrados, como a onça-pintada e a anta, os quais já desapareceram da maioria das regiões outrora cobertas por essa floresta. Chamam a atenção os ambientes aquáticos do Médio Rio Doce pela possível extinção local de não menos do que cinco espécies de peixes nativos causada pelas introduções intencionais (e.g. alteração em bacias hidrográficas) ou acidentais de espécies de peixes exóticas invasoras, como o tucunaré, a piranha, o apaiari. Similarmente, destacam-se também os ambientes aquáticos e paludícolas da várzea do Rio Paraná (Sítio 6), onde já foram identificadas mais de 4 mil espécies da biota local, com destaque para as 170 espécies de peixes e mais de 150 espécies de macrófitas aquáticas. Os ambientes diversificados do Estuário da Lagoa dos Patos (Sítio 8) e dos Banhados do Taim (Sítio 7) também abrigam assembleias ricas, com elevada diversidade beta.

A descoberta e a descrição de novas espécies, evento corriqueiro em quase todos os sítios, chamam a atenção para o fato de que vários grupos taxonômicos e biológicos ainda permanecem insuficientemente conhecidos, e, cada vez que nos debruçamos sobre eles, novas espécies são adicionadas ao conhecimento sobre a riqueza existente, e passamos a valorizar novos grupos, como as plantas herbáceas anuais da Caatinga. Embora não se trate de achados associados a um sítio PELD, causa perplexidade que ainda estejamos descrevendo e redescobrimo espécies de aves e de mamíferos (especialmente de médio e pequeno portes) na floresta Atlântica nordestina, como o macaco-prego-galego (*Cebus flavius*), o porco-espinho (*Coendou speratus*) e a coruja (*Glaucidium mooreorum*).

Finalmente, nós gostaríamos de chamar atenção para as relações biogeográficas da biota pantaneira com diferentes biotas que circundam essa região (e.g. florestas Atlântica e Amazônica, o Cerrado e a floresta “chiquitana” da Bolívia),

evidenciando a enorme mistura de espécies e a complexidade biogeográfica do Pantanal (Sítio 12). As mudanças climáticas experimentadas por essa região nos últimos 40 mil anos indicam a ocorrência de elevada dinâmica biológica, não apenas cíclica, mas também de trajetória de substituição de hábitats e de biotas no longo prazo (Sítio 2), ou seja, os dados oriundos dos sítios nos Cerrados do Nordeste e do Pantanal nos convidam a refletir sobre a expansão e retração da área de distribuição de espécies e a criação de ambientes únicos capazes de originar e suportar centros de endemismos, geograficamente distantes dos já bem conhecidos centros de endemismo nas florestas Atlântica e Amazônica e na área *core* do Cerrado brasileiro. A Caatinga, por exemplo, ainda é descrita como sendo uma única unidade biogeográfica, enquanto os endemismos em plantas e outros grupos indicam a existência de diferentes centros de diversificação na região. Nesse contexto, o PELD já nos permite uma visão mais acurada das diferentes biotas brasileiras.

Dinâmica hidrológica e a natureza das biotas em diferentes escalas espaço-temporais

Estudos realizados no Pantanal, no Estuário da Lagoa dos Patos, nos Banhados do Taim e nas várzeas do Paraná (sítios 2, 6, 7, 8 e 12) evidenciaram as complexas e significativas relações entre o regime de inundação, ou a dinâmica hidrológica dos corpos-d'água (lagoas e rios), e os processos ecológicos nos níveis de população, de comunidade e de ecossistema nesses ambientes, incluindo variáveis como: (1) período, sincronia e sucesso reprodutivo; (2) composição, riqueza, diversidade de espécies e assinatura funcional das comunidades; (3) diluição e concentração de nutrientes; e (4) produtividade primária e sucessão ecológica. Tal complexidade de processos hidroecológicos se revela, por exemplo, na dinâmica metapopulacional enfrentada por espécies de peixes que ocupam lagoas e banhados temporários no Pantanal e no Taim, além de um considerável número de cascatas tróficas nos sentidos base-topo e topo-base, as quais são, de alguma forma, deflagradas por mudanças associadas a variações hidrológicas (e.g. períodos de seca envolvendo vários anos). Muitas das tendências encontradas em diferentes níveis de organização biológica refletem variações plurianuais na intensidade e na duração das enchentes e, assim, só podem ser detectadas com base em estudos de longa duração, que, no caso dos sistemas aquáticos examinados pelo PELD até o momento, precisam ter uma duração superior a 10 anos.

Especificamente no caso dos rios, é evidente a relação entre as biotas aquáticas e terrestres através, por exemplo, do fluxo de nutrientes (e.g. carbono, nitrogênio

e fósforo) e da deposição de sedimentos nas planícies alagáveis, com reflexo sobre extensa porção da fauna local de vertebrados terrestres: as interações rio-planície e planície-planalto, que operam em diferentes escalas espaciais e temporais, inclusive no nível regional. Vale a pena mencionar a relação positiva entre a extensão e a intensidade da inundação e a densidade de ninhos de tuiuiús (*Jabiru mycteria*), variando de 220 a estimados 23 mil em uma dada região do Pantanal (Sítio 2). As cascatas tróficas sazonais (cheia *vs.* vazante) e plurianuais alcançam as populações humanas, afetando a abundância dos recursos naturais, como o pescado. Cascatas tróficas envolvem também formas silvestres de doenças, como a complexa relação entre roedores, carnívoros nativos, morcegos, animais domésticos e formas silvestres de zoonoses, como, por exemplo, a doença de Chagas (Sítio 2). Como sugerem os dados sobre os grandes peixes migradores no Paraná, a alternância de anos de cheias intensas com anos de estiagem ora favorece os adultos e seu acúmulo de reservas corporais, ora favorece o desenvolvimento e a sobrevivência da prole, dando origem a populações saudáveis.

Um paralelo pode ser feito em relação aos sistemas estuarinos, nos quais o regime hidrológico, fortemente influenciado pela descarga fluvial, altera as condições físicas do ambiente, a interação entre os compartimentos verticais e horizontais do sistema, com repercussão em todos os níveis ecológicos conforme o encontrado para o Estuário da Lagoa dos Patos (Sítio 8) e para o Taim (Sítio 7). Nesse tipo de sistema, também são claras as variações sazonais, associadas com a variação de precipitação, e as plurianuais, sejam elas naturais ou reflexos de perturbações antrópicas. Quarenta anos de dados, por exemplo, indicaram um aumento constante na descarga fluvial no Estuário da Lagoa dos Patos, afetando a extensão e a natureza das marismas, hábitat de águas rasas e salobras, caracterizado pela presença de plantas herbáceas, principalmente gramíneas, ciperáceas e compostas. As marismas estão em constante dinâmica sucessional devido a mudanças no nível da água, na salinidade, na turbidez e na estabilidade sedimentar. No caso das pradarias de fanerógamas, tem se observado sua fragmentação, que coincide com o aumento da precipitação e da descarga fluvial em consequência dos fenômenos El Niño na Região Sul do Brasil. Novamente, estamos falando de um estuário em contínua transformação em diferentes escalas de tempo e de espaço, incluindo respostas potenciais às perturbações antrópicas, mas que agora, com a continuidade dos estudos iniciados há cerca de quatro décadas, começam a ser decifradas. Mais uma vez, a elevada dinâmica e heterogeneidade espaço-temporal em múltiplas escalas demonstram o desafio científico de compreender o funcionamento e a dinâmica desses ambientes e a importância crucial de estudos ecológicos de longa duração.

Uso de recursos naturais e socioecologia

Os estudos realizados nos Cerrados do Nordeste, no Pantanal e na Caatinga têm documentado a enorme dependência de populações e de comunidades tradicionais em relação aos recursos e serviços ambientais providos pela biodiversidade. No caso do Cerrado do Nordeste, 1/3 das plantas possui alguma forma de uso reconhecidamente antrópico. Na Caatinga, ocorre uma considerável riqueza de plantas com múltiplos usos. Em termos percentuais, a Caatinga parece ser a biota com o maior número de espécies reconhecidas pelas populações locais como possuindo algum uso alimentar, farmacológico, cosmético ou religioso, possivelmente reflexo da carência de recursos materiais historicamente imposta às populações humanas que vivem no semiárido brasileiro. Assim como na Caatinga, no Pantanal norte as benzedadeiras e outros grupos sociais reconhecem e utilizam uma grande variedade de plantas, incluindo as místico-religiosas, as de frutos comestíveis, as forrageiras e as medicinais. Mudanças socioeconômicas e no uso do solo nessa região possuem um impacto efetivo sobre a regeneração e a dinâmica vegetacional em extensas escalas espaciais. O uso intenso e dinâmico dos recursos naturais por populações humanas nos convida a abordar a natureza de forma mais integrada, via abordagem de sistemas socioecológicos (Moran 2000), em que as populações humanas são incluídas como um subsistema ou compartimento de interação. É o caso do sistema banhado-lagoa-lavoura de arroz no Taim, das comunidades tradicionais no Pantanal, que sofrem mais com diarreias na estação seca, e do sistema estuário-porto-cidade na Lagoa dos Patos, entre outros. Trata-se de sistemas únicos e complexos, como evidenciado por meio da elevada quantidade de dados empíricos obtidos via PELD. Embora as abordagens socioecológicas em grandes escalas espaciais estejam em pleno desenvolvimento teórico, esse tipo de abordagem permeou várias das iniciativas executadas na primeira fase do PELD e deve expandir as suas vias de busca de compreensão.

As perturbações antrópicas e seus impactos

Embora nem todos os sítios tenham se concentrado em entender os efeitos ou os impactos das ações antrópicas sobre os diferentes níveis de organização biológica e as complexas relações com as populações humanas locais, é possível identificar um grande número de achados que, de alguma forma, nos permitem identificar “macrorrespostas” ou macrotendências de transformação de ecossistemas e biotas, na medida em que as populações humanas convertem o planeta em um

conjunto de paisagens antrópicas.

Está bem documentado, por exemplo, como as atividades agrícolas e urbanas nas cabeceiras dos rios do Pantanal resultaram em uma enorme e constante entrada de sedimentos, biocidas, fertilizantes, esgoto, entre outras substâncias, para o interior dos sistemas da planície pantaneira. Podemos mencionar nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio) e substâncias tóxicas, como as derivadas do DDT e o mercúrio, afetando os ciclos de produção-decomposição dos ecossistemas. Por exemplo, ingressam no Pantanal de 3 a 8 toneladas/dia de nitrogênio total na estação chuvosa via Rio Taquari e de 3 a 38 toneladas/dia via Rio Cuiabá (Sítio 12). Além da entrada de material no sistema, essas atividades humanas alteraram o regime hidrológico da região, o que nós já sabemos ter impactos severos sobre todos os níveis de organização biológica, tanto dos ambientes aquáticos como dos ambientes terrestres adjacentes, principalmente aqueles sob influência direta das cheias e dos alagamentos. Um processo similar ocorre no sistema lacustre do Vale do Médio Rio Doce (Sítio 4), com a documentada eutrofização em várias de suas lagoas e também no Estuário da Lagoa dos Patos (Sítio 8). De fato, esse estuário está amplamente exposto a níveis crescentes de poluição, eutrofização, invasão biológica e sobre-exploração de recursos pesqueiros, consequência de atividades portuárias e urbanas. As mudanças na salinidade e na hidrodinâmica da região estuarina da Lagoa dos Patos terão grande influência sobre o recrutamento de espécies de valor comercial provenientes da região costeira e que utilizam o estuário como habitat de reprodução e crescimento (Sítio 8). As mudanças na salinidade também ameaçam as lagoas costeiras do norte fluminense, à medida que as barras são rompidas pela ação humana, conectando diretamente o mar e as lagoas (Sítio 5). Ocorre, por exemplo, a eliminação de todas as espécies aquáticas que não suportam a mudança brusca e repentina de salinidade da água, enquanto várias espécies de peixes migram para os pequenos efluentes em busca de água doce.

É evidente que as usinas hidroelétricas e seus reservatórios (1) alteram o regime hidrológico (maior número de pulsos de inundação, mas de menor intensidade); (2) alteram as características físicas e químicas das águas (transparência e concentração de nutrientes); (3) criam processos erosivos no leito, nas ilhas e nas barrancas dos rios; (4) funcionam como área-fonte para espécies exóticas invasoras; (5) alteram a disponibilidade de habitats a montante e a jusante da usina; (6) constituem barreira física que interrompe/dificulta movimentos migratórios; e (7) reduzem a conectividade entre ambientes aquáticos e terrestres e entre os cursos de água entre as porções a montante e a jusante da represa. Essa extensa lista de impactos documentados na Hidroelétrica de Porto Primavera (Sítio 6) obviamente

te não inclui todas as transformações impostas aos corpos-d'água, aos ambientes paludícolas e às planícies de inundação, estas são suficientes para alterar completamente os habitats, a natureza das comunidades e a dinâmica de funcionamento dos ecossistemas. Vamos, por exemplo, imaginar o resultado acumulado de anos/décadas de redução da fertilização natural das várzeas, via regime de cheias. Uma década após o fechamento das comportas, vários grupos biológicos (incluindo grandes peixes migratórios) já mostram sinal de consistente redução em termos de abundância e de riqueza de espécies. O regime “natural” de cheias anuais (i.e. cheias intensas seguidas de vazantes e águas baixas) é fundamental para a manutenção da integridade do ecossistema das várzeas do Rio Paraná. No contexto de alterações hidrológicas, o esvaziamento acelerado do Banhado do Taim por conta da retirada de água para uso na irrigação, sem dúvida, representa uma ameaça para a integridade do sistema como um todo, principalmente nos anos secos.

Em termos dos ecossistemas terrestres, principalmente a floresta tropical, os estudos realizados em Manaus (Sítio 01) têm sido capazes de documentar as drásticas transformações produzidas pela perda e pela fragmentação de habitats, principalmente em decorrência da criação de bordas florestais. Poderíamos mencionar aqui algumas dezenas de mudanças associadas aos “efeitos de borda”, mas vale destacar: (1) o colapso da biomassa florestal, devido, principalmente, à elevada mortalidade de árvores de grande porte; (2) a perda acentuada e não aleatória de espécies em diferentes escalas espaciais; (3) a proliferação de algumas espécies adaptadas à perturbação, geralmente espécies colonizadoras; (4) as alterações na composição taxonômica e funcional das comunidades; e (5) o colapso de interações planta-animal. Essas mudanças parecem mais drásticas e permanentes em relação àquelas produzidas na estrutura da floresta e em suas comunidades de organismos pela extração seletiva de madeira. Nesse mesmo contexto de uso do solo, a fragmentação e a perda de habitat avançam sobre a floresta de Araucária (Sítio 9, Ecosilvibras), facilitando o processo de invasão por plantas exóticas (como taquaras), as quais têm um efeito negativo sobre a regeneração de espécies florestais nativas. De fato, as constantes perturbações antrópicas severas têm eliminado os trechos de floresta madura e tendem a manter a floresta de Araucária em estágios iniciais ou intermediários de sucessão, com menor biomassa e, conseqüentemente, menor capacidade de armazenar carbono, como já observado nas florestas Atlântica e Amazônica. Como componente importante do “pacote de perturbações antrópicas”, destacam-se o fogo e sua complexa relação com a disponibilidade de nutrientes do solo e a sensibilidade diferencial apresentada pelas fisionomias vegetacionais, como documentado no Pantanal Norte (Sítio 12).

Várias das mudanças registradas nos ambientes aquáticos estão associadas à ocorrência de espécies exóticas invasoras e à proliferação de espécies nativas adaptadas às perturbações. Espécies invasoras parecem ser frequentes e são conhecidas por causarem danos mais tangíveis em ambientes aquáticos; estamos falando de moluscos, peixes e macrófitas aquáticas, entre outros grupos biológicos onipresentes nos sítios de estudos. No sistema lacustre do Médio Rio Doce, uma das consequências mais graves dessas invasões, como a do caramujo exótico *Melanooides tuberculatus*, foi a redução na riqueza das comunidades biológicas (i.e., estima-se uma redução de até 50% na riqueza de espécies nativas após 10 anos de detecção de espécies introduzidas em alguns lagos). Na Caatinga (Sítio 11), a maioria dos açudes, das barragens e das lagoas abrigam densas populações de tilápia-do-nylo (*Oreochromis niloticus*), com impactos ainda desconhecidos. Aliás, a eutrofização dos cursos-d'água na Caatinga por dejetos urbanos ou por fezes de animais domésticos representa um problema de saúde pública, à medida que organismos produtores de substâncias tóxicas proliferam nesses ambientes (e.g. cianotoxinas). Em muitos casos, espécies exóticas invasoras não só eliminam equivalentes ecológicos locais, mas causam profundas mudanças tróficas em todo o sistema. Não podemos deixar de mencionar o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*), já presente no Pantanal (Sítio 2) e com potencial de colonizar a maioria dos rios brasileiros (foi introduzido acidentalmente no Brasil, em 1998, no Lago Guaíba, por navios mercantes, liberando água de lastro e tornando-se praga nas bacias dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai e da Bacia Jacuí/Patos).

Somam-se às perturbações antrópicas locais/regionais aqueles processos operando em escala global, mas que também estão associados às atividades humanas, como as mudanças climáticas. É fato que eventos como o El Niño têm forte impacto sobre os ecossistemas. Por exemplo, durante episódios de El Niño de forte intensidade, dezenas de espécies de peixes de água doce são transportadas até o Estuário da Lagoa dos Patos via descarga fluvial. Durante esse processo, ocorre uma diminuição na abundância dos peixes residentes, muitos dos quais com valor econômico e/ou de subsistência. É evidente que fenômenos como El Niño e La Niña afetam a dinâmica hidrológica e, assim, a natureza física e biológica dos ecossistemas. As transformações no padrão de mortalidade das árvores encontrado na Amazônia, com reflexo sobre a biomassa e a ciclagem de nutrientes (e.g. produção de liteira pela floresta), podem estar associadas a alterações climáticas, incluindo mudanças no regime de precipitação e aumento de CO₂ na atmosfera (hipótese da fertilização). Independentemente dos eventos climáticos extremos, vários modelos climáticos apontam para a redução de precipitação no Pantanal e na Caatinga,

o que evidencia a importância dos estudos ecológicos de longo prazo no âmbito do PELD para o entendimento dos efeitos das mudanças climáticas globais e do uso do solo sobre as biotas brasileiras.

Uma forma integradora de abordar o papel das mudanças climáticas — como o aumento na frequência de anos secos — é entender como esses processos potencializam ou minimizam respostas biológicas ou processos ecológicos em resposta às pressões locais/regionais. Um exemplo bastante ilustrativo é a relação existente entre a fragmentação da floresta, a exploração da madeira, a ocorrência de seca severa e os incêndios florestais em grande escala, levando à redução da biomassa florestal, que, por sua vez, pode alterar a ocorrência de chuvas em escala regional. Trata-se de uma sinergia catastrófica responsável pela eventual savanização da floresta em termos de biomassa e de estrutura vegetacional ou secundarização (Tabarelli et al. 2008).

Embora a magnitude das mudanças experimentadas pelos ecossistemas e pelas biotas frente às perturbações antrópicas locais/regionais ainda não esteja clara, podemos afirmar que, de forma geral, alguns padrões ou macrotendências já são visíveis: eutrofização, empobrecimento taxonômico e funcional das comunidades, simplificação trófica, invasões por espécies exóticas, homogeneização biológica, proliferação de organismos adaptados às perturbações, “secundarização”, mudanças na dinâmica sucessional, entre outros. Em síntese, estamos falando da emergência de ecossistemas novos, como os definidos por A. Lugo (veja Lugo 2009), que surgem da combinação de vários processos associados às atividades humanas em várias escalas espaciais e que ainda mantêm dinâmicas anuais e plurianuais (e.g. mudanças decadais). Qualquer que seja a natureza desses novos ecossistemas e suas forças condicionantes, esses “novos” ambientes possuem a função fundamental de reter diversidade biológica e prover as sociedades humanas de serviços ambientais-chave, como a produção de água, o sequestro de carbono, o controle de enchentes e de doenças, a provisão de recursos pesqueiros. Esses serviços são fundamentais tanto para a qualidade de vida das populações humanas quanto para a reprodução social de culturas e de etnias, as quais são parte da biodiversidade global e do legado humano.

De fato, as relações homem-natureza não são novidade, elas simplesmente estão ganhando força (intensidade e escala), modelando a trajetória sucessional das biotas, o funcionamento dos ecossistemas, bem como as próprias sociedades humanas em diferentes escalas espaciais, criando sistemas socioecológicos com claros vetores de retroalimentação. É nesse contexto que o PELD já tem proporcionado uma considerável contribuição, que pode ainda ser ampliada à medida que seja expandido, aprofundado e consolidado. O enorme conjunto de práticas,

ferramentas, modelos de gerenciamento, protocolos de gestão, propostas de legislação (políticas públicas), indicadores de qualidade e informações transferidas para a sociedade, conforme descritos no conjunto desta obra, demonstra a efetividade do Programa e desse tipo de abordagem. Enquanto descrevemos e projetamos cenários, precisamos ajudar a sociedade a planejar e adotar formas mais sustentáveis de uso dos recursos naturais.

O caminho a trilhar

Com base nas informações apresentadas até aqui, são claras as contribuições que o PELD tem fornecido, não só do ponto de vista da história natural, mas também do entendimento de processos ecológicos que operam em escalas espaciais e temporais amplas. Ou seja, estudos ecológicos de longa duração são fundamentais para o entendimento do funcionamento da natureza e de suas respostas às ações antrópicas. De fato, alguns sítios PELD e a rede de projetos e iniciativas vinculados a eles já se tornaram referência em determinados temas, produzindo ciência de boa qualidade, formando recursos humanos em diferentes níveis, interferindo em políticas e nas ações de tomadores de decisão e transferindo informações-chave para a sociedade, que, em muitos casos, já resultou em novas formas e abordagens em relação ao capital biológico nacional. O PELD é, de fato, um grande laboratório e uma incubadora de profissionais, achados, ideias e soluções em Ecologia, mas que precisa de expansão frente à aspiração de utilizarmos os recursos naturais de forma sustentável. Como catalizador de iniciativas, o Sítio PELD 5 foi o embrião do câmpus de Macaé da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), por exemplo.

Como demonstram os achados aqui descritos, não há como promover o desenvolvimento sustentável sem conhecimentos básicos sobre a natureza dos sistemas biológicos, sejam eles organismos ou ecossistemas. Nós aqui não possuímos a pretensão de oferecer nem temos a receita de sucesso para esse programa do ponto de vista conceitual. Todavia, partindo da premissa de que o PELD compartilha da mesma missão do *The International Long-term Ecological Research Network* (ILTER), ou seja, “[...] ciência como aliada na prevenção, na mitigação e na solução de problemas ambientais e socioecológicos”, abordagens mais integradoras poderão trazer maior efetividade para a rede (veja Fu et al. 2012a, b). O PELD deve promover a integração dos estudos nos sítios, através de abordagens socioecológicas, integrando sistemas ecológicos e populações humanas, uso de recursos e prestação de serviços, economia e sustentabilidade (Figura 2). A integração com o ensino nos níveis de graduação e de pós-graduação constitui uma ação estratégica,

pois o mundo tropical tem um enorme déficit e dificuldade de formação de biólogos da conservação e gestores ligados ao uso dos recursos naturais e à tomada de decisão para o gerenciamento ambiental. A integração entre os sítios é necessária para examinar a generalidade dos padrões observados (e.g. sistemas aquáticos vs. terrestres), perceber macrotendências em termos de uso e ocupação do solo e das respostas biológicas nos diferentes níveis de organização biológica e a retroalimentação do subsistema humano. Macrotendências ou tendências emergentes, como homogeneização biológica, simplificação funcional, secundarização, eutrofização e suas forças condicionantes, além da modelagem dos cenários, podem se constituir em hipóteses e temas comuns de trabalho, integrando de forma mais efetiva os sítios e grupos de pesquisa. Tais abordagens são também fundamentais para suportar políticas públicas mais amplas e efetivas, como aquelas relacionadas ao uso e à ocupação do solo e à proteção contra a erosão da biodiversidade.

A integração com as políticas públicas em diferentes níveis de governança também se faz necessária. Atualmente, prolifera o número de políticas e iniciativas associadas à gestão da biodiversidade no Brasil. O PELD contempla uma extensa

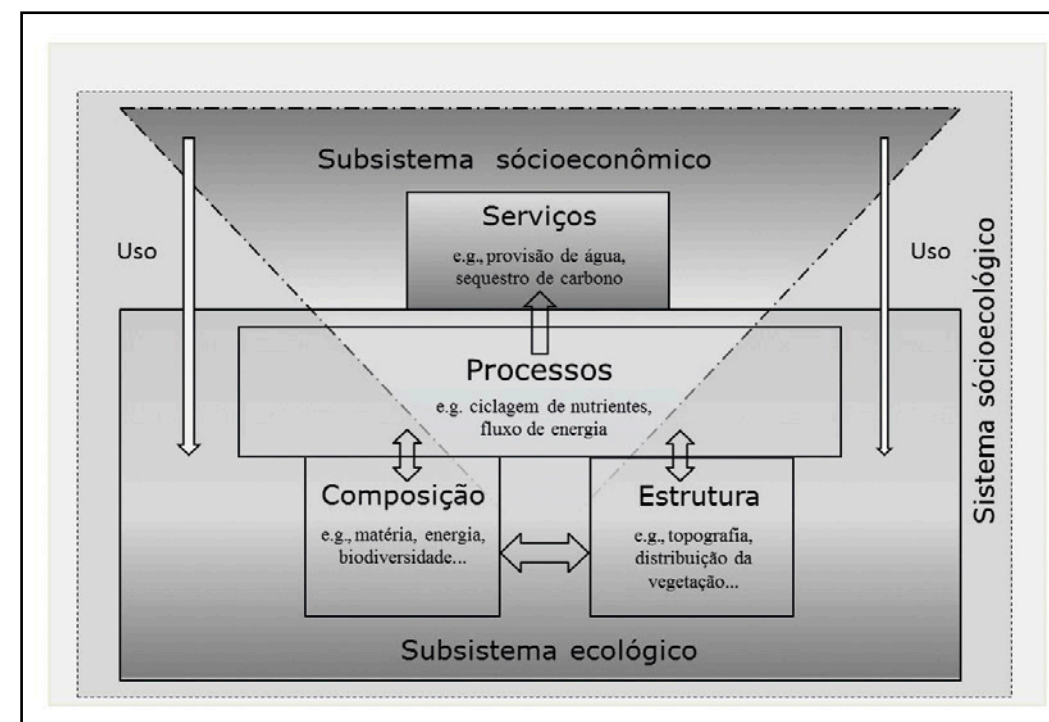


Figura 2. Sistema socioecológico com seus compartimentos e interações. Adaptado de Fu et al. (2012b).

interface com essas iniciativas, oferecendo, por exemplo, informação básica qualificada (via banco de dados) e capacidade intelectual para o desenho de ações e políticas de gestão dos recursos naturais. Merece destaque o Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBr), uma iniciativa do Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI) que visa integrar informações sobre a biodiversidade e os ecossistemas brasileiros, atualmente dispersas em bancos de dados de diversos órgãos governamentais e outras fontes. Há muito espaço para a indução de políticas científicas no Brasil, como a criação da nova área de avaliação de programas de pós-graduação — a área de Biodiversidade — na Capes. Ao se aproximar de parceiros com interesses em comum, o PELD aumenta sua capacidade de execução, de financiamento e, principalmente, de transferência de informação para a sociedade. O PELD abriga uma boa parte da massa crítica em Ecologia no Brasil, que, trabalhando de forma integrada e pró-ativa, pode, sem dúvida, constituir-se em um núcleo de pensamento estratégico sobre questões ambientais brasileiras, incluindo a gestão da biodiversidade. Uma integração efetiva com a redeILTER abriria também uma enorme “janela” de oportunidades associada à capacitação, à troca de experiências, à transferência de tecnologia e de abordagens — o ILTER se caracteriza por uma iniciativa com forte componente aplicado à gestão e à solução de problemas ambientais. É importante destacar a possibilidade de analisar a ocorrência de padrões globais de mudança nos ecossistemas (i.e., as macrotenências e as respectivas soluções propostas).

Assumindo a expansão e a consolidação do PELD, as iniciativas desse programa serão muito mais efetivas se pensadas de forma conjunta e executadas em rede. O Brasil, além de abrigar uma parte considerável da diversidade biológica global, poderia dar uma importante contribuição para as sociedades humanas: desenvolver formas de usar a biodiversidade de forma sustentável. Não somos o único país tropical a se defrontar com o desafio de explorar florestas, savanas e recifes de coral de forma sustentável e estabelecer paisagens amigáveis à biodiversidade (Melo et al. 2013). Com a capacidade institucional que temos, poderíamos, sim, dar uma contribuição única e termos orgulho de sermos um país megadiverso. Por enquanto, nossa equivocada proposta para o mundo tem sido: transforme quase tudo em agronegócio, e vamos ver o que acontece no futuro! O PELD, em sua contribuição mais importante, poderá se constituir em um instrumento mais efetivo de suporte à gestão do capital natural brasileiro.

Literatura citada

- Fu, B., M. Forsius, and J. Liu. 2012a. Ecosystem services: climate change and policy impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5:1–3.
- Fu, B., S. Wang, C. Su, and M. Forsius. 2012b. Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5:4–10.
- Lugo, A.E. 2009. The emerging era of novel tropical forests. *Biotropica* 41:589–591.
- Melo, F.P.L., V. Arroyo-Rodríguez, L. Fahrig, M. Martínez-Ramos, and M. Tabarelli, 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 462–468.
- Moran, E. 2010. *Environmental social science: Human-environment interactions and sustainability*. Wiley-Blackwell, UK.
- Tabarelli, M., A.V. Lopes, and C.A. Peres. 2008. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica* 40: 657–661.

16 Dez Anos de Gestão do PELD: Resultados, Lições e Perspectivas

**MARISA DE ARAÚJO MAMEDE*¹, FERNANDO DA
COSTA PINHEIRO¹ & MARCELO TABARELLI²**

¹ Conselho Nacional Científico e Tecnológico
(CNPq) SHIS QI 1 Conjunto B, Bloco Lago Sul,
Brasília/DF, CEP: 71605-160.

² Departamento de Botânica, Universidade Federal
de Pernambuco, Recife/PE, CEP: 50670-901

* Autor para correspondência: mmamede@cnpq.br

Resumo: Os estudos ecológicos de longa duração constituem uma ferramenta fundamental para entender fenômenos biológicos e processos ecológicos que se expressam ao longo de anos ou décadas, entendimento este necessário para dar suporte científico ao desenvolvimento sustentável. Neste capítulo, nós (1) apresentamos um breve histórico do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, do CNPq, e alguns de seus resultados, (2) abordamos aspectos legais e normativos, (3) discutimos tópicos relativos à gestão e à governança do Programa, (4) examinamos o seu desempenho face aos objetivos de uma iniciativa dessa natureza e finalmente (5) discutimos alguns tópicos de reflexão que emergiram ao longo de mais de uma década de gestão (1997–2013), incluindo aspectos conceituais de execução, financiamento e interação com a sociedade. Com essas informações e reflexões, esperamos contribuir para o aperfeiçoamento de iniciativas de suporte aos estudos ecológicos de longa duração, bem como para fomentar uma cultura nacional de pesquisa ecológica de longa duração que possa se debruçar sobre as questões ambientais e apontar soluções e práticas de uso sustentável dos recursos naturais e dos serviços ecossistêmicos, na busca da conciliação entre bem-estar das populações humanas e uso sustentável dos recursos naturais.

Palavras-chave: desenvolvimento sustentável, ecologia, pesquisa ecológica de longa duração, política científica, recursos naturais

Abstract: Long-term ecological studies represent a strategic tool to examine biological and ecological processes expressing over years or decades and thus provide decision makers with the scientific knowledge required to promote sustainable enterprises. In this chapter, we (1) present a brief history of the Long-Term Ecological Research Program (PELD–CNPq) and highlight some key results, (2) describe legal and regulatory aspects, (3) discuss topics concerning program management and governance, (4) examine the program performance regarding its goals, and finally (5) present some critical thinking or lessons that have emerged from over a decade of program management (1997-2013), including conceptual aspects of implementation, funding and dialogue with multiple stakeholders. By doing this, we hope to contribute for the success of initiatives supporting long-term ecological studies, as well as to foster a scientific culture recognizing long-term ecological research as strategic to conciliate human well-being and the sustainable use of natural resources.

Keywords: ecology, long-term ecological research, natural resources, science policy, sustainable development

Introdução

Entender os padrões de funcionamento da natureza tem se tornado tarefa cada vez mais estratégica e urgente à medida que as populações humanas exercem pressões crescentes sobre os recursos naturais, incluindo a biodiversidade e, assim, provocando mudanças em escala global, como a do clima e a da extinção de espécies. Além de entender como o mundo natural funciona, precisamos entender como a natureza responde às pressões antrópicas se aceitamos que o conceito de *desenvolvimento sustentável* deverá nortear as sociedades humanas (World Commission on Environment and Development 1987).

No Brasil, os conceitos de *preservação ambiental* e *desenvolvimento sustentável* encontram-se bem alicerçados em cláusula pétrea da Constituição Federal, artigo 225: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL 1998).

Nesse contexto, a intensidade e a frequência das interações entre as populações humanas e os ecossistemas com suas biotas nativas abre uma ampla agenda de pesquisa focada em fenômenos tipicamente de longa duração, pesquisa essa que tem como função informar corretamente à sociedade sobre os custos e benefícios associados a determinadas formas de uso dos recursos naturais e padrões de ocupação do planeta. Não há como utilizar os recursos naturais, a biodiversidade e os serviços prestados pelos ecossistemas de forma sustentável sem um profundo e apropriado conhecimento de como a natureza funciona e responde às nossas ações (Fu et al. 2013).

Os estudos ecológicos de longa duração constituem uma realidade e uma ferramenta adotada em muitos países desenvolvidos com o objetivo, primeiro e fundamental, de entender os fenômenos biológicos e os processos ecológicos que se expressam ao longo de anos ou décadas e que regem o funcionamento dos sistemas naturais. Se é verdade que precisamos ampliar a nossa capacidade de realizar estudos ecológicos de longa duração em escala global, iniciativas como a do PELD permitem-nos compartilhar reflexões no sentido de incorporar os estudos de longa duração à nossa cultura acadêmica, governamental e cívica de forma geral. Tais iniciativas constituem ainda uma importante ferramenta para orientar os tomadores de decisão e oferecer à sociedade informações que nos permitam viver melhor e, ao mesmo tempo, garantir o acesso aos recursos pelas gerações futuras. Como estabelecido na missão do ILTER (International Long-Term Ecological Research), os estudos ecológicos de longa duração são “[...] parte de uma visão de mundo

onde a ciência ajuda a sociedade a prevenir e resolver problemas socioambientais” (<http://www.ilternet.edu>). Estamos falando não só de geração de conhecimento, mas também de tecnologia e de formação de recursos humanos como insumos necessários à cadeia geração-transferência-aplicação de conhecimento.

Neste capítulo, nós (1) apresentamos um breve histórico do *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, do CNPq, e alguns de seus resultados, (2) abordamos aspectos legais e normativos, (3) discutimos tópicos relativos à gestão e à governança do Programa, (4) examinamos o seu desempenho face aos objetivos de uma iniciativa dessa natureza e finalmente (5) apresentamos lições, ideias e ferramentas que emergiram ao longo de mais de uma década de gestão (1997–2013), incluindo aspectos conceituais de execução, de financiamento e de interação com a sociedade. Como os programas de longa duração não são muito comuns em nosso país, a intenção é partilhar essa experiência e esse aprendizado, na esperança de contribuir para o aperfeiçoamento do Programa, bem como para a gestão de iniciativas similares.

Breve histórico do Programa

O *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD, foi concebido como um dos subprogramas do *Programa Integrado de Ecologia* – PIE, que deveria ser implementado pelo Governo Federal em 1997. O PIE envolvia diferentes agências federais em uma ampla ação interministerial destinada a fomentar a pesquisa na área de Ecologia no País: o Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI, através do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, e da Financiadora de Estudos e Projetos – Finep; o Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA) e o Ministério da Educação e do Desporto – MEC, por intermédio da Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível – Capes. O PIE era composto por dois subprogramas: o de *Capacitação e Pesquisa em Ecologia* – CPE e o *Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* – PELD.

O CPE destinava-se, conforme seu documento, a apoiar projetos de pesquisa integrados que se propusessem a:

[...] *investir na elucidação de problemas fundamentais para o entendimento da organização e do funcionamento de sistemas ecológicos em diferentes escalas de tempo e espaço sob diferentes modos de manejo e conservação ou submetidos a distintos regimes e origens de impacto.*

O PELD, por sua vez, visou essencialmente à implementação de uma rede de sítios de pesquisa ecológica no País em áreas de referência “[...] especialmente apropriadas para o monitoramento contínuo e a pesquisa sobre fenômenos ecológicos de maior escala temporal e espacial” (CNPq, Resolução Normativa nº 016/1998, *Manual Operativo do PIE*).

O PELD foi a única iniciativa do PIE que teve prosseguimento, sendo objeto de um destaque orçamentário no Plano Plurianual de Governo – PPA, sob a responsabilidade de execução do CNPq. A ação do PPA correspondente ao PELD denomina-se *Fomento à Pesquisa e ao Desenvolvimento sobre a Composição e a Dinâmica dos Ecossistemas Brasileiros*. Desde então, o CNPq vem promovendo a manutenção da rede PELD através da contratação de sítios por meio de editais específicos e realizando o Acompanhamento e Avaliação – A&A, do Programa.

Objetivos

No início do Programa, os objetivos referiam-se basicamente ao fomento da infraestrutura para implementação e manutenção de uma rede de sítios de pesquisa. De acordo com o *Manual Operativo do PIE*, o PELD destina-se a “[...] estruturar e implementar uma rede brasileira de pesquisas ecológicas de longa duração” e prover “suporte a um conjunto de áreas de pesquisa representativas de biomas brasileiros”.

Com o decorrer dos anos, o PELD foi incorporando alguns novos objetivos, que eram originalmente do escopo do PIE. Assim, a Resolução Normativa nº 031/2004, publicada pelo CNPq, incorporou outras metas ao PELD. Além da rede de sítios, o Programa deveria permitir “[...] o estabelecimento de políticas para o desenvolvimento da ecologia no Brasil, o apoio à cooperação internacional, a padronização instrumental e metodológica e o fomento à formação de recursos humanos na área”.

Essa reorientação em direção a um leque de objetivos mais amplos, que derivam naturalmente da manutenção de uma rede de sítios de referência para a pesquisa ecológica, vem se consolidando, e a atual Resolução Normativa (RN nº 23/2011) prevê:

O programa tem como principal objetivo apoiar pesquisas de longa duração voltadas para a investigação dos padrões de funcionamento dos ecossistemas e dos impactos causados pelas perturbações antrópicas e mudanças ambientais em sítios de pesquisa permanentes, distribuídos nos diversos ecossistemas brasileiros. Destina-se ainda a fomentar redes

de informação, apoiar a cooperação nacional e internacional, fomentar a formação de recursos humanos e fornecer subsídios para o estabelecimento de políticas voltadas para o desenvolvimento da pesquisa ecológica de longa duração no Brasil.

Execução do PELD

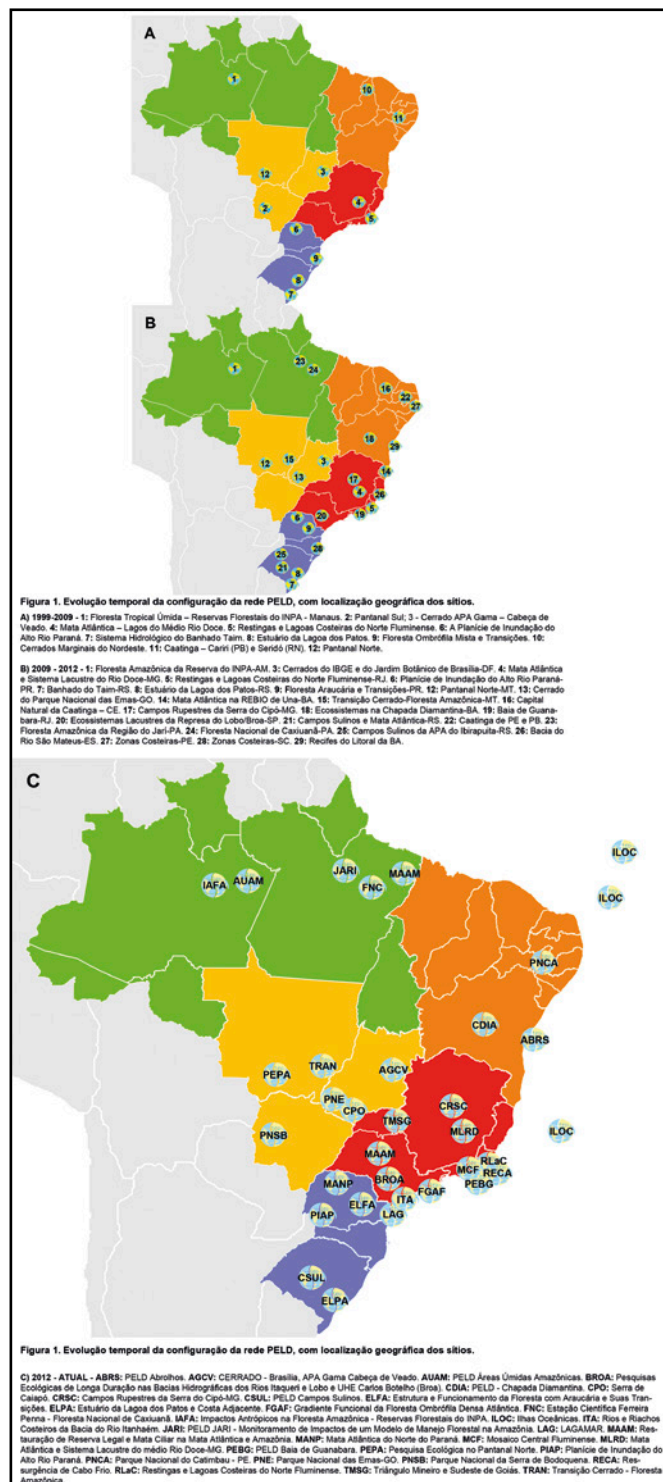
Até o momento, foram lançados pelo CNPq quatro editais para contratação de sítios de pesquisa. O primeiro edital (001/1997) norteou a seleção e a contratação de nove sítios. Os primeiros recursos foram liberados no final do ano de 1999. Após essa primeira seleção, observou-se que a rede formada não contava com sítios nos biomas Cerrado, Caatinga e Pantanal. Em função dessa lacuna geográfica, no segundo edital (02/2001), a chamada foi exclusivamente voltada para a contratação de projetos localizados nesses biomas, tendo permitido a seleção e a contratação de três sítios adicionais de pesquisa, passando o Programa a envolver doze sítios no País.

Nessa primeira fase do Programa (1999–2009), todos os projetos foram contratados para um período de 10 anos, com liberações anuais de recursos através de termos aditivos de concessão. A rede manteve tal configuração até o ano de 2009, quando foi lançado o Edital 59/2009, o terceiro do Programa. Nesse edital, o PELD contou com recursos de uma ação transversal dos Fundos Setoriais no valor de R\$ 4 milhões, o que permitiu uma expressiva expansão da rede, que passou, então, a contar com 26 sítios de pesquisa.

A Figura 1 mostra a evolução temporal da configuração da rede de sítios PELD em três diferentes períodos. O primeiro período (1999–2009) corresponde aos doze sítios contratados nos dois primeiros editais. O segundo período (2009–2012), correspondente aos quatorze sítios contratados no terceiro edital, marca a expansão da rede com aumento significativo do número de sítios. O terceiro período (2012–2015) corresponde à configuração atual da rede, que conta com 31 sítios, dos quais 5 foram incorporados ao Programa graças ao financiamento exclusivo de Fundações Estaduais.

Observa-se que a expansão da rede não permitiu, ainda, o preenchimento de lacunas existentes nos biomas Amazônia e Caatinga, que continuam pouco representados no PELD.

Em termos dos recursos financeiros alocados, o investimento total realizado até o final de 2012 foi de aproximadamente R\$ 25 milhões, tendo sido a maior parte (cerca de 21 milhões) aplicada no auxílio à pesquisa (rubricas de capital e



custeio) e, o restante, no pagamento de bolsas. A Figura 2 apresenta um panorama da execução orçamentária do PELD desde o seu início até o final do ano de 2011, quando foram feitas as últimas liberações de recursos financeiros para os projetos contratados no Edital 59/2009. Na figura, é possível observar que as liberações anuais de recursos têm se mantido relativamente regulares. Algumas variações interanuais podem ser constatadas, como o ponto de valor mínimo em 2008, quando foi feito o pagamento do saldo restante para os projetos contratados no primeiro edital, e o ponto máximo em 2010, quando foram incorporados ao Programa os recursos oriundos da ação transversal dos Fundos Setoriais.

Resultados gerais alcançados

No final de 2009, o CNPq realizou um levantamento geral dos resultados junto aos sítios contratados através dos dois primeiros editais. O universo amostral foi de onze sítios, correspondendo ao total de sítios ativos em 2009. Um dos sítios contratados no primeiro edital (Sítio APA Gama Cabeça de Veado – Brasília) teve suas atividades interrompidas no período de 2004 a 2009, devido ao afastamento de seu coordenador do País. Os principais indicadores de produção científica dos sítios no PELD para o período são apresentados na Figura 3.

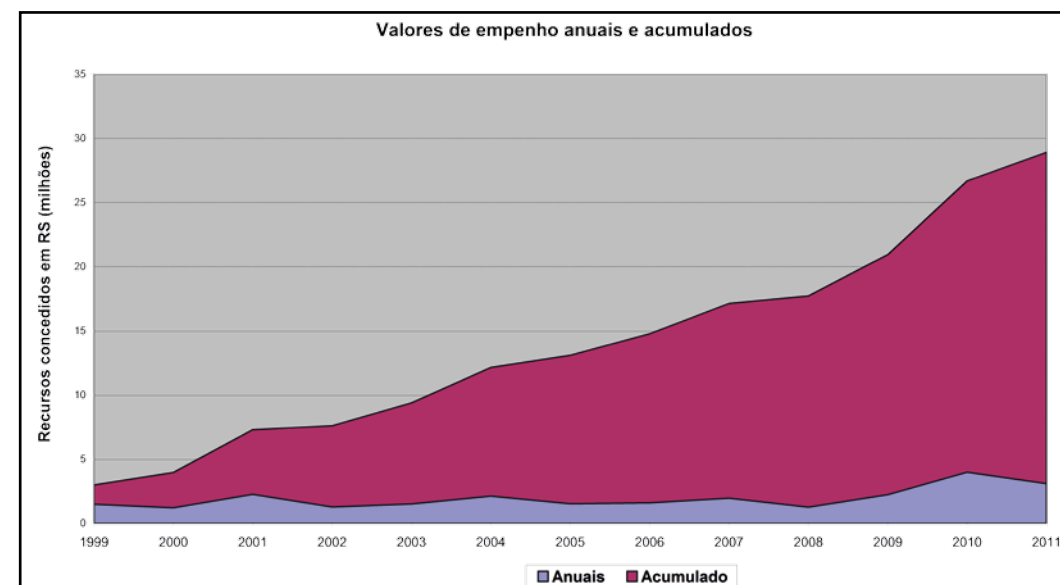


Figura 2. Desembolso de recursos (em milhões de reais) ao PELD entre 1999 e 2011 – valores anuais e acumulados no período.

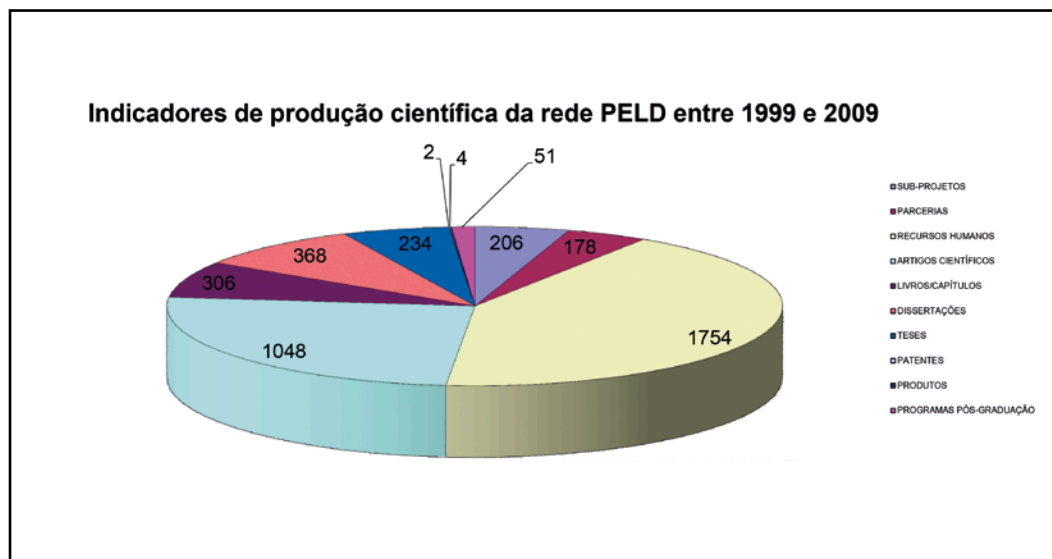


Figura 3. Indicadores quantitativos da produção científica no âmbito da rede PELD entre 1999 e 2009. Os números referem-se ao total de produção de um conjunto de onze sítios avaliados em 2009.

Os números informados correspondem à produção total no âmbito da rede, ou seja, do conjunto de onze sítios. Observa-se que a rede demonstrou robusta produção científica, com mais de mil artigos científicos publicados em periódicos indexados. Cabe ressaltar que muitos desses trabalhos envolveram análises de longas séries temporais e discutiram processos ecossistêmicos de maior complexidade, necessitando de um longo período de elaboração e de avaliação dos resultados no período que antecedeu a publicação.

Chama a atenção também, a magnitude da formação de recursos humanos. O número total atingido (1.754 formados) refere-se ao número de estudantes, nos níveis de graduação e de pós-graduação, que passaram por algum tipo de formação acadêmico-científica no Programa. Merece destaque também a formação de 178 parcerias científicas nacionais e internacionais, que possibilitaram o desenvolvimento de 206 subprojetos em diferentes áreas específicas da Ecologia. No total, 51 diferentes cursos de pós-graduação em Ecologia e em áreas afins estiveram envolvidos nas atividades do PELD.

Em termos de produtividade científica, observou-se que o desempenho dos sítios dependeu claramente de sua vinculação a programas de pós-graduação. Isso pode ser evidenciado pelo elevado coeficiente de correlação ($r = 0,69$) entre o número de artigos publicados por um determinado sítio e o respectivo número de programas de pós-graduação envolvidos naquele sítio. Além disso, foi possível e

instrutivo notar que alguns sítios que foram implementados sem incluírem na sua execução o apoio de um programa de pós-graduação atuante não lograram êxito em editais posteriores.

Alguns dos resultados mais relevantes do PELD não podem, todavia, ser quantificados apenas em indicadores numéricos. As equipes que atuam nos sítios de pesquisa têm contribuído para tomadas de decisão sobre questões ambientais, através de participação em comitês de bacia hidrográfica, elaboração de relatórios técnicos para órgãos ambientais, discussão de políticas públicas e ações diversas de extensão, com destaque marcante para a educação ambiental, que está presente em todos os sítios PELD. Muitos dos sítios encontram-se inseridos em Unidades de Conservação, e o conhecimento ali gerado tem sido mobilizado para o delineamento de práticas de manejo e conservação, auxiliando no processo de consolidação dessas áreas como Unidades de Conservação e, portanto, dando suporte ao artigo 225 da Constituição Federal.

Como exemplos, podemos citar o Parque Estadual do Rio Doce, em Minas Gerais, e o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), em Macaé. Este último foi criado no final da década de 1990, aproximadamente na mesma época em que foi implementado o Sítio Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense. A existência de um sítio PELD no local, bem como o estabelecimento de parcerias com a Prefeitura de Macaé, foram decisivos para a consolidação do PNRJ e do Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé (Nupem), atualmente denominado Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Socioambiental de Macaé. Posteriormente, o Nupem esteve na base da motivação para a instalação do câmpus da UFRJ-Macaé, em 2011 (Petry, A. Informação pessoal).

Em outros sítios localizados fora de Unidades de Conservação, as equipes têm interagido com prefeituras e outros órgãos da administração pública estaduais e federais, contribuindo significativamente com subsídio técnico para a tomada de decisões na área de gestão ambiental. Alguns exemplos incluem: controle dos impactos da construção de barragens; orientações a respeito da abertura de barras de rios; ordenamento de atividades econômicas, como a pesca e a rizicultura; salvaguarda de espécies ameaçadas de extinção.

Além disso, o PELD tem se revelado um ótimo nucleador de grupos de excelência em pesquisa, facilitando a posterior captação de recursos de outras fontes. A existência de um sítio PELD, com financiamento do CNPq, tem funcionado como um selo de qualidade e de garantia da longevidade das pesquisas. Como exemplo disso, podemos citar o Sítio Pantanal Norte, da UFMT, implementado em 2001. Alguns anos após a implementação desse sítio, em 2005, a UFMT investiu recur-

próprios na construção de uma base física para as pesquisas. A partir desse momento, o grupo de pesquisa expandiu suas parcerias e decidiu pela criação de uma associação civil, o Centro de Pesquisa do Pantanal – CPP.

Atualmente, a UFMT sedia o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Áreas Úmidas (Inau). Esse conjunto de resultados faz com que o PELD venha alcançando um reconhecimento crescente junto à comunidade científica, o que traz a importância dessa iniciativa pioneira na criação de uma cultura de pesquisa de longo prazo no tema de ecologia de ecossistemas.

Sistema de Acompanhamento & Avaliação – A&A

Desde seu início até o presente, o Programa foi avaliado em quatro ocasiões: em 2001, 2003, 2009 e 2012. O método de avaliação utilizado vem sendo aperfeiçoado ao longo do tempo e de acordo com as necessidades conjunturais de cada ocasião. De maneira geral, pode-se dizer que as atividades de avaliação envolvem sempre a apresentação de resultados pelos coordenadores de sítios, a participação de consultores da comunidade científica externos à rede e um fórum geral de discussão. Eventualmente, visitas técnicas são realizadas aos sítios. Nas avaliações mais recentes, a utilização de um formulário estruturado para a apresentação dos resultados pelos coordenadores dos sítios permitiu a realização de levantamentos que propiciam uma visão mais acurada, tanto de cada sítio individualmente, através de análises comparativas, quanto do desempenho geral do Programa.

Um aspecto importante a ser ressaltado sobre o A&A do PELD é o da regularidade das avaliações. Justamente por se tratar de um programa de longa duração, o processo de A&A deve ser pensado também a longo prazo. É importante que haja uma coerência entre as ações de seleção, de acompanhamento e de avaliação dos projetos, bem como a incorporação de uma visão estratégica a todo o processo. Daí a importância de haver um Comitê Científico permanente, como prevê a atual Resolução Normativa. As reuniões de A&A são momentos oportunos para realizar os ajustes necessários ou as correções de rumo. Como forma de garantir a regularidade e a representatividade nessas reuniões, os dois últimos editais exigiram que as propostas apresentadas incluíssem, em seus orçamentos, recursos para assegurar a participação dos coordenadores nas reuniões.

Desafios e soluções

Nesta seção, serão analisados mais detalhadamente alguns aspectos que constituíram desafios para o Programa, como a sua estrutura de gestão, o financiamento, a gestão de dados e a integração entre sítios.

Estrutura de gestão

O primeiro documento que menciona a gestão do PIE é a Portaria nº 11/1997, publicada pelo então presidente do CNPq, Dr. José Galizia Tundisi, em janeiro daquele ano. Esta nomeava a Comissão Coordenadora do PIE, que tinha por missão “[...] implantar e coordenar o *Programa Integrado de Ecologia – PIE*”. A comissão era formada por um conjunto de representantes da comunidade científica e das agências envolvidas (CNPq, Capes, Finep). Como resultado do trabalho dessa comissão, o PIE foi implementado, com o primeiro edital lançado ainda em 1997. No ano seguinte, o CNPq publicou a Resolução Normativa nº 016/1998, que definiu um conjunto de objetivos específicos relacionados com a execução do PIE, bem como as competências da Comissão Coordenadora e a forma de indicação de seus membros.

Em seguida, no período de 1999/2000 a meados de 2004, o PELD ficou desprovido de uma estrutura de gestão. Em setembro de 2004, o CNPq publicou a Resolução Normativa nº 31/2004, que previa uma estrutura de gestão com quatro partes integrantes: um Comitê Gestor, um Comitê de Avaliação, um Gerente Operacional e um Comitê Científico. Lamentavelmente, essa estrutura não foi de fato implementada, pois os comitês não chegaram a ser nomeados.

Finalmente, em setembro de 2011, foi publicada uma nova Resolução Normativa (RN 023/2011), que definiu uma estrutura de gestão mais simples, com dois comitês — Gestor e Científico. Os seus membros foram nomeados através de portarias publicadas em novembro de 2011 (Comitê Gestor) e abril de 2012 (Comitê Científico), e os dois comitês vêm desde então realizando um trabalho orgânico em prol da gestão do Programa. Resumidamente, as atribuições do Comitê Gestor dizem respeito essencialmente à gestão estratégica e ao planejamento do Programa, enquanto as atribuições do Comitê Científico dizem respeito à assessoria, ao acompanhamento e à avaliação.

Como exemplo do trabalho conjunto dos comitês, pode-se relatar o caso da Chamada 34/2012. Durante a reunião de A&A do Edital 59/2009, realizada em julho de 2012, o Comitê Científico atuou como avaliador dos projetos e da rede. Os resultados dessa avaliação foram objeto de análise pelo Comitê Gestor, orientando

a tomada de decisão com respeito ao lançamento da nova chamada. Esse exemplo mostra de que forma se busca harmonizar as atividades de acompanhamento, de avaliação, de seleção de projetos e de aperfeiçoamento do Programa.

Gestão de dados

Outro aspecto relevante é o da gestão compartilhada de dados no âmbito da rede. Embora essa questão tenha sido considerada, desde os primeiros momentos do Programa, como decisiva para o efetivo funcionamento em rede dos sítios, houve grande dificuldade na implementação de um banco de dados do PELD. Em 2004, o Sítio do Médio Rio Doce, cuja instituição executora é a UFMG, chegou a desenvolver e disponibilizar aos demais sítios um protótipo de banco de dados, mas, na ausência de recursos específicos e/ou coordenação das atividades, esse protótipo não se concretizou em um banco de dados PELD.

Em 2009, quando do lançamento do Edital 59/2009, o CNPq abriu uma linha de financiamento específica para o desenvolvimento de um banco de dados para o PELD. Foi então selecionado o projeto de uma equipe do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Inpa, que já vinha trabalhando com o banco de dados do *Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBio*.

Essa equipe desenvolveu um repositório de dados baseado em programas de acesso livre (*softwares* livres) que já vinham sendo utilizados no âmbito da rede norte-americana de pesquisa ecológica de longa duração (LTER). O modelo desenvolvido é adaptado para receber conjuntos de dados de natureza muito heterogênea, como são os dados ecológicos. Os dados são rotulados no repositório por um conjunto de metadados que permite a localização de uma determinada informação. A riqueza de informação contida nos metadados representa ainda uma ferramenta valiosa para análises integradas com vistas à tomada de decisão sobre questões ambientais.

Atualmente, com o desenvolvimento do projeto *Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira – SiBBr*, pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI, o repositório de dados do PELD passa a ser de responsabilidade do MCTI. A Rede Nacional de Ensino e Pesquisa – RNP, vem desenvolvendo a nova versão do repositório PELD, baseada no modelo anterior, com previsão de disponibilização para a comunidade no segundo semestre de 2013.

Financiamento

Em termos de financiamento, é importante observar que embora o número de sítios na rede tenha aumentado consideravelmente desde a sua implementação, o recurso destinado ao PELD foi revisado uma única vez, quando sofreu um corte de R\$ 0,3 milhão/ano. A dotação da ação do PELD no PPA passou, então, de 2 milhões/ano para 1,7 milhão/ano, devido a uma interrupção na execução de um sítio em 2004. Por outro lado, os objetivos do PELD foram expandidos desde a sua concepção como um subprograma do PIE. Assim, a limitação de recursos para o financiamento das pesquisas constituiu um desafio para a gestão do programa ao longo do período. O CNPq vem buscando garantir um aporte adequado de recursos aos sítios através da captação em outras fontes. O terceiro edital (59/2009) contou com subsídios adicionais oriundos de uma ação transversal dos Fundos Setoriais (FNDCT), no valor total de R\$ 4 milhões, o que permitiu expandir para 26 o número de sítios da rede. No mais recente edital, houve algum aporte de recursos adicionais do MCTI (R\$ 900 mil), bem como o envolvimento das Fundações Estaduais de Amparo à Pesquisa (FAPs) através do cofinanciamento de projetos aprovados. Todavia, é importante destacar que, no sentido de garantir maior segurança à manutenção da rede, a situação ideal envolveria uma correção da dotação orçamentária do programa no PPA do Governo Federal.

Sobre a recém-iniciada parceria com as FAPs, é importante informar que 19 das 27 fundações estaduais aderiram à chamada previamente ao seu lançamento. Após avaliação dos projetos pelo Comitê Julgador, 24 dos 26 projetos aprovados pelo CNPq devem receber financiamento de seu estado. Além disso, mais 5 projetos que tiveram mérito reconhecido, mas não lograram alcançar a classificação necessária para a concessão de recursos federais, serão financiados de forma independente pela sua respectiva Fundação Estadual de Amparo à Pesquisa.

A parceria com as FAPs apresenta-se como estratégica sob diversos aspectos. Obviamente, representa uma oportunidade para a melhoria das condições de financiamento do Programa. Porém, além disso, espera-se que o envolvimento do órgão estadual venha propiciar uma maior proximidade entre os grupos de pesquisa e gestores locais, facilitando a transferência de conhecimento a ser utilizado no manejo e na gestão sustentável dos ecossistemas localizados naquele estado. Finalmente, com a possibilidade de as Fundações Estaduais de Amparo à Pesquisa financiarem sítios de forma independente, abre-se a possibilidade de ser induzida a criação de novos sítios/grupos de pesquisa por estas. Esses sítios, financiados de forma independente pelas FAPs, serão incorporados ao processo de Acompanhamento e Avaliação do programa pelo CNPq.

Integração no âmbito do PELD – em busca de uma cultura colaborativa

Um último aspecto a ser considerado como emergente do Programa, envolve o desenvolvimento de pesquisa colaborativa entre os diferentes sítios. O acompanhamento do Programa permitiu observar que, basicamente, todos os sítios PELD desenvolveram algum tipo de parceria com outros sítios no Brasil. Alguns sítios estabeleceram ainda projetos de intercâmbio científico com sítios ILTER em países como o Uruguai, os Estados Unidos e a Escócia. Todavia, essas parcerias, em sua maioria, foram pontuais, resultado de esforços individuais de alguns pesquisadores. Não são abundantes os exemplos de parcerias duradouras de intenso intercâmbio científico. O desenvolvimento de pesquisa em parceria entre sítios tem sido considerado um fator limitante para a concretização dos objetivos do Programa, em todas as ocasiões em que este foi avaliado.

Nos primeiros anos do PELD, foram realizados alguns encontros por iniciativa do grupo de coordenadores de sítios. Assim, em 2000 ocorreu em Macaé o *1º Encontro de Coordenadores do PELD*. Nesse encontro foi elaborado um documento-síntese que já indicava que a colaboração entre sítios era fundamental para a consolidação do Programa. Posteriormente, em Manaus, no ano de 2004, foi realizado o *1º Simpósio Nacional do Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*, em programação inserida na *Reunião Anual do Programa Internacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (ILTER Annual Meeting)*. No relatório desse simpósio, foi também apontada a necessidade de serem fortalecidas as pesquisas integrando sítios, e os coordenadores assumiram compromisso nesse sentido.

Apesar dessas tentativas iniciais de articulação de pesquisa em colaboração entre sítios, que se entende como essencial para a consolidação da rede, não foram observados progressos posteriores nessa direção, e uma cultura de pesquisa colaborativa ainda não se verifica no grau esperado na rede PELD. Evidentemente, a ausência de um banco de dados compartilhado é um fator a ser considerado, dificultando a troca de dados e de informações para estudos comparativos, por exemplo. Esperamos que a efetiva implementação do repositório de dados do PELD no âmbito do SiBBr venha facilitar a realização de pesquisa colaborativa e integradora. Todavia, para tanto, é condição *sine qua non* que haja uma mudança de atitude dos pesquisadores que compõem a comunidade PELD em prol de uma cultura colaborativa. A mesma análise aplica-se ao caso da inserção da rede brasileira do programa internacional (ILTER), que é ainda muito tímida em relação ao papel de liderança que se espera do Brasil.



Lições e perspectivas

Ao longo de todo esse período com a responsabilidade da gestão desse programa pioneiro, é possível selecionar alguns tópicos de reflexão que podem ser úteis no sentido de consolidar e ampliar a efetividade de iniciativas voltadas ao suporte de estudos ecológicos de longa duração, incluindo a alimentação da cadeia produção-transferência-aplicação do conhecimento para benefício da sociedade. Estes são apresentados a seguir:

Conceito de sítio de referência

O conceito de *sítio* é estratégico, pois define uma área que: (1) funciona como sede geográfica e logística do estudo, (2) recebe os investimentos de infraestrutura adequados, (3) oferece oportunidades constantes para estudos e formação de recursos humanos e (4) permite a geração de informação e o monitoramento de longo prazo das variáveis de interesse, bem como o conhecimento consistente sobre a biodiversidade local. A experiência mostra que os sítios PELD têm constituído um polo agregador de pesquisas e de iniciativas de uso sustentável dos recursos naturais, envolvendo atores públicos e comunidades locais. Isto é, os sítios têm funcionado efetivamente como sítios de referência.

Disponibilização permanente da base de dados

Outra característica fundamental é a disponibilização permanente de uma base de dados comum ao conjunto de sítios, de forma que as informações obtidas sobre a biodiversidade e os padrões ecológicos estejam disponíveis não apenas para a comunidade acadêmica, mas para os demais setores da sociedade. Uma gestão eficiente da biodiversidade e dos recursos naturais em várias esferas públicas depende de informação secundária. Por esse motivo, é grande a expectativa sobre o lançamento e a disponibilização do repositório de dados do PELD no âmbito do Sistema de Informação sobre a Biodiversidade e os Ecossistemas Brasileiros (SiBBr).

Principais características de projetos bem-sucedidos

A experiência de A&A do programa permite apontar um conjunto de características associadas a sítios PELD bem-sucedidos. Em linhas gerais, trata-se de grupos de pesquisa interdisciplinares, produtivos, com boa interação entre os membros, ancorados em programas de pós-graduação consolidados, com parcerias internacionais e consistente capacidade de captação de recursos de outras fontes e que já demonstram um histórico de pesquisas em uma área de referência.



Visão estratégica de parceria

Um programa como o PELD envolve oferta regular de um volume considerável de recursos. De forma a alcançar esse objetivo, a agência de fomento deve buscar estabelecer uma rede de parcerias com outras agências públicas e privadas. As iniciativas de captação de recursos devem alinhar-se, quando possível, a macropolíticas nacionais e internacionais, como, por exemplo, àquelas relacionadas à biodiversidade e às mudanças climáticas. Em termos de execução de projetos, a visão estratégica do estabelecimento de parcerias é igualmente importante. Assim, o CNPq tem sinalizado aos coordenadores que a viabilidade econômica de cada projeto é também responsabilidade dos executores, que devem buscar parceiros de forma a complementar não só o financiamento, mas também as áreas de atuação do grupo de pesquisa.

Coordenação dos projetos

A contratação dos projetos tem sido feita em nome de um coordenador, que concentra a responsabilidade pela sua execução científica e financeira. Nos primeiros editais, os projetos foram contratados pelo prazo de 10 anos, e a experiência mostrou que essa forma de vinculação a um único coordenador por todo esse período não é adequada. Embora muitos dos sítios tenham tido bom desempenho nesse período, alguns foram seriamente afetados por motivos como aposentadoria ou afastamento por outros motivos da pessoa responsável pela coordenação. A transferência da titularidade de um projeto durante a sua vigência é um processo demorado e complexo. Nos últimos editais, a contratação por um prazo mais curto permitiu a renovação da coordenação sem interferir na continuidade a longo prazo dos projetos de pesquisa. Ao contrário, essa renovação da coordenação permite a reprogramação dos objetivos de forma a adequar a pesquisa aos novos desafios que surgem.

Selo PELD

Com a atual restrita disponibilidade orçamentária do Programa, boa parte da demanda não é atendida. Em cada edital, existe sempre um contingente de projetos reconhecidamente meritórios que não recebem financiamento, mas que possuem a qualidade requerida para desenvolver projetos de pesquisa ecológica de longa duração. Assim, existe uma demanda crescente por parte da comunidade acadêmica pela criação de um selo PELD de qualidade, desvinculado do financiamento pelo CNPq. Esse selo viria facilitar a captação de recursos de outras fontes pelos grupos de pesquisa contemplados, bem como permitir a expansão do Pro-

grama. Os comitês — gestor e científico — discutem atualmente quais seriam os critérios para essa certificação, bem como a estratégia de gestão da expansão do Programa que seria decorrente da criação do selo PELD.

Ambiente de governança

A Figura 4 apresenta de forma esquemática o ambiente de governança do Programa. De acordo com essa perspectiva, as novas demandas para a pesquisa ecológica de longa duração podem vir da academia, de agências financiadoras e de outros setores da sociedade civil organizada. Essas demandas são recebidas em uma chamada pública, que é o ponto de entrada no ambiente de governança do Programa.

Selecionado o conjunto de sítios que irá compor a rede PELD, os mecanismos de Acompanhamento & Avaliação, Integração e Compartilhamento de Base de Dados são os três pilares que sustentam a geração de informação e a formação de recursos humanos de qualidade. Estes dois últimos componentes são diretamente responsáveis pela transferência de conhecimento de caráter aplicado para

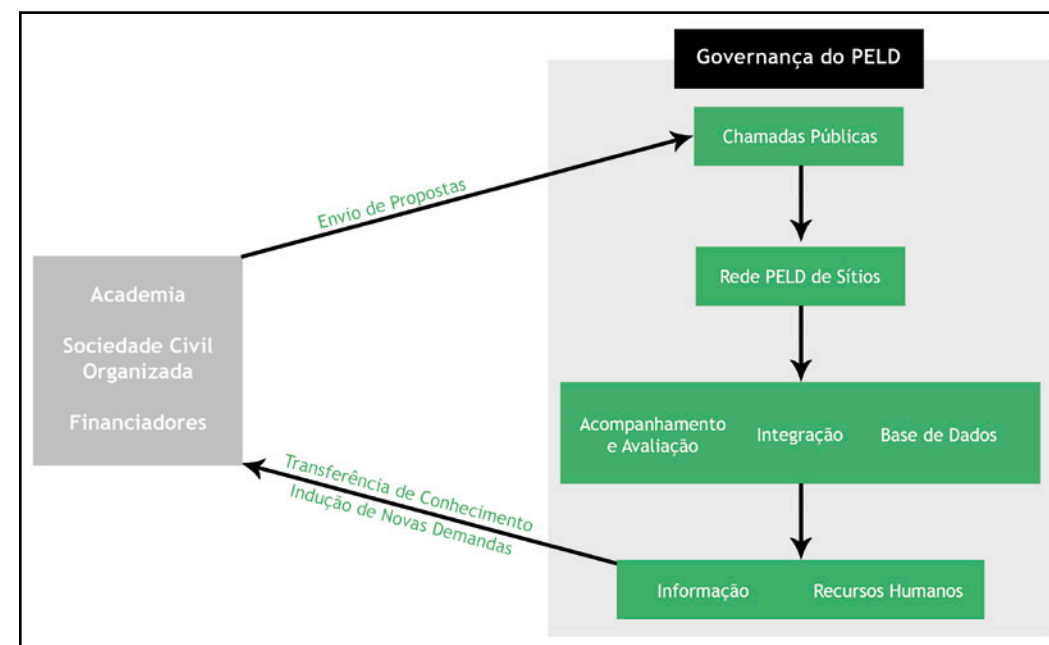


Figura 4. Representação esquemática do ambiente de governança do PELD. Os mecanismos de Acompanhamento & Avaliação, Integração e Compartilhamento de Base dos Dados estão no “core” do sistema de gestão do programa e garantem a qualidade da informação gerada e, em seguida, transferida à sociedade.

a sociedade. Os mecanismos desenvolvidos e adotados no âmbito da gestão e da governança do PELD têm sido fundamentais para a execução dessa iniciativa, permitindo uma melhor integração entre os diversos atores.

Vale notar, entretanto, que a etapa do ciclo que representa a transferência de conhecimento precisa ser bastante fortalecida dentro da perspectiva de uma ciência capaz de auxiliar de forma efetiva na solução de problemas socioecológicos ou socioambientais. É o caso, por exemplo, do uso sustentável da biodiversidade e dos recursos naturais, garantindo assim maior eficácia na superação de desafios científicos para atender às necessidades da sociedade.

Nesse contexto, a gestão do PELD pode trazer algumas lições sobre a relação entre conhecimento e sociedade, tema a respeito do qual temos ainda muitas dificuldades conceituais e operacionais. O exemplo do PELD demonstra que a governança e a gestão de rede são fundamentais para induzir e estimular essas articulações entre os atores. Em outras palavras, os mecanismos de interação e transferência de conhecimento não devem ser restritos a iniciativas individuais de pesquisadores, mas devem estar previstos no arcabouço conceitual e operacional das iniciativas devotadas aos estudos ecológicos de longa duração que visam trazer respostas às questões ambientais da sociedade.

Conclusões

O paradigma do desenvolvimento sustentável, norteador de muitas das sociedades atuais, implica em conhecimento profundo do funcionamento da natureza e de suas respostas às pressões e alterações ambientais de origem antrópica. Embora já tenhamos algum entendimento sobre a ecologia das florestas tropicais e dos recifes de corais, por exemplo, ainda não sabemos como gerar emprego e renda de forma sustentável sem desmatar as florestas ou exaurir os estoques pesqueiros. No Brasil, ainda é grande a lacuna a preencher antes que o conhecimento científico possa ser, de fato, um elemento fundamental na tomada de decisão em qualquer nível de organização da sociedade. Coloca-se, então, de forma objetiva, a necessidade de estudos ecológicos de longa duração dentro de programas integradores capazes de fornecer suporte a uma rede interativa de sítios, como os INCTs, por exemplo.

Como um país megadiverso e com capacidade institucional, inclusive no campo da ciência e da tecnologia, o Brasil reúne as condições necessárias para demonstrar aos países tropicais em desenvolvimento que é possível compatibilizar crescimento econômico com melhoria da qualidade de vida das populações hu-

manas e proteção aos recursos naturais. A pesquisa ecológica de longa duração é parte dessa equação e define as aspirações que o PELD–CNPq tem abrigado, norteador das ações futuras rumo à expansão e à consolidação dessa iniciativa. O PELD vem congregando esforços no sentido de fomentar uma cultura nacional devotada à pesquisa ecológica de longa duração que possa se debruçar sobre as questões ambientais e apontar soluções e práticas de uso sustentável dos recursos naturais e dos serviços ecossistêmicos, promovendo bem-estar para as populações humanas. Esta é uma aspiração que precisa se incorporar definitivamente na pesquisa em ecologia no Brasil, na gestão da ciência e na política ambiental brasileira.

Literatura citada

- Fu, B., S. Wang, C. Su, and M. Forsius. 2013. Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 :4–10.
- BRASIL. 1998. Constituição da República Federativa do Brasil. Senado Federal, Brasília.
- World Commission on Environment and Development. 1987. *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.

Anexo 1 - Lista de Autores

- | | |
|---|---|
| Adelmar G. Bandeira
Universidade Federal da Paraíba | Carlos Padovani
Embrapa Pantanal |
| Adolfo Villanueva
Universidade Federal do Rio Grande do Sul | Carlos Roberto Sanquetta
Universidade Federal do Paraná |
| Adriano Paglia
Universidade Federal de Minas Gerais | Carlos Ruberto Fragoso Jr.
Universidade Federal de Alagoas |
| Alexandre M. Garcia
Universidade Federal do Rio Grande | Cátia Nunes da Cunha
Universidade Federal de Mato Grosso |
| Alex Moresco
Universidade Federal do Rio Grande | Cecília Volkmer-Ribeiro
Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul |
| Andréa M. A. Nascimento
Universidade Federal de Minas Gerais | César S. B. Costa
Universidade Federal do Rio Grande |
| Angelo A. Agostinho
Universidade Estadual de Maringá | Clarisse Odebrecht
Universidade Federal do Rio Grande |
| Antonio Alberto Jorge Farias Castro
Universidade Federal do Piauí | Cláudia C. Bonecker
Universidade Estadual de Maringá |
| Carlos Alberto Castro
Universidade Federal de Mato Grosso | Cláudia Tasso Callil
Universidade Federal de Mato Grosso |
| Carlos E. Bemvenuti
Universidade Federal do Rio Grande | Cristina Arzabe
Embrapa Centro de Pesquisa Agropecuária do Meio-Norte |
| Carlos Frederico Duarte da Rocha
Universidade do Estado do Rio de Janeiro | |

David da Motta Marques
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Débora F. Calheiros
Embrapa Pantanal

Eduardo Guimarães Couto
Universidade Federal de Mato Grosso

Eliete Bertazzo Canterle
Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense

Eliza Maria Xavier Freire
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Erich Fisher
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Fabio R. Scarano
Conservation International

Fernando da Costa Pinheiro
Conselho Nacional Científico e Tecnológico (CNPq)

Flávia Maria de Barros Nogueira
Universidade Federal de Mato Grosso

Flávia R. C. Costa
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Flávio J. Luizão
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Francisco Antônio Rodrigues Barbosa
Universidade Federal de Minas Gerais

Francisco de A. Esteves
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Germano Guarim Neto
Universidade Federal de Mato Grosso

Guilherme Mourão
Embrapa Pantanal

Helena Piccoli Romanowski
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Heraldo L. Vasconcelos
Universidade Federal de Uberlândia

Jane Enisa Ribeiro Torelli de Souza
Universidade Federal da Paraíba

Jerry Penha
Universidade Federal de Mato Grosso

João Paes Vieira
Universidade Federal do Rio Grande

João R. Stehmann
Universidade Federal de Minas Gerais

João Vieira
Universidade Federal do Rio Grande

John Duval Hay
Universidade de Brasília

José de Souza Nogueira
Universidade Federal de Mato Grosso

José Etham de Lucena
Universidade Estadual da Paraíba

José Galizia Tundisi
Instituto Internacional de Ecologia

Jose H. Muelbert
Universidade Federal do Rio Grande

José Holanda Campelo Júnior
Universidade Federal de Mato Grosso

José J. Toledo
Universidade Estadual de Roraima

José Luiz de Attayde
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Juan Martin Bravo
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Juliano C. Marangoni
Universidade Federal do Rio Grande

Leonir A. Colling
Universidade Federal do Rio Grande

Lúcia Aparecida de Fátima Mateus
Universidade Federal de Mato Grosso

Luciana Cardoso
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Lúcia Ribeiro Rodrigues
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Luciane Crossetti
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Luiz C. Gomes
Universidade Estadual de Maringá

Luiz Drude de Lacerda
Universidade Federal do Ceará

Marcelo Burns
Universidade Federal do Rio Grande

Marcelo Sacardi Biudes
Universidade Federal de Mato Grosso

Marcelo Tabarelli
Universidade Federal de Pernambuco

Márcia Divina de Oliveira
Embrapa Pantanal

Margareth Copertino
Universidade Federal do Rio Grande

Maria Angélica Cardoso
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Maria Bernadete Lovato
Universidade Federal de Minas Gerais

Maria Cristina Crispim
Universidade Federal da Paraíba

Maria de Fátima Freire de Melo Ximenes
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Maria Regina de Vasconcellos Barbosa
Universidade Federal da Paraíba

Osmar O. Möller
Universidade Federal do Rio Grande

Marília Couto Silva Shiraiwa
Universidade Federal de Mato Grosso

Paulina M. Maia-Barbosa
Universidade Federal de Minas Gerais

Marinete Covezzi
Universidade Federal de Mato Grosso

Paulo C. Abreu
Universidade Federal do Rio Grande

Marinêz Isaac Marques
Universidade Federal de Mato Grosso

Pierre Girard
Universidade Federal de Mato Grosso

Mário Vinícius Condini
Universidade Federal do Rio Grande

Rafael Souza
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Marisa de Araújo Mamede
Conselho Nacional Científico e Tecnológico (CNPq)

Renata Panosso
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Marla Lima
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Roberto de Moraes Lima Silveira
Universidade Federal de Mato Grosso

Marlise Bemvenuti
Universidade Federal do Rio Grande

Roberto L. Monte-Mór
Universidade Federal de Minas Gerais

Marta Gislene Pignatti
Universidade Federal de Mato Grosso

Rutineia Tassi
Universidade Federal de Santa Maria

Ng Haig They
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Sandra Alves-da-Silva
Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul

Norma Würdig
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Sidinei M. Thomaz
Universidade Estadual de Maringá

Odete Rocha
Universidade Federal de São Carlos

Solon Jonas Longhi
Universidade Federal de Santa Maria

Sueli Pereira Castro
Universidade Federal de Mato Grosso

Zelma Glebya Maciel Quirino
Universidade Federal da Paraíba

Sylvio Péllico Netto
Universidade Federal do Paraná

Zilca Campos
Embrapa Pantanal

Terry W. Parr
Centre for Ecology & Hydrology, Lancaster Environment Centre

Zulanira Rosa
Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul

Ulrich Seeliger
Universidade Federal do Rio Grande

Vanessa Becker
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Vanessa Gazulha
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Vera Lúcia Callegaro
Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul

Vera Werner
Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul

Walfrido Tomas
Embrapa Pantanal

Walter Collischonn
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

William E. Magnusson
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

William F. Laurance
James Cook University

Anexo 2 - Lista de Sítios PELD

Sítio	Sigla	UF	Coordenação	Instituição Executora	Período	Coordenadas geográficas	Contato atual
PELD Abro- lhos	ABRS	BA	Gilberto Me- nezes Amado Filho	Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro - IP/ JBRJ	2012 -	16° 40' - 19° 40'S, 39° 10' - 37° 20' W	gilberto a- m a d o @ pq.cnpq.br
Apa Gama Cabeça de Veado - Bra- sília	AGCV	DF	Carlos Klink // Mercedes Bustamante // Emerson Monteiro Vieira	Universidade de Bra- sília - UnB	1999 - 2004 / / 2009 -	15° 56' 41" S E 47° 53' 07" W	emerson@ pq.cnpq.br
Áreas Úmidas Amazônicas	AUAM	AM	Maria Teresa Fernandez Piedade	INPA - Instituto Na- cional de Pesquisas da Amazônia (Ave- nida André Araújo, 2936 Manaus)	2012 -	01° 54' - 01° 57' S E 61° 27' - 61° 28' a O 02° 10' 30" - 02° 11' 30" S e 59° 00' 30" - 59° 01' 30" O	maitepp@ pq.cnpq.br
PELD Chapa- da Diaman- tina	CDIA	BA	Gilberto Mar- cos de Men- donça Santos	UEFS - Universidade Estadual de Feira de Santana (Av. Trans- nordestina, s/n - Fei- ra de Santana)	2009 -	Entre 41° 35' - 41° 15' OESTE E 12° 25' - 13° 20' Sul	gilberto. santos@ pq.cnpq.br

Estuário da Lagoa dos Patos e Costa Adjacente	ELPA	RS	Ulrich Seeliger // Clarisse Odebrecht	UFPR - Universidade Federal do Paraná	1999 -	32° 05' S, 52° 10' W	clarisse@pq.cnpq.br
Gradiente Funcional da Floresta Ombrófila Densa Atlântica	FGAF	SP	Carlos Joly	Unicamp - Universidade Estadual de Campinas	2012 -	23° 15' S a 23° 40' S 44° 40' a 45° 40' W	carlos.joly@pq.cnpq.br
Ilhas Oceânicas	ILOC	RJ	Carlos Eduardo Leite Ferreira	UFF - Universidade Federal Fluminense	2012 -	Aspsp (0° 55' N; 29° 21' W), fernor (3° 54' S; 32° 25' W), atro (3° 50' S; 33° 49' W) trind (20° 30' S; 29° 20' W)	celf@pq.cnpq.br
Rios e Riachos Costeiros da Mata Atlântica – Bacia do Rio Itanhaém	IT A	SP	Antonio Fernando Camargo	Unesp - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho	2012 -	23° 50' – 24° 15' S, 46° 35' – 47° 00' W	afmc@rc.unesp.br // antonio.camargo@pq.cnpq.br
PELD - Jari	JARI	PA	Júlio Louzada	Ufla - Universidade Federal de Lavras	2009 -	Entre 00° 27' 00" S e 01° 30' 00" S e 51° 40' 00" E 53° 20' 00" W	jlouzada@ufla.br // jlouzada@pq.cnpq.br
Mosaico Central Fluminense	MCF	RJ	Marcus Vinícius Vieira	UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro	2012 -	22° 30' S, 42° 30' W	mvvieira@biologia.ufrj.br // mvvieira@pq.cnpq.br

Mata Atlântica e Sistema Lacustre do Médio Rio Doce-MG	MLRD	MG	Francisco Barbosa	UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais	1999 -	19° 29' 24"-19° 48' 18" S; 42° 28' 18"- 42° 38' 30" W	barbosa@mono.ieb.ufmg.br // francisco.barbosa@pq.cnpq.br
PELD Guanabara	PEBG	RJ	Jean Valentin	UFRJ - Universidade Federal do Rio de Janeiro	2009 -	Latitudes: 23° 41' - 23° 56' S, Longitudes: 43° 0' - 43° 18' W	jl@biologia.ufrj.br // jean@pq.cnpq.br
PELD Campos Sulinos	PELD SUL	RS	Valério Pillar	UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul	2009 -	29° 08' 19" S, 50° 09' 27" W; 31° 24' 31" S, 51° 08' 20" W; 29° 5' 43" S, 50° 22' 02" W; 29° 23' 35" S, 50° 14' 26" W; 30° 06' 08" S, 51° 40' 56" W; 29° 43' 35" S, 53° 45' 40" W; 31° 38' 55" S, 54° 09' 26" W; 0° 04' 11" S, 55° 59' 34" W; 30° 42' 02" S, 53° 58' 53" W; 31° 22' 28" S, 53° 31' 45" W; 31° 10' 08" S, 53° 22' 34" W; 31° 02' 59" S, 53° 13' 21" W.	vpillar@ufrgs.br // vpillar@pq.cnpq.br

Pantanal Norte	PEPA	MT	Flávia No- gueira // E d u a r d o Couto // Jer- ry Penha	UFMT - Universida- de Federal de Mato Grosso	2001 -		j p e n h a @ u f m t . b r // jerry@ pq.cnpq.br
Planície de Inundação do Alto Rio Paraná	PIAP	PR	Ângelo Agos- tinho // Lilia- na Rodrigues	UEM - Universidade Estadual de Maringá	1999 -	22° 45' S; 53° 30' W	lrodrigues@ n u p e l i a . uem.br // liliana.ro- drigues@ pq.cnpq.br
Parque Nacional do Catimbau - ICMBio	PNCA	PE	Marcelo Ta- barelli		2012 -	8° 24' 00" e 8° 36' 35" de latitude sul 37° 09' 30" E 37° 14' 40" de longitude oeste	m t r e l l i @ ufpe.br // m a r c e l o . tabarelli@ pq.cnpq.br
Parque Nacional das Emas	PNE	GO	Adriano San- ches Melo // Rogério Pe- reira Bastos	UFG - Universidade Federal de Goiás	2009 -	17° 49' - 18° 28' S e 52° 39' - 53° 10' W.	rogerioisci- nax@gmail. com // roge- rio.bastos@ pq.cnpq.br
Resurgência de Cabo Frio	RECA	RJ	Ricardo Cou- tinho	IEAPM - Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Mo- reira	2012 -	23,5 - 22,5 S 42,7 - 41,7 W	r i c a r d o . coutinho@ pq.cnpq.br
Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense	RLAC	RJ	Francisco Es- teves	UFRJ - Universidade Federal do Rio De Janeiro	1999 -	22° 8' 56. 53" S - 41° 17' 54. 48" O // 22° 18' 17. 20" S 41° 41' 44. 42" O	festeves@ pq.cnpq.br // festeves@ biologia.ufrj. br

Triângulo Mineiro e Sudeste de Goiás (Sub) Bacia do Rio Paranaíba)	TMSG	MG	Heraldo Vas- concelos	UFU - Universidade Federal de Uberlân- dia	2012 -	Entre as coordenadas 17° 47' E 19° 15' S E 47° 06' e 48° 24' O.	heraldo.vas- concelos@ pq.cnpq.br
Transição Cerrado - Floresta Amazônica (Sítio 15)	TRAN	MT	Beatriz Mari- mon	Unemat	2009 -	14° 41' 09" S e 52° 20' 09" W e 4° 49' 50, 68" S e 52° 9' 35. 39" W	b i a m a - r i m o n @ pq.cnpq.br
Reservas Florestais do Inpa		AM	Flávio Jesus Luizão // Fla- via Costa	Inpa - Instituto Na- cional De Pesquisas da Amazônia (Ave- nida André Araújo, 2936 - Manaus)	1999 -		flavia.cos- ta@pq.cnpq. br
PELD Serra do Cipó	CIPO	MG	Geraldo Wil- son Fernan- des	UFMG - Universida- de Federal de Minas Gerais	2009 -	19° 10' e 19° 40' S e 43° 20' e 43° 40' W.	g w . f e r - n a n d e s @ pq.cnpq.br
Bacias Hidro- gráficas dos Rios Itaqueri e Lobo e UHE Carlos Bote- lho (broa)	BROA	SP	Jose Galizia Tundisi	Iiega - Associação Instituto Interna- cional de Ecologia e Gerenciamento Am- biental	2009 -	23° 03'00" S, 50° 55'00"W (coordenada central)	t u n d i s i @ pq.cnpq.br
Estação Científica Ferreira Pen- na - Floresta Nacional de Caxiuana	FNC	PA	Leandro Val- le Ferreira	MPEG - Museu Pa- raense Emílio Goeldi	2009 -		l e a n d r o . ferreira@ pq.cnpq.br

Ecologia de Longa Duração em Florestas Com Araucária e Suas Transições	ELFA	PR	Sylvio Pello // Carlos Sanquetta	UFPR - Universidade Federal Do Paraná	1999 - 2009	25° 40, 86' S e 50° 16, 80' O	sanquetta@ufpr.br
Pantanal Sul		MS	Guilherme Mourão	Embrapa-Pantanal	1999 - 2009		guilherme.mourao@embrapa.br // guilherme.mourao@pq.cnpq.br
Biodiversidade e Fragmentação de Ecossistemas nos Cerrados Marginais do Nordeste		PI	Antônio Alberto Jorge Farias Castro	UFPI	2001 - 2011		albertoalberto@pq.cnpq.br // albertoalberto@ufpi.edu.br
Caatinga: Estrutura e Funcionamento		PB/RN	Takako Watanabe // Maria Regina Vasconcelos Barbosa	UFPB	2001 - 2011		mregina@pq.mnpq.br // mregina@dse.ufpb.br
Sistema Hidrológico do Taim	TAIM	RS	David Motta Marques	UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul	1999 - 2012		dmotta@marques@pq.cnpq.br // dmm@iph.ufrgs.br
PELD Una Bahia	UNA	BA	Andre Márcio Araújo Amorim	Uesc	2009 - 2012	15° 00' A 15° 15' S e 30° 00' A 30° 15' W	andreamorim@pq.cnpq.br // amorim.uesc@gmail.com

Desenvolvimento do Repositório de dados PELD			Antonio Ocimar Manzi	Inpa - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Avenida André Araújo, 2936 - Manaus)	2009 - 2012		antonio.manzi@pq.cnpq.br // manzi@inpa.gov.br
Capital Natural da Caatinga		CE	Eunice Maia de Andrade	UFC	2009 - 2012	6° 23' 43" S; 39° 16' 29" W e 6° 15' 32" S; 38° 35' 16" W	eandrade@pq.cnpq.br
Caatinga de PE e PB		PE/PB	Josicleida Galvêncio	UFRPE	2009 - 2012	40° 19' 60" W e 9° 2' 60" S; 40° 19' 20" W e 9° 3' 5" S.	josicleida@pq.cnpq.br
Campos Sulinos da Apa do Ibirapuitã		RS	Lezilda Torgan	FZB - RS	2009 - 2012	30° 23' 30" S - 55° 38' 05" O	lezilda.torgan@pq.cnpq.br // lezilda.torgan@fzb.rs.gov.br
Bacia do Rio São Mateus		ES	Luiz Fernando Duboc da Silva	UFES - Ceunes	2009 - 2012	Entre 18° 38' 22" S e 40° 07' 15" W, 18° 36' 13" S e 39° 43' 55" W, e 18° 45' 37" S e 39° 47' 07" W.	lfdubo@pq.cnpq.br
Zonas Costeiras de Pernambuco		PE	Maria Elisabeth de Araújo	UFPE	2009 - 2012		betharaujo@pq.cnpq.br // elisabeth.araujo@ufpe.br
Zonas Costeiras de Santa Catarina		SC	Rafael Meeiros Sperb	Univali - SC	2009 - 2012		rsperb@pq.cnpq.br



Com a criação do PELD (Pesquisas Ecológicas de Longa Duração), em 1997 sob a responsabilidade do MCT/CNPq, os estudos ecológicos no Brasil foram consolidados de forma definitiva. O Projeto PELD foi a culminância de um longo processo de organização conceitual dos estudos da natureza no Brasil, os quais se iniciaram com as primeiras viagens e expedições dos naturalistas europeus nos séculos XVIII e XIX, com contribuições da Medicina e Agronomia à Zoologia, Botânica e Biologia, e depois, já na segunda metade do século XX, com a implantação dos primeiros cursos de pós graduação em Ecologia, apoiados em grupos de pesquisa atuantes em diferentes áreas: ecossistema aquáticos, estudos dos ecossistemas amazônicos, cerrado e ecologia evolutiva, entre outros temas. Era necessário à época da fundação do PELD, o apoio a estudos periódicos, permanentes, integrados, de vários ecossistemas dos biomas do Brasil, com a finalidade de reunir informações consolidadas, séries históricas sobre biodiversidade, processos ecológicos fundamentais, e interações entre processos físicos, químicos e biológicos. Comparações sobre o funcionamento de processos ecológicos e da biota neotropical eram também necessários.

O PELD teve, portanto, um triplo papel: consolidar pesquisas em grupos atuantes em diferentes ecossistemas com uma abordagem dinâmica; promover a organização de bancos de dados fundamentais para a análise de tendências de longo prazo; estabelecer bases científicas fundamentais para avaliação de impactos das atividades humanas e proporcionar e ampliar oportunidades para a formação de recursos humanos qualificados. Todos estes avanços ocorreram na evolução do Programa PELD. Isto se deve à persistência e dedicação do CNPq e outras agências de fomento, à liderança e trabalho qualificado dos grupos de pesquisa e à incorporação de uma visão de futuro no processo.

O Projeto PELD é sem dúvida um marco na Ciência brasileira e sua continuidade é um exemplo de capacidade de trabalho, competência e dedicação das agências e equipes de pesquisadores e de seus estudantes. Os 31 "sites" de pesquisa ecológica do PELD constituem um projeto estratégico para o Brasil.

JOSE GALIZIA TUNDISI

Instituto Internacional de Ecologia- São Carlos



Ministério da
Ciência, Tecnologia
e Inovação

ISBN 978-85-415-0329-7



9 788541 503297