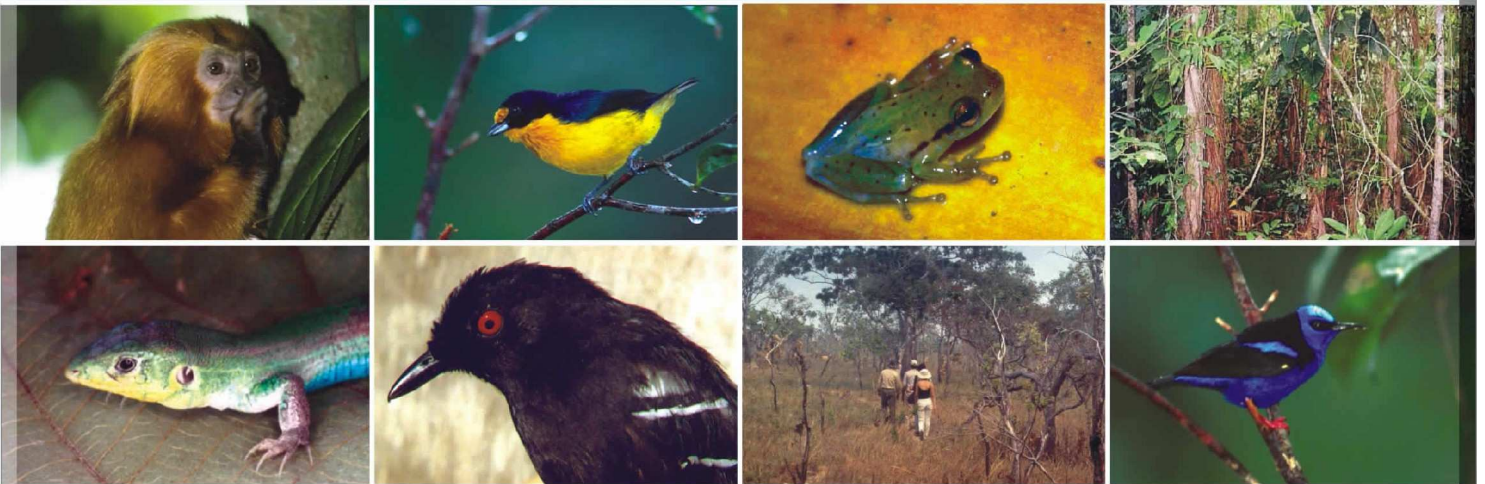


Ministério do Meio Ambiente

Fragmentação de Ecossistemas

Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e
Recomendações de Políticas Públicas



Biodiversidade

6

FRAGMENTAÇÃO DE ECOSSISTEMAS

Causas, efeitos sobre a biodiversidade e
recomendações de políticas públicas

Equipe Probio – Projeto de Conservação e de Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira: André Deberdt, Angélica Maria Cunha, Cilulia Maury, Daniela A. S. Oliveira, Danilo Pisani de Souza, Edileide Silva, Karina Pereira, Laura Rabello, Márcia Noura Paes, Marinez Costa, Rita de Cássia Condé e Rosângela Abreu.

Coordenadores de subprojetos

Aldicir Scariot, Deborah Faria, Denise Rambaldi, Edivani Villaron Franceschinelli, Gilda Guimarães Leitão, Guarino Colli, Laury Cullen Júnior, Luiz Cláudio de Oliveira, Paula Schneider, Paulo Roberto Castella, Odete Rocha, Raquel Teixeira de Moura, Rui Cerqueira, Stephen F. Ferrari e Yasmine Antonini

Organizadoras

Denise Marçal Rambaldi
Daniela América Suárez de Oliveira

Supervisão editorial

Cilulia Maury

Capa

Angela Ester Duarte

Projeto gráfico

Marilda Donatelli
Ricardo Cayres

Revisão

Maria Beatriz Maury de Carvalho

Fotos gentilmente cedidas por: Aldicir Scariot, Antônio Augusto F. Rodrigues, Bruno Pimenta, Evandro Mateus Moretto, Fabiano Rodrigues de Melo, Fabrício Alvim Carvalho, Flávio Siqueira de Castro, Guarino Colli, Gustavo M. Accacio, Júlio César R. Fontenelle, Katia Sendra Tavares, Laury Cullen Junior, Magno Botelho Castelo Branco, Marcílio Thomazini, Marianna Dixo, Odete Rocha, Reginaldo Constantino, Ricardo Miranda de Britez, Rômulo Ribon, Welber Senteio Smith, WWW/Juan Pratginestós

Apoio Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – Probio; Global Environment Facility – GEF; Banco Mundial – BIRD; Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq; Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento – PNUD - Projeto BRA/00-021

Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas / Denise Marçal Rambaldi, Daniela América Suárez de Oliveira (orgs.)
Brasília: MMA/SBF, 2003.
510 p.

ISBN – 87166-48-4

1. Meio Ambiente 2. Biodiversidade 3. Ecossistemas. I. Brasil. Ministério do Meio Ambiente.

CDU 574

Ministério do Meio Ambiente – MMA
Centro de Informação e Documentação Luís Eduardo Magalhães – CID Ambiental
Esplanada dos Ministérios – Bloco B – térreo
70068-900 – Brasília/DF
Tel.: 55 61 317 1235 Fax: 55 61 224 5222
e-mail: cid@mma.gov.br

Ministério do Meio Ambiente
Secretaria de Biodiversidade e Florestas

FRAGMENTAÇÃO DE ECOSSISTEMAS

Causas, efeitos sobre a biodiversidade e
recomendações de políticas públicas

Brasília – DF
2003

Sumário

	Prefácio	7
	Apresentação	9
	Agradecimentos	11
	Os autores	13
	Siglas	17
Seção I	Introdução	
	Por que usar nomes científicos	22
1	Fragmentação: alguns conceitos	23
Seção II	Causas da fragmentação	
2	Causas naturais	43
3	Causas antrópicas	65
Seção III	Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade	
4	Vegetação e flora	103
5	Mamíferos	125
6	Aves	153
7	Anfíbios e répteis	183
8	Organismos aquáticos	201
9	Insetos	239
10	Interações entre animais e plantas	275
11	Genética de populações naturais	297
12	A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese	317
Seção IV	Gestão de paisagens fragmentadas e recomendações de políticas públicas	
13	Manejo de populações naturais em fragmentos	327
14	Manejo do entorno	347
15	Ferramentas biológicas para investigação e monitoramento dos habitats naturais fragmentados	367
16	Políticas públicas e a fragmentação de ecossistemas	391
Anexos		
	Caracterização dos subprojetos	423
	Glossário	485

Prefácio

Desde que o Brasil tornou-se signatário da Convenção sobre a Diversidade Biológica, durante a Rio 92, o tema Biodiversidade vem permeando várias iniciativas deste Ministério, resultando, entre outras, na criação em 1999 da Secretaria de Biodiversidade e Florestas. É imenso o desafio que o Ministério do Meio Ambiente enfrenta diariamente para proteger, de forma sustentável, para toda a sociedade brasileira, atual e futura, aquilo que é um de seus maiores patrimônios, a diversidade biológica do país, incluindo-se aqui a qualidade dos ambientes terrestres e aquáticos continentais e marinhos.

O MMA busca, por intermédio de seus programas e projetos a criação e a consolidação de ações que oportunizem a participação das várias instâncias envolvidas nas questões ambientais, com o intuito de permitir uma maior aproximação dos vários atores sociais em suas tomadas de decisão.

Como parte desse propósito, o MMA vem executando o Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (Probio), implementado com recursos do Governo Brasileiro, no valor de 10 milhões de dólares, acrescidos de recursos de doação do Fundo para o Meio Ambiente Global (GEF), no mesmo valor, administrados pelo Banco Mundial e em parceria com o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Como parte de sua estratégia para o estabelecimento de diretrizes para a conservação da diversidade biológica brasileira e sua utilização sustentável, o Probio vem lançando editais públicos para seleção de projetos sobre variados temas, o que resultou, até o momento, em 85 subprojetos contratados que envolvem em sua execução mais de 150 instituições públicas e organizações não governamentais nacionais e internacionais. Os resultados destes subprojetos e suas implicações para a biodiversidade brasileira vêm sendo apresentados em publicações da série "Biodiversidade", que conta até o momento com cinco volumes.

É com grande satisfação, portanto, que apresento o sexto volume dessa coleção, com o resultado alcançado por 15 subprojetos que foram selecionados por meio do Edital Probio 01/1997 e que foram executados no período de 1998 a 2002. Num esforço de síntese, todos os coordenadores dos subprojetos e integrantes das equipes técnicas destes, somando mais de 120 autores, produziram em conjunto esta publicação, que apresenta os resultados das análises feitas para identificação de causas e conseqüências da fragmentação de ecossistemas sobre a biodiversidade brasileira. Com base nos resultados obtidos, o livro ainda apresenta propostas de adequações, melhorias, criação e muitas vezes compatibilização de políticas públicas visando à mitigação, prevenção e reversão dos efeitos adversos da fragmentação de ambientes sobre a diversidade biológica brasileira.

O livro adota também o conceito de sustentabilidade visando à obtenção de resultados permanentes decorrentes das políticas sugeridas pelos Projetos, não apenas do ponto de vista ambiental, como também social, econômico e político.

O texto, como poderá ser visto, foi construído em uma linguagem acessível à maioria das pessoas que tem a responsabilidade e o interesse

no conhecimento sobre os impactos da fragmentação sobre a biodiversidade, e que necessitam destas informações para tomar decisões sobre este tema.

Esta publicação evidencia a intenção deste Ministério na aproximação com a sociedade brasileira em busca de maior conhecimento e de construção de propostas visando à melhoria das condições ambientais e a reversão dos efeitos adversos sobre estas.

Marina Silva
Ministra do Meio Ambiente

Apresentação

Em dezembro de 1997 o Projeto de Conservação e de Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira - Probio lançou o Edital 01/1997 visando selecionar propostas que abordassem o tema “Fragmentação de Ecossistemas Naturais” e que resultassem em recomendações de políticas públicas para mitigar os efeitos da perda da biodiversidade causada pela fragmentação dos ecossistemas brasileiros.

Desta forma, foram selecionadas, então, 15 propostas que apresentaram variados e ricos enfoques de abordagem ao tema proposto. Assim obtiveram-se projetos analisando, por exemplo, em fragmentos de diferentes tamanhos, os aspectos relacionados à variação da qualidade nutricional de plantas ingeridas por animais, a identificação da diversidade de espécies ocorrentes nesses fragmentos e a proposição de alternativas de manejo, visando restaurar a conectividade entre eles e garantir a dispersão das espécies e o fluxo gênico.

Os projetos e as instituições que os executaram foram os seguintes:

1. Conservação, manejo e restauração de fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro: mamíferos como táxon focal para a formulação de estratégias. Associação Mico-Leão-Dourado
2. Efeito do processo de fragmentação florestal na sustentabilidade de alguns ecossistemas periféricos aos eixos rodoviários no sudoeste acreano. Embrapa-Acre
3. A fragmentação e a qualidade da dieta do primata folívoro endêmico da floresta Atlântica. Fundação BIORIO
4. Efeito da fragmentação de áreas úmidas nas populações de aves limícolas migratórias intercontinentais: uma análise sobre os corredores migratórios no norte do Brasil. Fundação de Amparo e Desenvolvimento da Pesquisa – FADESP
5. Efeitos da fragmentação de habitat sobre populações de mamíferos no Médio e Baixo Tapajós, Pará. Fundação de Amparo e Desenvolvimento da Pesquisa – FADESP
6. Estratégia para conservação e manejo de biodiversidade: fragmentos de florestas semidecíduas. Fundação Dalmo Giacometti
7. Fragmentação natural e artificial de rios: comparação entre os lagos do Médio rio Doce (MG) e as represas do Médio Tietê (SP). FAI-UFSCar
8. Estudos de conservação e recuperação de fragmentos florestais da APA de Camanducaia. Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa - FUNDEP
9. Efeitos temporais e espaciais da fragmentação de habitats em populações de insetos e pássaros: subsídios para o manejo e conservação de florestas. Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa - FUNDEP
10. Estrutura e dinâmica da biota de isolados naturais e antrópicos do cerrado. Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos – FINATEC
11. Conservação do bioma floresta com araucária. Fundação de Pesquisas Florestais - FUPEF

12. Remanescentes de florestas na região de Una – RESTAUNA. Fundação Pau Brasil - FUNPAB

13. A fragmentação sutil, um estudo na Mata Atlântica. Fundação Universitária José Bonifácio - FUJB

14. Abordagens ecológicas e instrumentos econômicos para o estabelecimento do corredor do descobrimento: uma estratégia para reverter a fragmentação florestal na Mata Atlântica do sul da Bahia. Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia – IESB

15. Ilhas de biodiversidade como corredores na restauração da paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema, São Paulo. Instituto de Pesquisas Ecológicas – IPÊ

Estiveram envolvidas na execução desses projetos mais de 50 instituições governamentais (em suas diferentes esferas) e não governamentais, contando com a participação de 315 pesquisadores seniores, pós-doutorandos, alunos de pós-graduação de mestrado e doutorado e alunos de graduação, além de técnicos de nível superior e médio. A produção acadêmica resultante foi também fértil: três livros lançados (havendo ainda quatro outros no prelo), 71 artigos publicados em revistas científicas e mais de 170 apresentações realizadas em congressos, seminários e reuniões científicas.

Mais que apenas apoiar projetos houve, por parte do Probio, a preocupação em capacitar pesquisadores para trabalhar com o tema da biodiversidade. Até o momento 16 doutores defenderam suas teses relacionadas à fragmentação de ambientes naturais, 39 mestrados foram finalizados além de 22 monografias de graduação. Há ainda vários outros pesquisadores que em breve estarão finalizando seus trabalhos.

O valor apoiado pelo Ministério do Meio Ambiente, CNPq, Banco Mundial e GEF totalizou R\$ 7.265.000,00 e foram dados como contrapartida mais R\$ 7.939.000,00, totalizando um investimento de R\$ 15.204.000,00.

Todos estes números e pesquisadores envolvidos ilustram a amplitude e o envolvimento interinstitucional conseguidos para obtenção dos resultados alcançados.

Para sintetizá-los e divulgá-los para a sociedade brasileira o Ministério do Meio Ambiente optou por elaborar esta publicação. Sua viabilização implicou na realização, ao longo de 12 meses, de três reuniões de trabalho com a presença dos vários autores dos capítulos, para a redação e discussão de formato e conteúdo do livro. Ao final desse esforço, obteve-se este documento que, com satisfação, é disponibilizado a todos. Ele apresenta resultados consistentes e que muito deverão contribuir para a formulação e ajuste das políticas públicas relacionadas à conservação da biodiversidade dos ecossistemas brasileiros.

João Paulo Ribeiro Capobianco
Secretário de Biodiversidade e Florestas

Agradecimentos

Nos dias atuais, com o profundo e acelerado processo de fragmentação dos ecossistemas brasileiros, a maioria das espécies da flora e da fauna está representada por conjuntos de pequenas populações cada vez mais isoladas umas das outras. Os efeitos negativos deste processo sobre a biodiversidade e, conseqüentemente, sobre a integridade dos processos ecológicos e serviços ambientais prestados pelos ecossistemas, configuram um cenário preocupante porque ainda pouco conhecido em suas conseqüências no longo prazo.

Esta preocupação e a busca por soluções científicas e políticas para minimizar as perdas de biodiversidade nas próximas décadas, foi materializada pelo Probio com o lançamento do Edital 01/97, visando financiar projetos que abordassem a fragmentação dos ecossistemas naturais no Brasil sob diversas perspectivas. O Probio financiou 15 projetos, cujos resultados principais são sintetizados neste volume. No entanto, o Probio foi além de simplesmente demonstrar os efeitos negativos da fragmentação, reconhecendo que grande parte das soluções de mitigação destes impactos encontra-se na integração estratégica das políticas públicas setoriais que, de forma direta ou indireta, contribuem para o agravamento do processo de fragmentação. Todos os projetos apoiados pelo Probio, em algum momento de sua execução, depararam-se com políticas públicas desarticuladas - seja em nível nacional, estadual ou municipal - que contribuem de maneira decisiva com os processos, via de regra desordenados, de uso e ocupação do solo.

Inevitavelmente, algumas perguntas deveriam ser respondidas: quanto os agentes públicos responsáveis pelo processo de decisão política estão informados a respeito da fragmentação de ecossistemas e seus impactos negativos? Como nós pesquisadores, educadores e gestores de áreas naturais, estamos (ou não) transmitindo informações científicas para que esses agentes possam balizar suas decisões políticas? Quais são os instrumentos disponíveis para tornar esse processo de comunicação mais eficiente? A tentativa de responder a estas perguntas foi consubstanciada na publicação deste volume que têm como destinatários os agentes públicos tomadores de decisão.

Organizado de forma didática, com linguagem técnica, porém simples e acessível ao público pouco familiarizado com a questão, este volume aborda os aspectos históricos da fragmentação natural e antrópica; os aspectos biológicos através dos efeitos da fragmentação sobre diversos grupos taxonômicos e processos ecológicos estudados; algumas técnicas usadas na gestão de paisagens e populações fragmentadas e, finaliza com um breve cenário das políticas públicas que, reconhecidamente, têm contribuído para o isolamento de habitats naturais. A consolidação de todos estes aspectos está nas inúmeras recomendações traçadas a partir dos resultados de cada projeto e destacadas em cada um dos capítulos deste volume.

O desejo de todos os envolvidos neste esforço, que não foi pequeno, é despertar, e manter, o interesse político pela conservação dos ecossistemas brasileiros; é fazer com que a fragmentação antrópica seja reconhecida e tratada como uma das mais fortes e iminentes ameaças sobre os biomas brasileiros.

Finalmente, em nome dos 124 autores, parabenizamos o Probio e o CNPq pela iniciativa inédita e agradecemos pelo apoio aos 15 projetos cujos resultados tornaram possível esta publicação.

Denise Marçal Rambaldi

Os Autores

1. Adriana Daudt Grativol, Bióloga, M.Sc., Universidade Estadual Norte Fluminense e Associação Mico-Leão-Dourado, adg@uenf.br
2. Adriana Maria Güntzel, bióloga, Ph.D., Universidade Federal de São Carlos e Instituto Internacional de Ecologia, aguntzel@uol.com.br
3. Adriani Hass, Bióloga, Ph.D., Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, ahass@cnpq.br
4. Aldicir Scariot, Engenheiro Florestal, Ph.D., Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, scariot@cenargen.embrapa.br
5. Alexandra Santos Pires, Bióloga, M.Sc., Universidade Federal do Rio de Janeiro, aspres@biologia.ufrj.br
6. Alexandre Bonesso Sampaio, Engenheiro Florestal, M.Sc., Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, bonesso@cenargen.embrapa.br
7. Alexandre Damasceno, Biólogo, M.Sc., Universidade Federal de Minas Gerais, alegdamasceno@ig.com.br
8. Ana Lucia Mello, Bióloga, AGUARI, aguari@micropic.com.br
9. Ana Tereza Lyra Lopes, Bióloga, M.Sc., Museu Paraense Emílio Goeldi, atlopes@yahoo.com
10. Ana Yamaguishi Ciampi, Bióloga, Ph.D., Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, aciampi@cenargen.embrapa.br
11. Anderson Cássio Sevilha, Biólogo, M.Sc., Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, sevilha@cenargen.embrapa.br
12. André Lima, Advogado, M.Sc., Instituto Socioambiental, alima@socioambiental.org
13. André Nemésio, Biólogo, Universidade Federal de Minas Gerais, nemesio@icb.ufmg.br
14. André Luís Ravetta, Biólogo, M.Sc., Museu Paraense Emílio Goeldi / Universidade Federal do Pará, alravetta@hotmail.com
15. Angélica Uejima, Bióloga, M.Sc., Universidade Federal do Paraná, poospiza@terra.com.br
16. Aníbal dos Santos Rodrigues, Engenheiro Agrônomo, M.Sc, Instituto Agronômico do Paraná-IAPAR, arodrigues@intercoop.com.br
17. Antônio Augusto Ferreira Rodrigues, Biólogo, Ph.D., Universidade Federal do Maranhão, augusto@ufma.br
18. Ariane Paes de Barros Werckmeister Thomazini, Engenheira Agrônoma, Ph.D., Delegacia Federal de Agricultura no Acre, ssv-ac@agricultura.gov.br
19. Arnola Cecília Rietzler, bióloga, Ph.D., Universidade Federal de Minas Gerais, rietzler@icb.ufmg.br
20. Arthur Brant, Biólogo, Universidade de Brasília, abrant@unb.br
21. Béríte Cabral, Bióloga, M.Sc., Universidade Estadual do Norte Fluminense, beritz@bol.com.br
22. Bruno Vergueiro Silva Pimenta, Biólogo, Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia, Universidade Federal de Minas Gerais, bvs@hotmail.com, brunopimenta@softhome.net
23. Carlos Eduardo de Viveiros Grelle, Biólogo, Ph.D., Universidade Federal do Rio de Janeiro, grellece@biologia.ufrj.br
24. Carlos Ramon Ruiz, Zoólogo, Ph.D., Associação Mico-Leão-Dourado e Universidade Estadual do Norte Fluminense, cruiz@uenf.br
25. Cimone Rozendo de Souza, Socióloga, M.Sc., INTERCOOP, cimonej@terra.com.br
26. Cláudio Valladares Pádua, Biólogo, Ph.D., Instituto de Pesquisas Ecológicas e Universidade de Brasília, cpadua@unb.br
27. Cristiana Saddy Martins, Bióloga, M.Sc., Instituto de Pesquisas Ecológicas, ipecristi@uol.com.br

28. Cristiane Gomes Batista, Bióloga, M.Sc., Universidade de Brasília, cris-mrsdf@abord.com.br
29. Daniel Luis Mascia Vieira, Biólogo, M.Sc., Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, dvieira@cenargen.embrapa.br
30. Davyson de Lima Moreira, Farmacêutico, Ph.D., Universidade Federal do Rio de Janeiro, davy1000@hotmail.com
31. Débora Leite Silvano, Bióloga, M.Sc., Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia, Universidade Federal de Minas Gerais, debora@sete-sta.com.br, dsilvano@softhome.net
32. Deborah Maria de Faria, Bióloga, Ph.D., Universidade Estadual de Santa Cruz e Instituto Driades, institutodriades@uol.com.br
33. Denise Alemar Gaspar, Bióloga, M.Sc., Universidade Estadual de Campinas, hztec@lexxa.com.br
34. Denise Marçal Rambaldi, Engenheira Florestal e Bacharel em Direito, Associação Mico-Leão-Dourado, rambaldi@micoleao.org.br
35. Diogo de Carvalho Cabral, estudante de Geografia, FIOCRUZ, keybrow@ig.com.br
36. Dora Maria Villela, Bióloga, Ph.D., Universidade Estadual Norte Fluminense e Associação Mico-Leão-Dourado, dora@uenf.br
37. Douglas Kajiwara, Biólogo, autônomo, poospiza@terra.com.br
38. Dulcinéia de Carvalho, Engenheira Florestal, Ph.D., Universidade Federal de Lavras, dulce@ufla.br
39. Edivani Villaron Franceschinelli, Bióloga, Ph.D., Universidade Federal de Minas Gerais, edivani@icb.ufmg.br
40. Eduardo Andrade Botelho Almeida, Biólogo, M.Sc., Universidade Federal de Minas Gerais, ealmeida@icb.ufmg.br
41. Eduardo Humberto Ditt, Engenheiro Agrônomo, M.Sc., Instituto de Pesquisas Ecológicas, eduditt@ipe.org.br
42. Eduardo Mariano Neto, Biólogo, M.Sc., Universidade de São Paulo, eduardo_mariano@hotmail.com
43. Elena Charlotte Landau, Bióloga, Ph.D., Universidade Federal de Minas Gerais, landau@icb.ufmg.br
44. Eleonore Zulnara Freire Setz, Bióloga, Ph.D., Universidade Estadual de Campinas, setz@unicamp.br
45. Ernesto B. Viveiros de Castro, Biólogo, M.Sc., IBAMA / Brasília, ernesto@biologia.ufrj.rj
46. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola, Biólogo, Ph.D., Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, elgaeta@sc.usp.br
47. Evandro Mateus Moretto, Biólogo, M.Sc., Universidade de São Paulo, evandromm@yahoo.com
48. Evandro Orfanó Figueiredo, Engenheiro Agrônomo, EMBRAPA Acre, orfano@cpafac.embrapa.br
49. Evonnildo da Costa Gonçalves, Biomédico, M.Sc., Universidade Federal do Pará, ecostag@ufpa.br
50. Fabiano Godoy, Engenheiro Cartógrafo, Associação Mico-Leão-Dourado, fabianogodoy@micoleao.org.br
51. Fernando Antônio dos Santos Fernandez, Biólogo, Ph.D., Universidade Federal do Rio de Janeiro, rodentia@biologia.ufrj.br
52. Fernando Amaral Silveira, Engenheiro Agrônomo, Ph.D., Universidade Federal de Minas Gerais, fernando@icb.ufmg.br
53. Flávio Antônio Mães dos Santos, Biólogo, Ph.D., Universidade Estadual de Campinas, fsantos@unicamp.br
54. Gilberto Tiepolo, Engenheiro Florestal, M.Sc., Sociedade de Pesquisa em Vida Silvestre e Educação Ambiental - SPVS, carbono@spvs.org.br
55. Gilda Guimarães Leitão, Farmacêutica, Ph.D., Universidade Federal do Rio de Janeiro, ggleitao@nppn.ufrj.br, ggleitao@hotmail.com
56. Giuliana Mara Patrício Vasconcelos, Engenheira Florestal, M.Sc., Universidade de São Paulo, gmpvasco@carpa.ciagri.usp.br
57. Guarino Rinaldi Colli, Biólogo, Ph.D., Universidade de Brasília, grcolli@unb.br

58. Gustavo Alberto Bouchardet da Fonseca, Biólogo, Ph.D., Conservation International, g.fonseca@conservation.org
59. Gustavo de Mattos Accacio, Biólogo, M.Sc., Universidade de São Paulo, mechanitis@aol.com
60. Helga Correa Wiederhecker, Bióloga, M.Sc., Universidade de Brasília, helga@unb.br
61. Herbert Gomes, Geógrafo, Universidade Federal do Rio de Janeiro, gherbert@ufrj.br
62. Idésio Luis Franke, Engenheiro Agrônomo, Economista, EMBRAPA Acre, idesio@cpafac.embrapa.br
63. Jeanine Maria Felfili, Engenheira Florestal, Ph.D., Universidade de Brasília, felfili@unb.br
64. Jefferson Ferreira Lima, Técnico Agrícola, Instituto de Pesquisas Ecológicas, jeff.lima@stetnet.com.br
65. Joema Rodrigues Povoá, Engenheira Agrônoma, M.Sc., Universidade Federal de Lavras
66. José Roberto Rodrigues Pinto, Engenheiro Florestal, Ph.D., Universidade de Brasília, jrripinto@uol.com.br
67. José Vicenti Ortiz, Biólogo, M.Sc., Universidade Estadual de Santa Cruz, zecaortiz@uol.com.br
68. Judith Tiomny Fiszon, Engenheira Sanitarista, Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, jtfiszon@openlink.com.br
69. Julio Ernesto Baumgarten, Biólogo, M.Sc., Universidade Estadual de Santa Cruz e Instituto Dríades, baumgart@uesc.br e institutodriades@uol.com.br
70. Júlio César Rodrigues Fontenelle, Biólogo, M.Sc., Universidade Federal de Minas Gerais, juliocrf@icb.ufmg.br
71. Katia Sendra Tavares, Bióloga, Universidade Federal de São Carlos, katia.st@uol.com.br
72. Katia Yukari Ono, Ecóloga, AGUARI, aguari@micropic.com.br
73. Keith Alger, Cientista Político, Ph.D., Conservation International, k.alger@conservation.org
74. Laura Jane Gomes, Engenheira Florestal, M.Sc., Universidade Estadual de Campinas e AGUARI, aguari@micropic.com.br
75. Laury Cullen Jr., Engenheiro Florestal, M.Sc., Instituto de Pesquisas Ecológicas, lcullen@stetnet.com.br
76. Leonardo Barros Ventorim, Engenheiro Agrimensor, Associação Mico-Leão-Dourado, leomou@micoleao.org.br
77. Lúcia Helena Wadt, Engenheira Florestal, Ph.D., EMBRAPA Acre, lucia@cpafac.embrapa.br
78. Luís Cláudio de Oliveira, Engenheiro Florestal, M.Sc., EMBRAPA Acre, lclaudio@cpafac.embrapa.br
79. Luiz Fernando Gonçalves Leandro dos Santos, Engenheiro Agrônomo, INTERCOOP, luizintercoop@bol.com.br
80. Magno Botelho Castelo Branco, Biólogo, Universidade Federal de São Carlos, magno@altern.org
81. Marcelo Trindade Nascimento, Biólogo, Ph.D., Universidade Estadual Norte Fluminense e Associação Mico-Leão-Dourado, mtn@uenf.br
82. Márcia Sepúlveda Guilherme, Farmacêutica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, marciasg2002@yahoo.com.br
83. Marcílio José Thomazini, Engenheiro Agrônomo, Ph.D., EMBRAPA Acre, marcilio@cpafac.embrapa.br
84. Marco Aurélio Mello, Biólogo, M.Sc., Universidade Federal do Rio de Janeiro, marco-mello@bol.com.br
85. Marcus Vinícius Vieira, Biólogo, Ph.D., Universidade Federal do Rio de Janeiro, mvvieira@biologia.ufrj.br
86. Maria Inês Morato, Engenheira Florestal, Universidade Autônoma do México, morato@ecologia.edu.mx
87. Maria Izabel Radomski, Engenheira Agrônoma, M.Sc., INTERCOOP, izabel@intercoop.com.br
88. Maria Paula Cruz Schneider, Bióloga, Ph.D., Universidade Federal do Pará, paula@ufpa.br
89. Marianna Botelho de Oliveira Dixo, Bióloga, M.Sc., Universidade de São Paulo, maridixo@ib.usp.br
90. Mauricio Borges Sampaio Cunha, Psicólogo, AGUARI, aguari@micropic.com.br

91. Nadia Waleska Valentim Pereira, Bióloga, Universidade Federal de Lavras, nadiavp@mailbr.com.br
92. Natalie Olifiers, Bióloga, M.Sc., Universidade Federal do Rio de Janeiro, natalieo@biologia.ufrj.br
93. Nazira C. Camely, Economista, M.Sc., Universidade Federal do Acre, nazira@ufac.br
94. Nilson de Paula Xavier Marchioro, Engenheiro Agrônomo, Ph.D., INTERCOOP, nmarchioro@intercoop.com.br
95. Odete Rocha, Bióloga, Ph.D., Universidade Federal de São Carlos, doropower@ufscar.br
96. Paula Procópio de Oliveira, Bióloga, Ph.D., Associação Mico-Leão-Dourado, ppo@micoleao.org.br
97. Paulo Henrique Chaves Cordeiro, Biólogo, M.Sc., Center for Applied Biodiversity Science – CABS, Universidade Federal de Minas Gerais, paulo.cordeiro@ornis.com.br
98. Paulo Roberto Castella, Engenheiro Agrônomo, Secretaria de Meio Ambiente do Paraná, Probio.araucaria@ig.com.br, castela@pr.gov.br
99. Raquel Teixeira de Moura, Bióloga, M.Sc., Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia, Universidade Federal de Minas Gerais, rmoura@iesb.org.br
100. Reginaldo Constantino, Biólogo, Ph.D., Universidade de Brasília, constant@unb.br
101. Renata Fraccacio, Bióloga, M.Sc., Universidade de São Paulo, rfrac@terra.com.br
102. Renata Pardini, Bióloga, Ph.D., Universidade de São Paulo, renatapardini@uol.com.br
103. Ricardo Henrique Gentil Pereira, Biólogo, M.Sc., Universidade de São Paulo, rhgentil@zipmail.com.br
104. Ricardo Miranda de Brites, Biólogo, Ph.D., Sociedade de Pesquisa em Vida Silvestre e Educação Ambiental - SPVS, rmbrites@netpar.com.br
105. Rômulo Ribon, Biólogo, M.Sc., Universidade Federal de Minas Gerais, ribon@icb.ufmg.br
106. Rosan Valter Fernandes, Ecólogo, Associação Mico-Leão-Dourado, rosan@micoleao.org.br
107. Rosana Gentile, Bióloga, Ph.D., Fundação Oswaldo Cruz, rosana.rlk@terra.com.br
108. Roselaini Mendes do Carmo, Bióloga, M.Sc., Universidade Federal de Minas Gerais, carmo@mono.icb.ufmg.br
109. Rudi Ricardo Laps, Biólogo, M.Sc. Fundação Universidade Regional de Blumenau / Instituto Dríades, rudilaps@uol.com.br
110. Rui Cerqueira, Zoólogo, Ph.D., Universidade Federal do Rio de Janeiro, rui@biologia.ufrj.br
111. Sandra Bos Mikich, Bióloga, EMBRAPA Florestas, sbmikich@cwb.matrix.com.br
112. Sandra Maria Faleiros Lima, Socióloga, Ph.D., Universidade Estadual de Campinas, lima@obelix.unicamp.br
113. Simone Rodrigues de Freitas, Bióloga, M.Sc., Universidade Federal do Rio de Janeiro, sfreitas@biologia.ufrj.br
114. Stephen Francis Ferrari, Antropólogo, Ph.D., Universidade Federal do Pará, ferrari@ufpa.br
115. Suzana Guimarães Leitão, Farmacêutica, Ph.D., Universidade Federal do Rio de Janeiro, sgleitao@pharma.ufrj.br, sgleitao@ig.com.br
116. Suzana Machado Pádua, Educadora Ambiental, M.Sc., Instituto de Pesquisas Ecológicas, ipe@alternex.com.br
117. Suzeley Rodgher, Bióloga, M.Sc., Universidade de São Paulo, surodgher@uol.com.br
118. Tânia Margarete Sanaïotti, Bióloga, Ph.D., Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, sanaiott@inpa.gov.br
119. Teofânia Heloisa Dutra Amorim Vidigal, Engenheira Florestal, Ph.D., Universidade Federal de Minas Gerais, dutra@netra.cpqrr.fiocruz.br
120. Vanessa Canavesi, Engenheira Florestal, Universidade Federal do Paraná, vacanavesi@bol.com.br
121. Vânia Luciane Alves Garcia, Bióloga, M.Sc., Universidade Federal do Rio de Janeiro, vgarcia@compuland.com.br
122. Vera Helena Vieira Hreisemnou, Socióloga, Secretaria de Educação do Estado do Paraná, verafabio@uol.com.br
123. Welber Senteio Smith, Biólogo, M.Sc., Universidade de São Paulo, welber_smith@uol.com.br
124. Yasmine Antonini, Bióloga, Ph.D., Universidade Federal de Minas Gerais, antonini@mono.icb.ufmg.br

Siglas

ACESITA	Aços Especiais Itabira
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
APA	Área de Proteção Ambiental
APEB	Área de Proteção Especial do Barreiro
APP	Área de Proteção Permanente
AVP	Análise de Viabilidade Populacional
BASA	Banco da Amazônia S.A
BIRD	Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento (Banco Mundial)
BIORIO	Pólo de Biotecnologia do Rio de Janeiro
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
CABS	Center for Applied Biodiversity Science
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CDB	Convenção da Diversidade Biológica
CEMIG	Companhia Energética de Minas Gerais
CEPEC	Centro de Pesquisas do Cacau
CEPRAM	Conselho Estadual de Proteção Ambiental do Estado da Bahia
CESP	Companhia Energética de São Paulo
CI	Conservation International
CITES	Convenção sobre o Comércio de Espécies da Fauna e da Flora Ameaçadas de Extinção
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DDF	Diretoria de Desenvolvimento Florestal
DNOS	Departamento Nacional de Obras e Saneamento
EE	Estação Ecológica
EEUFMG	Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais
EIA/RIMA	Estudo de Impacto Ambiental / Relatório de Impacto sobre o Meio Ambiente
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FADESP	Fundação de Amparo e Desenvolvimento da Pesquisa
FAPESP	Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo
FATMA	Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente
FEMA	Fundação Estadual de Meio Ambiente do Estado do Mato Grosso
FENORTE/UENF	Fundação Estadual Norte Fluminense/Universidade Estadual do Norte Fluminense
FINATEC	Fundação de Empreendimentos Científicos e Tecnológicos
FLONA	Floresta Nacional
FONAFIFO	Fundo Nacional de Financiamento Florestal (da Costa Rica)
FUNDEP	Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa

FUJB	Fundação Universitária José Bonifácio
FUNPAB	Fundação Pau-Brasil
FUPEF	Fundação de Pesquisas Florestais
FZB	Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte
GEF	Global Environment Facility (Fundo para o Meio Ambiente Global)
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBDF	Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEPA	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado do Amapá
IESB	Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia
IET	Índice de Estado Trófico
IMAZON	Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INPA	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPAM	Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia
IPÊ	Instituto de Pesquisas Ecológicas
ISA	Instituto Socioambiental
ISPN	Instituto Sociedade, População e Natureza
IUCN	União Internacional para a Conservação da Natureza
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MHN	Museu de História Natural
MMA	Ministério do Meio Ambiente
ONG	Organização não Governamental
OSCIP	Organização da Sociedade Civil de Interesse Público
PARNA	Parque Nacional
PDA	Plano de Desenvolvimento da Amazônia
PDBFF	Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais
PDRI	Programa de Desenvolvimento Rural Integrado
PERD	Parque Estadual do Rio Doce
PIN	Programa de Integração Nacional
PMGB	Parque das Mangabeiras
PND	Plano Nacional de Desenvolvimento
PNF	Programa Nacional de Florestas
POLAMAZÔNIA	Programa de Pólos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia
POLONOROESTE	Programa Integrado de Desenvolvimento do Noroeste do Brasil
PPA	Programa Plurianual
PPG7	Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil
Probio	Projeto de Conservação e Utilização Sustentável de Diversidade Biológica Brasileira
PROBOR	Programa Nacional de Incentivo à Produção de Borracha Natural
PRONABIO	Programa Nacional de Diversidade Biológica
PRONAF	Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar

PROTERRA	Programa de Redistribuição de Terras e Estímulo à Agroindústria do Norte e do Nordeste
REBIO	Reserva Biológica
RESTAUNA	Remanescentes de Florestas na Região
RL	Reserva Legal
RMBH	Região Metropolitana de Belo Horizonte
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SISLEG	Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Florestal Legal e Áreas de Preservação Permanente
SIPAM	Sistema de Proteção da Amazônia
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SUDAM	Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia
SUDHEVEA	Superintendência do Desenvolvimento da Borracha
SUFRAMA	Superintendência da Zona Franca de Manaus
UC	Unidade de Conservação
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
USIMINAS	Usinas Siderúrgicas de Minas Gerais
WWF	Fundo Mundial para a Natureza
ZEE	Zoneamento Ecológico Econômico

seção I

Introdução

Por que usar nomes científicos?

Alguns leigos certamente se perguntam por que não usar apenas os nomes comuns de animais e plantas em lugar desses nomes científicos complicados e impronunciáveis em Latim. Existem várias razões importantes para usar os nomes científicos. Em primeiro lugar, poucas pessoas se dão conta da dimensão da diversidade biológica do planeta. Existem mais de 1,5 milhão de espécies catalogadas pela ciência que já receberam um nome dentro da classificação formal. Enquanto isso, os maiores dicionários da nossa língua listam cerca de 50 mil palavras, e apenas uma pequena fração delas corresponde a nomes de animais e plantas. Ou seja, não temos nomes comuns para a vasta maioria das espécies.

Outra limitação importante dos nomes comuns é a existência de formas regionais. Enquanto o nome científico de qualquer organismo é o mesmo em todo o mundo, os nomes comuns de animais e plantas variam muito entre diferentes regiões do Brasil, e mais ainda entre países diferentes. É também comum encontrar um mesmo nome sendo usado para espécies totalmente diferentes em regiões diferentes.

Os nomes comuns, na maioria dos casos, não correspondem às espécies, mas sim a um conjunto de espécies com características semelhantes. Existem, por exemplo, mais de 50 espécies de ipê-amarelo, todas com o mesmo nome comum. No caso de insetos, nosso repertório de nomes é muito pobre e a maioria corresponde a ordens ou famílias, algumas contendo milhares de espécies. Besouros da família Curculionidae, por exemplo, que contém mais de 50 mil espécies conhecidas, são todos chamados de gorgulhos ou bicudos. Existem também grandes grupos para os quais não existe nenhum nome comum em português. É o caso, por exemplo, dos vermes do Filo Acanthocephala, que são parasitas de vertebrados.

A classificação biológica atual deriva do sistema desenvolvido pelo botânico sueco Carl Liné, mais conhecido pelo nome latinizado Linnaeus. É um sistema hierárquico inclusivo, em que as espécies são agrupadas em gêneros, os gêneros em famílias, as famílias em ordens, as ordens em classes, as classes em filos e os filos em reinos. Além dos nomes das espécies, todos esses outros grupos recebem nomes científicos latinizados. O nome da espécie é formado pela combinação do nome do gênero com o nome específico. Por exemplo, a mosca doméstica, espécie batizada por Linnaeus, está incluída no Reino Animal, Filo Arthropoda, Classe Insecta, Ordem Diptera, Família Muscidae, gênero *Musca*, e espécie *Musca domestica*. Por convenção, os nomes de gêneros e espécies são sempre destacados do texto, seja sublinhado, em negrito ou em itálico.

Reginaldo Constantino

1

FRAGMENTAÇÃO: ALGUNS CONCEITOS

Rui Cerqueira

Arthur Brant

Marcelo Trindade Nascimento

Renata Pardini

Introdução

O processo de fragmentação do ambiente existe naturalmente, mas tem sido intensificado pela ação humana. Desta ação tem resultado um grande número de problemas ambientais. Certos princípios biológicos são importantes para se compreender estes problemas. Neste capítulo são mostrados alguns dos conceitos biológicos básicos mais importantes para o entendimento da problemática da fragmentação hoje.

Inicialmente são expostos os conceitos e, a seguir uma rápida abordagem destes conceitos que pode proporcionar melhor compreensão da Biologia da Fragmentação.

1. Fragmentos e mosaicos: variação espacial do mundo

O ambiente físico do mundo não é uniforme. Existem diferenças causadas pelo aquecimento desigual da terra, o que leva a variações espaciais das condições físicas características do ar e das águas, com massas de ar e de mar distintas. Estas características, quando associadas ao relevo e às diferentes formas dos continentes, criam condições particulares de clima. As características minerais das rochas associadas ao clima determinam, por sua vez, solos distintos. Assim o mundo é heterogêneo, um mosaico. Quando se observa o ambiente num dado local ou região, pode se perceber que existem diferenças em escalas menores. Por exemplo, o solo não é uniforme e a umidade que contém também varia. Os seres vivos vão encontrar no mundo uma colcha de retalhos, onde os recursos para a sua sobrevivência estão distribuídos em três dimensões. **Espécies e indivíduos têm habilidades diferentes em conseguir estes recursos^{1, 2}. Pode-se denominar o conjunto dos fatores abióticos, isto é, os fatores físicos e químicos do ambiente, de um dado local como habitat. Habitats são, portanto, as partes do mosaico do ambiente no espaço geográfico³.**

2. Habitats

Quando a vegetação está estabelecida sobre uma área, o ambiente forma um mosaico de condições físicas distintas das que existiriam sem a vegetação. As plantas modificam o solo de várias maneiras, assim como interferem no microclima. O microclima é o conjunto das condições físicas do ar perto da superfície⁴. O clima medido pelas estações meteorológicas pode ser chamado de macroclima, pois se refere à circulação geral da atmosfera em grande escala. Dependendo do quão heterogêneo é o ambiente, maior ou menor variedade de habitats existirá sob o efeito da vegetação. Por exemplo, numa floresta de pinheiros madura existe maior homogeneidade, enquanto que num campo sujo há uma variação maior de condições, já que no primeiro caso, o

tamponamento do macroclima acarreta menores variações de temperatura, umidade etc. de um ponto a outro da floresta. No caso do campo sujo, as condições são mais variadas, havendo diferenças sob árvores e arbustos e as áreas de gramíneas. Mas mesmo dentro de uma floresta, o ambiente não é homogêneo em relação a todas as espécies. Por exemplo, uma determinada espécie de planta pode necessitar de condições particulares de umidade no solo para germinar e crescer. As próprias árvores são diferentes em relação ao microclima que criam sob elas.

Estes conceitos levam à compreensão de que para cada espécie, o ambiente é um mosaico de habitats, assim como a presença ou não de recursos alimentares e sua abundância, que formam uma colcha de retalhos. As populações de uma dada espécie podem existir como populações locais em cada retalho do ambiente onde existem habitats favoráveis e alimentação.

Nesta colcha algumas das manchas são melhores do que outras, fato que depende da probabilidade de sobrevivência e reprodução das populações (ou indivíduos) que as ocupam, isto é, da sua aptidão darwiniana. Considerando-se que algumas manchas são boas, favoráveis, e outras ruins, menos favoráveis e ainda, que entre elas os habitats são completamente desfavoráveis e negativos, a aptidão de um dado indivíduo será proporcional ao tempo que este permanecer em cada um dos tipos de habitat para suas atividades vitais (alimentação, reprodução, excreção etc.) (Figura 1). Este conceito é bastante geral e, na verdade, pode se imaginar que a aptidão varia de -1 até +1, configurando um gradiente de aptidão. Pode se visualizar uma simulação da distribuição de áreas com valores variados de aptidão nas Figuras 3 a 5.

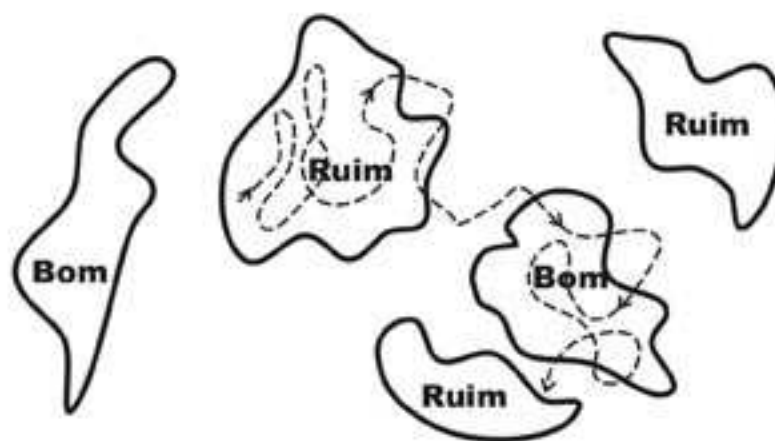


Fig.1

Um indivíduo de uma dada espécie aumentará sua aptidão proporcionalmente ao tempo que permanecer nos habitats bons. Sua aptidão será menor proporcionalmente ao tempo que ficar nos habitats ruins. Entre estes habitats podem existir habitats negativos, pois a aptidão será negativa proporcionalmente ao tempo que nele estiverem⁵.

O conceito de habitat aqui apresentado refere-se às condições ambientais relacionadas a uma dada espécie. Um conjunto multiespecífico pode também ter condições em comum e, portanto, um habitat pode referir-se a uma comunidade. Boa parte dos termos usados em Ecologia e outros estudos ambientais têm uma variedade de significados. Um problema é que deve se considerar a escala do estudo ao qual o termo se refere. Por exemplo, grandes regiões com características

gerais em comum, com conjuntos de espécies de animais e plantas particulares, são freqüentemente denominados biomas. Ao se considerar uma grande região em uma larga escala, pode se falar em macrohabitat, e o termo será um pouco mais preciso do que bioma. Este se refere aos grandes conjuntos vegetacionais sob um outro conjunto de fatores ambientais (clima, relevo etc.) que os determinam. As espécies existem em escala geográfica referida a estes macrohabitats e geralmente, em subconjuntos particulares denominados, em escalas de espaço menores, de mesohabitats^{3,6}. Determinadas espécies, por sua vez, podem ter necessidades mais particulares que ocorrem em escala ainda menor e, num ambiente formado por manchas de habitats, a existência dos recursos específicos necessários para a sobrevivência destas espécies em determinadas manchas permite que estas sejam ocupadas².

Um dado macrohabitat pode ter mesohabitats bastante contrastantes. Por exemplo, na região da Caatinga existem áreas com água permanente devido aos aquíferos rasos ou à condensação orográfica. No Nordeste estas áreas são denominadas de brejos, que consistem em fragmentos naturais com plantas e animais distintos das áreas circunvizinhas. No capítulo sobre Causas Naturais, estão descritas as condições históricas de formação desses brejos.

3. Metapopulação

As populações de uma espécie não se distribuem continuamente, pois só podem subsistir nos habitats que não são negativos. Em cada mancha de habitat favorável pode existir uma população local. Se numa determinada região existem várias manchas ocupadas pela espécie, cada uma destas populações tem uma dinâmica própria. Como a extinção local é um evento que ocorrerá mais cedo ou mais tarde⁷, as populações locais poderão ficar muito pequenas ou mesmo se extinguirem. No decorrer do tempo haverá manchas ocupadas ou desocupadas pela espécie. Mas como as manchas desocupadas têm manchas próximas com a espécie, por migração vinda das manchas vizinhas, elas serão reocupadas mais cedo ou mais tarde. Regionalmente as diversas populações formam uma metapopulação. Este conceito é muito importante para a compreensão da persistência de uma espécie e foi primeiramente formulado por Levins^{8,9}.

As migrações entre as manchas de habitats favoráveis dependem da espécie em questão: algumas se movem com facilidade e por longas distâncias, outras dependem de transporte de uma mancha a outra. Esta capacidade de movimento é característica de cada espécie e a distribuição das manchas pode facilitar ou dificultar a migração. Por exemplo, se o habitat favorável existir em uma floresta contínua, o movimento pode se dar através de habitats não muito favoráveis. O conceito mais geral de metapopulação pode ser entendido pelo modelo resumido na Figura 2a. Uma espécie que tem uma dinâmica de ocupação de manchas favoráveis, sua metapopulação pode mover-se entre todas as manchas de mesma qualidade. Observações feitas em metapopulações naturais mostram que uma metapopulação pode ser limitada no espaço e que a recolonização ocorre apenas entre as manchas mais próximas. Além disto e como visto

acima, a qualidade do habitat é variável. Alguns estudos mostram que, além da distância, a qualidade do habitat também interfere na dinâmica da metapopulação, isto é, com a contínua extinção e recolonização¹⁰. Outras observações mostram que grandes manchas de habitat servem de fonte permanente de emigrantes que podem recolonizar manchas menores (Figura 2b). Caso as manchas grandes mantenham populações permanentes, dependendo da espécie, mesmo as manchas mais distantes podem ser recolonizadas. Como em manchas menores a probabilidade de extinção é maior, estas atuam como ralos onde as populações são mais freqüentemente extintas¹¹.

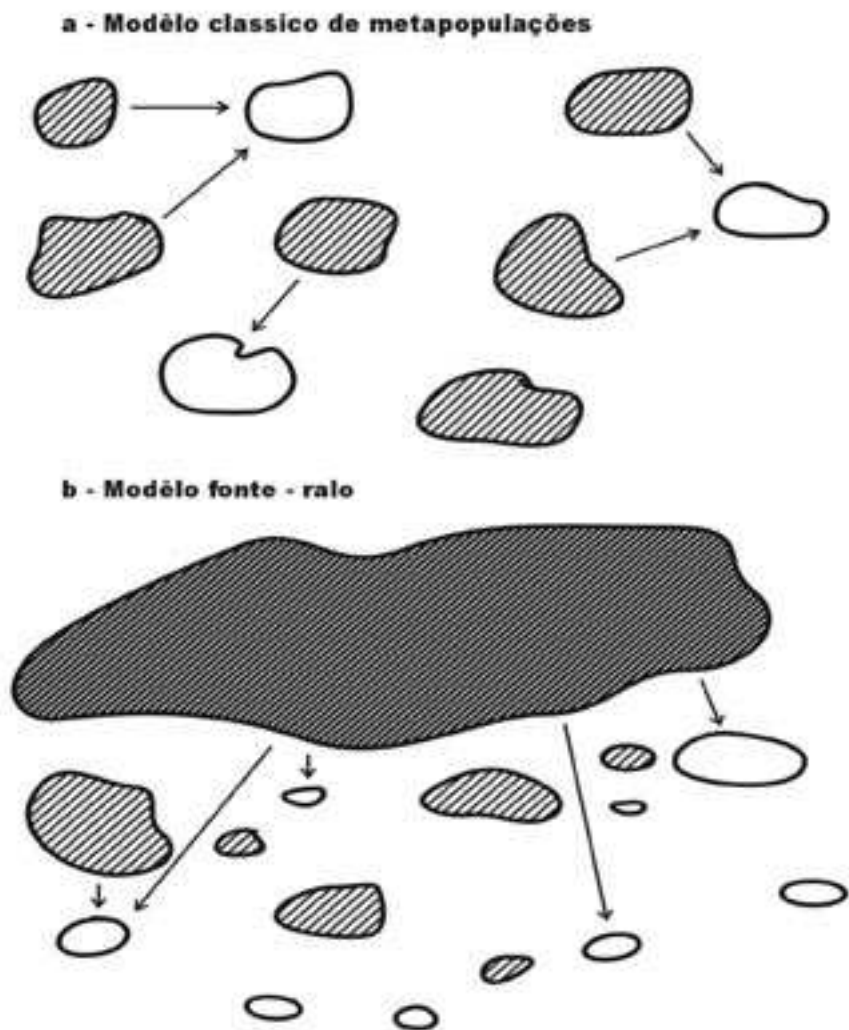


Fig.2

Dois modelos principais de metapopulações. a) No modelo clássico as manchas de habitat são de tamanhos parecidos e têm a mesma qualidade. A espécie pode mover-se e ocupar quaisquer manchas, tendo nelas a mesma aptidão. b) No modelo fonte e ralo, uma mancha é consideravelmente maior do que as outras e funciona como uma fonte permanente de emigrantes para as demais manchas. As manchas mais próximas têm maior probabilidade de serem (re)ocupadas antes das demais. Também neste modelo, a qualidade dos habitats é similar. Figura baseada em Whittaker¹¹.

4. Espécies raras e endêmicas

Uma espécie é considerada rara quando o seu número de indivíduos ou a sua distribuição é restrita em relação ao táxon considerado. Um bom exemplo disto encontra-se na Tabela 1, ilustrativa de um estudo feito na região da costa do Mediterrâneo onde, numa coleta feita na primavera foram capturados 2.281 besouros do tipo escaravelho. A abundância das 20 espécies capturadas é muito variável, com uma delas sendo responsável por quase 74% do total de indivíduos coletados. Este resultado é o esperado quando se faz um inventário de qualquer grupo de organismos, animais ou plantas. No exemplo citado, no entanto, há uma certa dificuldade em dizer quais espécies são raras. Aquelas que têm menos de dez indivíduos? Ou menos de cinco? Mas na localidade da coleta, não há dúvidas de que as três primeiras são raras. Mas quantas o são, não é trivial. Gaston¹² revisou as diversas definições existentes e propôs como algo próximo de um consenso que, numa dada amostragem, são raras aquelas espécies que apresentam abundância individual menor do que 20%, portanto, no exemplo da Tabela 1, as cinco primeiras¹².

Mas isto não resolve o problema. O tamanho da população também é relativo ao tamanho da área amostrada e quando este é considerado, o número estimado de indivíduos de uma determinada espécie dividido pelo tamanho da área, fornece um número denominado de densidade absoluta. Quando se considera apenas o número obtido pela coleta não associado ao tamanho da área, obtém-se uma estimativa de abundância de densidade relativa¹³.

Tabela 1. Exemplo da variação de abundância em uma dada localidade. Escaravelhos coletados no Mediterrâneo. No total foram coletados 2.281 insetos. Uma única espécie tem quase 74% da amostra total. Fonte: Gaston¹².

Número de espécies capturadas	Abundância de indivíduos	Porcentagem da amostragem
1	1	0.04
2	1	0.04
3	1	0.04
4	2	0.09
5	3	0.13
6	5	0.22
7	5	0.22
8	7	0.31
9	10	0.44
10	13	0.57
11	18	0.79
12	21	0.92
13	28	1.23
14	31	1.36
15	49	2.15
16	67	2.94
17	97	4.25
18	107	4.69
19	130	5.70
20	1685	73.87

Dependendo da área de amostragem, uma espécie pode estar ausente ou apresentar um baixo número de indivíduos. Um carnívoro tem densidade (relativa ou absoluta) menor do que suas presas. Animais grandes têm densidade menor do que animais pequenos. Por isso, a raridade não é um valor absoluto e, quando esta é considerada em relação ao tamanho da população, as características biológicas da espécie em questão devem ser levadas em consideração. Uma espécie pode ser rara numa localidade e em outra não. Quando se diz que uma espécie é rara, pode-se imaginar que em qualquer amostragem em sua área de distribuição geográfica, ela estará sempre entre as 20% menos abundantes.

Um outro critério de raridade refere-se à distribuição geográfica. Uma espécie que tem uma ampla distribuição geográfica apresenta maior número de populações do que outra com distribuição geográfica mais restrita. Se ambas apresentam densidades locais similares, a de menor distribuição deve ser considerada a mais rara.

Quando uma espécie só ocorre numa determinada região, diz-se que ela é endêmica. Comparativamente a uma espécie não endêmica, isto é, que ocorre em uma grande área, sua abundância, ou seja, o tamanho total da população da espécie, será menor e, eventualmente, ela pode ser considerada rara. Note que o endemismo pode se referir a uma área relativamente pequena, por exemplo, a um trecho da Serra do Mar ou, a uma área relativamente grande, por exemplo, a Floresta Atlântica. Tanto uma espécie com endemismo restrito a uma área pequena, quanto outra a uma área maior, podem ser ou não raras.

Note-se que a raridade local ocorre freqüentemente, pois como visto no item sobre metapopulação, vários fatores levam a uma densidade variável em cada mancha de ambiente na qual a espécie pode existir.

5. Comunidades e sua montagem

Denomina-se comunidade biótica, ou simplesmente comunidade, a reunião das várias espécies que ocorrem juntas num dado trato de terra ou volume de água¹⁴. Uma questão debatida é se esta reunião é ao acaso, consistindo de espécies que estão juntas somente porque suas distribuições geográficas coincidem ou, se existem regras na natureza que determinam sua montagem^{15,16}. Considera-se que tanto fatores do acaso como regras de montagem ou de reunião (*assembly rules*), contribuem para a existência destes *ensembles* de espécies, que nada mais são do que conjuntos de espécies cujos membros são considerados como partes de um todo.

As condições para uma comunidade reunir-se dependem tanto de fatores dependentes da densidade, isto é, dos nichos existentes, quanto dos fatores do habitat. O nicho ecológico pode ser considerado como as relações positivas ou negativas entre as populações de uma comunidade^{3,17}. Uma espécie de animal tem outras como fonte de alimentos e, freqüentemente, espécies determinadas. Por sua vez, esta espécie será presa de outras. Assim, a espécie tem sua existência e sua abundância, determinada por outras com as quais se relaciona. Da mesma forma, ela tem restrições a sua existência dependendo do habitat em que sua

população está, como visto no item sobre habitats. As regras de reunião, portanto, são determinadas por fatores dependentes das densidades das espécies e dos habitats existentes num dado local^{18,19}.

As regras de reunião são, julga-se, parte da explicação para a observação de que a composição das comunidades difere em lugares distintos. Estes *ensembles* podem ter composições variáveis no tempo e no espaço, tanto em número de espécies quanto na abundância de cada uma. Quando uma espécie entra numa comunidade, é mais provável que ela pertença a um grupo funcional ainda não representado até que todos os grupos funcionais estejam presentes. Então, um novo ciclo se inicia com uma segunda espécie entrando em um dos grupos funcionais já existentes e assim por diante, até completar o ciclo. No entanto, parece que existem regras de entrada uma vez que a combinação de espécies já existentes pode impedir, ou favorecer, a entrada de novas espécies. Uma comunidade que tem seu habitat alterado perderá espécies, e isto pode implicar em modificações do habitat. Por exemplo, caso a perda seja tal que, somente as espécies vagabundas permaneçam, a comunidade poderá permanecer com baixa diversidade.

6. Diversidade

Biodiversidade é uma contração da expressão *diversidade biológica*. Diversidade é a condição ou qualidade de ser diverso, de ter componentes diferentes em um conjunto. Biodiversidade, ou simplesmente diversidade, engloba várias diversidades²⁰. Em geral, ela significa a riqueza de espécies, isto é, quantas espécies existem em um local, região ou no mundo. Mas o conceito refere-se a três níveis de diversidade biológica: a diversidade intraespecífica (dentro da mesma espécie), entre espécies e entre comunidades. Talvez seja preferível denominar estes níveis de genético, organismal e ecológico²⁰.

Os organismos de uma dada espécie diferem em suas características hereditárias. Para cada gene considerado existem vários alelos variantes deste gene, o que implica em características diversas na população. Dado um *locus* gênico (ou mais simplesmente, um gene), sua diversidade (H_e) é a chance de que dois alelos ao acaso sejam diferentes. Formalmente tem se:

$$H_e = 1 - \sum p_i^2, \text{ onde } p_i \text{ é a frequência do } i\text{ésimo alelo}$$

A análise da diversidade genética baseia-se neste conceito²¹. Vários fenômenos podem diminuir a diversidade genética como, por exemplo, populações muito pequenas. A diversidade genética é fundamental para que uma espécie possa existir no tempo e no espaço. A seleção natural atua a partir desta diversidade, aumentando a frequência dos alelos que, numa dada situação ambiental, aumentam sua aptidão darwiniana. Desta maneira, em cada momento ou lugar uma população terá frequências diferentes dos vários alelos de um gene. Quando a situação é diferente, outros alelos podem ser favorecidos e então, a frequência muda. Assim sendo, a manutenção da diversidade genética é fundamental para a contínua existência da espécie, bem como para sua evolução.

Existe diversidade de habitats em função da heterogeneidade do ambiente físico. Desta forma, as comunidades são reuniões heterogêneas, pois os organismos ocupam o espaço de acordo com as condições físicas de cada ponto e com os outros organismos que lá existem. Há, portanto, uma estruturação da comunidade²². Esta comunidade, como um *ensemble*, tem uma diversidade de espécies.

Numa escala maior pode-se observar grandes conjuntos de comunidades com características similares, mas diferindo de outros conjuntos equivalentes, formando o que se denomina de diversidade de ecossistemas ou, mais apropriadamente, a biodiversidade de comunidades.

A diversidade organismal refere-se à diversidade de espécies e pode ser tratada por diferentes componentes, por exemplo, local ou regional, também tratados como diversidade alfa (α) referente à diversidade local ou gama (γ) referente à diversidade regional²³. A diversidade local é dada pelo número de espécies encontradas em uma determinada área de relativa homogeneidade ambiental, ou seja, composta pelo mesmo tipo de habitat. Essa diversidade α certamente é influenciada pela definição de habitat, área e esforço de amostragem nas coletas dos organismos ali presentes.

A diversidade regional, por sua vez, é dada pelo número total de espécies encontradas em todos os tipos de habitat de uma região. Novamente esse conceito torna-se maleável de acordo com as definições de região. Geralmente, os ecólogos tratam como região uma área geográfica sem barreiras que, efetivamente, impeçam a dispersão de indivíduos. Sendo assim, cabe a ressalva de que os limites de uma região variam de acordo com o tipo de organismo estudado²⁴.

Quando cada espécie ocorre em todos os habitats de uma região, a diversidade α e γ são iguais. Contudo, essa é uma situação difícil de ser encontrada em ambientes naturais, pois raramente as espécies estão dispostas de forma tão homogênea no ambiente devido às diferentes histórias de vida.

Quando algumas espécies (animais ou vegetais) ocorrem em apenas alguns habitats particulares, tem-se valores diferentes de diversidades locais, caso em que a diversidade regional passa a ser o produto da média das diversidades locais e do número de habitats presentes. A esse componente dá-se o nome de diversidade beta (β), também conhecida como *turnover* de espécies. A diversidade β , portanto, fornece a variação na composição de espécies entre uma localidade e outra.

Existem diversas maneiras de se estimar a diversidade β . Uma maneira simples é identificar o número de habitats ocupados pelas espécies da região²⁴. Quando todas as espécies presentes são generalistas, existe, efetivamente, apenas um habitat e a diversidade β , é igual a 1. À medida que ocorre uma especialização das espécies, mais habitats são reconhecidos, aumentando o valor da diversidade β . No entanto, se a sobreposição entre as espécies for muito grande, esse método pode tornar-se pouco preciso. Então, a diversidade beta poderá ser estimada simplesmente pela razão entre a diversidade gama e a alfa ($\beta = \gamma / \alpha$).

7. Fragmentação

Fragmentação é o processo de separar um todo em partes. Fragmento, portanto, é uma parte retirada de um todo. **No contexto deste livro, considera-se fragmentação como sendo a divisão em partes de uma dada unidade do ambiente, partes estas que passam a ter condições ambientais diferentes em seu entorno.** Em geral, quando se fala em fragmentação pensa-se numa floresta que foi derrubada, mas que partes dela foram deixadas mais ou menos intactas. Entretanto, a fragmentação pode referir-se às alterações no habitat original, terrestre ou aquático. Neste caso, a fragmentação é o processo no qual um habitat contínuo é dividido em manchas, ou fragmentos, mais ou menos isoladas²⁵.

Os fragmentos são afetados por problemas direta e indiretamente relacionados à fragmentação²⁶, tal como o efeito da distância entre os fragmentos, ou o grau de isolamento; o tamanho e a forma do fragmento; o tipo de matriz circundante e o efeito de borda. O tamanho e a forma do fragmento diferem do habitat original em dois pontos principais: **1) os fragmentos apresentam uma alta relação borda/área e, 2) o centro de cada fragmento é próximo a uma borda.**

O processo global de fragmentação de habitats é, possivelmente, a mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente. Muitos habitats naturais que eram quase contínuos foram transformados em paisagens semelhantes a um mosaico, composto por manchas isoladas de habitat original. Intensa fragmentação de habitats vem acontecendo na maioria das regiões tropicais²⁷. Para Harrison¹⁰, existem três principais categorias de mudanças que têm se tornando freqüentes nas florestas do mundo: 1) a redução na área total da floresta; 2) a conversão de florestas, naturalmente estruturadas, em plantações e monoculturas e, 3) a fragmentação progressiva de remanescentes de florestas naturais em pequenas manchas, isoladas por plantações ou pelo desenvolvimento agrícola, industrial ou urbano. É um processo que ocorre na Europa desde há muito tempo e que aumentou, particularmente, a partir do Século XIX. Este mesmo processo vem ocorrendo no Brasil desde sua conquista pelos europeus.

8. Fragmentação e habitats

Considerando a fragmentação como a alteração de habitats, o resultado deste processo é a criação, em larga escala, de habitats ruins, ou negativos, para um grande número de espécies. Este fato pode ser exemplificado pela simulação mostrada na **Figura 3.**

O mapa mostra a distribuição da qualidade de habitat numa região com a vegetação original, em relação a uma espécie hipotética. A maior parte da área pode ter populações desta espécie, as quais, em condições de recursos favoráveis, podem atingir sua abundância máxima ou algo próximo disto. Os eventuais excessos de populações podem sobreviver nas áreas de habitat de menor qualidade. Nesta simulação, quase metade

da área tem habitats bons e a área com habitats negativos, é desprezível (Tabela 2), bem como o efeito de borda.



Fig.3 Habitats de uma região não alterada em relação à aptidão de uma dada espécie. Situação Inicial. Nesta simulação vê-se a distribuição da qualidade dos habitats.

Tabela 2. Mudanças na qualidade do habitat em área sujeita à fragmentação. Os dados correspondem à análise das áreas das Figuras 3 a 5. A área total em todas as figuras é de 81ha Habitats com $w > 0,55$ foram considerados bons; $0,55 < w < 0,05$ ruins e $w < 0,05$ negativos, onde w é a aptidão.

Situação inicial		
Qualidade do habitat	Área	% da área
Bom	38,77	47,86
Ruim	41,49	51,22
Negativo	0,74	0,91
Imediatamente após o desmatamento		
Qualidade do habitat	Área	% da área
Bom	12,19	15,05
Ruim	43,90	54,20
Negativo	24,91	30,75
Algum tempo após o desmatamento		
Qualidade do habitat	Área	% da área
Bom	5,23	6,46
Ruim	30,22	37,31
Negativo	45,55	56,23

Na Figura 4, tem-se o efeito do desmatamento logo após sua ocorrência. A parte negativa sobe para praticamente um quarto da área e a área boa é reduzida em 12,19%. O desmatamento foi ao acaso. Mesmo assim, a aptidão possível a um indivíduo de uma espécie hipotética, reduz-se muito. Isto significa a diminuição da probabilidade de cada indivíduo de sobreviver até a idade reprodutiva e reproduzir-se. Assim sendo, a abundância da espécie na região diminui proporcionalmente à diminuição da área de habitat não negativo.

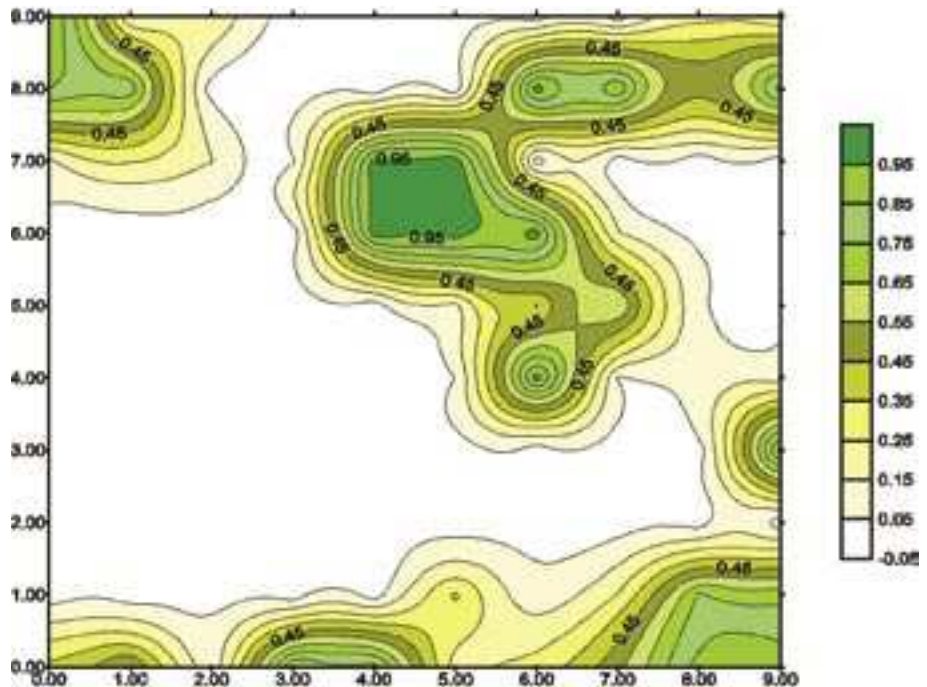


Fig.4

Habitats de uma região, imediatamente após o desmatamento, ou a fragmentação, em relação à aptidão de uma dada espécie. A região mostrada na Figura 1 depois de removida a vegetação original de uma grande área, restando apenas fragmentos. Note-se que não apenas a quantidade de habitats bons diminui, mas também a qualidade destes é inferior às mesmas áreas em condições originais.

Na Figura 5, vê-se o que acontece algum tempo após o desmatamento. Mesmo que a derrubada de árvores cesse, vários efeitos ocorrem nos fragmentos causando modificações na qualidade do habitat para a espécie aqui considerada. **A área de habitat negativo é muito grande (Tabela 2) e está distribuída de tal forma, que os indivíduos gastam muito tempo buscando áreas não negativas. Como visto, a aptidão média de um dado indivíduo diminui muito na região toda vez que ele tem que gastar mais tempo em áreas de má qualidade ou em áreas negativas. Nesse caso, o efeito de borda passa a ser significativo.**

A fragmentação, portanto, implica na restrição da aptidão de certas espécies na área fragmentada. **No entanto, áreas negativas para uma espécie podem ser de boa qualidade para outras. Nem todas as espécies são afetadas da mesma forma pelo processo de fragmentação. Mas, com certeza, este processo muda os mesohabitats e microhabitats disponíveis, bem como todas as espécies e, portanto, todas as comunidades são afetadas.**

Além da redução do tamanho de habitat, o desmatamento e a fragmentação levam à modificação do habitat remanescente devido à

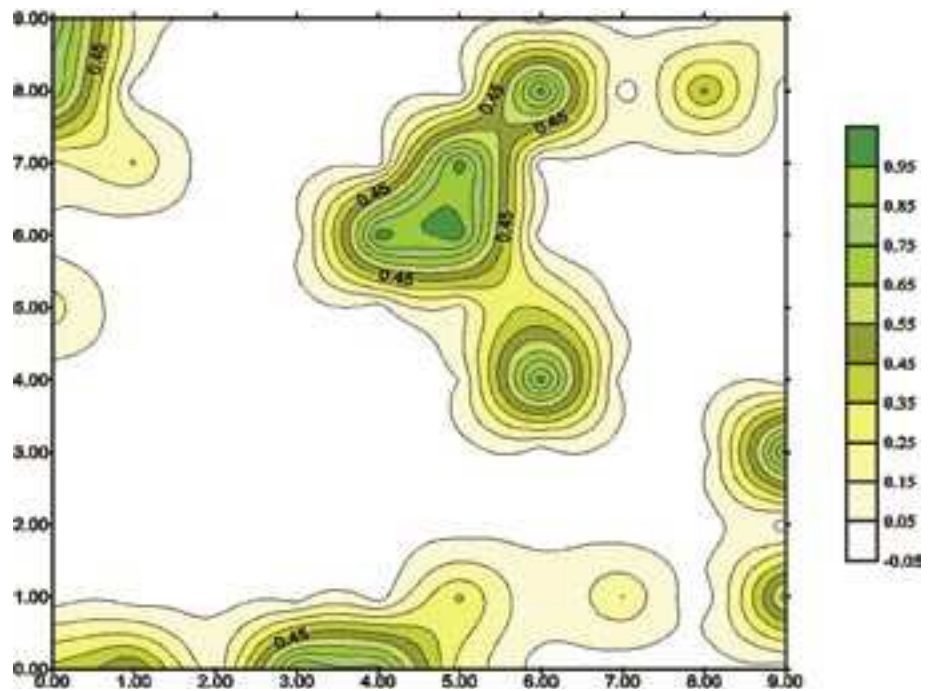


Fig.5

Habitats de uma região depois da fragmentação em relação à aptidão de uma dada espécie. Algum tempo depois do desmatamento. A região mostrada na Figura 2 depois de mais tempo tem diminuída ainda mais a área de habitats de boa qualidade, mesmo que a área dos fragmentos seja a mesma.

influência dos habitats alterados criados ao seu redor – o chamado efeito de borda. Estas alterações na borda do fragmento podem ser de natureza abiótica (microclimáticas), biótica direta (distribuição e abundância de espécies) ou indireta (alterações nas interações entre organismos), causadas pelo contato da matriz com os fragmentos, propiciadas pelas condições diferenciadas do meio circundante desta vegetação²⁸. Muitas evidências empíricas sugerem que, pelo menos no médio prazo, estas mudanças qualitativas no habitat remanescente causam alterações das comunidades biológicas, em muitos casos mais evidentes do que a redução do tamanho das populações²⁹.

9. Fragmentação e populações

A diminuição da área de habitat favorável a uma determinada espécie, leva a uma menor abundância regional desta espécie, já que a diminuição da aptidão significa menores taxas de sobrevivência e reprodução. Uma área menor de habitat de boa qualidade acarreta menores populações e, eventuais excedentes populacionais migram para outras áreas, onde passam a competir com as populações residentes ou então, podem deslocar-se para áreas de má qualidade.

Na Tabela 2, tem-se a consequência, em área, da mudança de habitats na simulação das Figuras 3 a 5. Pode-se supor que a densidade absoluta da espécie, ou seja, o número de indivíduos por área, seja proporcional à qualidade do habitat. Assim, habitats melhores podem ter maior densidade absoluta. Se a área de habitats bons diminuir, a abundância

total diminuirá na mesma proporção. Se os habitats de menor qualidade também diminuem, menor será a abundância regional da população. As áreas de qualidade negativa são aquelas onde as populações da espécie não podem subsistir. O aumento da área negativa traz conseqüências metapopulacionais importantes, dificultando, ou mesmo impedindo, os movimentos migratórios na metapopulação. Muitas vezes, as populações locais ficam isoladas e as distâncias são tão grandes que o movimento entre as manchas de habitat mais ou menos favoráveis, pode tornar-se impossível. Assim, na medida em que as populações locais são extintas, não há repovoamento. No limite, muitas espécies podem ficar restritas a uma, ou a algumas manchas e sua extinção torna-se uma questão de tempo.

O processo de fragmentação causado pelo homem tem como características principais a sua ocorrência em grande escala de espaço numa pequena escala de tempo. Durante o processo, as manchas de habitat remanescentes, os fragmentos, ao acaso vão desfavorecer as espécies cujas manchas tenham sido destruídas em maior quantidade.

A distância entre os fragmentos e o isolamento entre estes, são responsáveis pelo grau de conectividade entre os fragmentos e o habitat contínuo. Populações de plantas e animais em fragmentos isolados têm menores taxas de migração e dispersão e, em geral, com o tempo sofrem problemas de troca gênica e declínio populacional.

Uma conseqüência teoricamente importante é a estrutura genética da população isolada em um fragmento. A diversidade genética pode manter-se desde que nenhum gene seja perdido. Genes podem ser mantidos se os alelos forem recessivos e estiverem presentes devido à heterozigosidade. Por exemplo, um gene com dois alelos, a e A , podem existir como aa , AA e Aa . Mesmo que haja uma freqüência baixa de aa por não ser uma combinação favorecida pela seleção natural, o alelo a poderá continuar existindo em baixa freqüência quando estiver na combinação Aa , pois o fenótipo favorecido seria o dominante. No entanto, ao acaso, num processo denominado deriva genética, o alelo recessivo pode ser eliminado da população. Como em geral, existem mais alelos (por exemplo, A_1 A_2 a_1 a_2), o número de combinações pode ser maior do que três. Ao acaso, alguns destes alelos podem perder-se em uma população, pois alguns indivíduos com uma dada combinação podem não estar reproduzindo e o alelo pode desaparecer na geração seguinte. Assim, a deriva pode diminuir a diversidade genética. Eventualmente, os alelos perdidos podem ter combinações favorecidas pela seleção natural e sua perda significa a diminuição da aptidão média da população. Os eventos de migração dentro da metapopulação acabam fazendo com que as freqüências sejam similares nas populações envolvidas. De vez em quando, uma população pode simplesmente extinguir-se localmente como resultado da deriva genética. Caso exista dificuldade na migração devido ao processo de fragmentação, existirá também dificuldade no fluxo gênico entre as populações da região e, conseqüentemente, extinções locais serão mais freqüentes.

As extinções locais devidas à deriva genética não representam maiores problemas se o habitat favorável puder ser recolonizado. Mas se a recolonização for difícil ou impossível, o resultado será a diminuição na abundância regional da espécie.

10. Fragmentação e espécies raras

Existem causas variadas para a raridade, uma delas é a alta especialização em termos de habitat ou de nichos restritos¹². A diminuição da área de habitat de boa qualidade para uma espécie rara afeta muito suas chances de continuar existindo. Por exemplo, o mico-leão-dourado é uma espécie que tem preferência por florestas paludosas como habitat³⁰, que era muito comum nas baixadas costeiras do Estado do Rio de Janeiro, mas não era contínuo. A espécie pode sobreviver nas florestas de baixadas utilizando-as como habitats não ótimos e, portanto, foi possível manter sua metapopulação. O processo relativamente recente (cerca de 30 anos) de drenagem das áreas baixas levou a diminuição drástica de seus habitats melhores, ao mesmo tempo em que as florestas de terras secas também foram derrubadas. A espécie é endêmica das florestas de baixadas fluminenses. O processo de alteração dos habitats da região levou-a a tornar-se rara por qualquer conceito que se tenha de raridade e ela, hoje, está criticamente ameaçada de extinção³⁰. Este exemplo mostra de maneira clara, uma possível consequência do processo de fragmentação que pode criar espécies raras ou mesmo, levá-las à extinção.

11. Fragmentação e comunidades

As regras de reunião de espécies em comunidades indicam que existem condições gerais de macrohabitat que, por sua vez, estão determinando hierarquicamente os meso e microhabitats regionais. Assim, numa dada região, certas comunidades podem montar-se caso existam habitats que o permitam e elas serão distintas dependendo dos mesohabitats existentes³¹.

As regras de montagem não são necessariamente rígidas. Por exemplo, certas espécies com um determinado papel funcional na comunidade podem ser substituídas por outras com funções similares ou próximas. Uma espécie pode ter uma restrição grande de micro ou mesohabitat³² ou pode transitar com facilidade entre os mesohabitats existentes^{33,34,35}. No entanto, quando as condições originais são amplamente alteradas, aproximando-se do modelo da Figura 5, começa haver perda de espécies e a comunidade restante fica empobrecida (ver exemplo na referência 18). No entanto, mesmo com a perda de espécies os fragmentos podem conservar parte da comunidade original, mas as dificuldades criadas pela distância entre os fragmentos, assim como a diminuição de habitats, freqüentemente, dificultam a existência de áreas demonstrativas da reunião original, mesmo quando existe alguma conectividade entre os fragmentos originais³⁶.

12. Fragmentação e diversidade

Como visto, as regras de montagem dizem que a entrada de espécies é dificultada ou facilitada pelas espécies já presentes. A perda de habitats levando ao desaparecimento de algumas espécies pode impedir outras de persistirem ou de recolonizarem o fragmento. Algumas espécies com papel funcional múltiplo podem também dificultar, ou impedir, que outras espécies persistam ou recolonizem determinado fragmento. Dependendo do tamanho do fragmento, algumas espécies podem não subsistir, pois necessitam de áreas maiores para seus movimentos^{37,38}. O resultado é o depauperamento da diversidade. Um estudo muito interessante feito em diversos fragmentos florestais em Minas Gerais, mostrou perda de diversidade em fragmentos menores, isto é, foi observado um menor número de espécies num dado fragmento do que seria de se esperar pela diversidade γ da região. O estudo indicou que isto se deve ao aumento de uma determinada espécie com papel múltiplo, no caso o gambá (*Didelphis aurita*), que parece competir com várias outras sendo também um predador³³.

A perda de diversidade local não implica, necessariamente, na extinção regional de espécies, mas na perda de diversidade propriamente dita. Quer dizer, mesmo que o processo de fragmentação não diminua a riqueza de espécies da região (a diversidade γ), a equitabilidade será diminuída e boa parte dos fragmentos terá uma riqueza menor do que a existente antes da fragmentação.

13. As conseqüências possíveis da fragmentação

Os fenômenos e processos biológicos são alterados quando ocorre fragmentação. Perde-se diversidade e isto implica na perda de grupos funcionais em muitos lugares. Os sistemas ecológicos são simplificados e, no longo prazo, há um certo temor de que essa perda se acentue. Vários serviços ambientais são prestados pelos ecossistemas à sociedade humana. A alteração dos ecossistemas leva à perda de muitos destes serviços com conseqüências deletérias tanto no médio quanto no longo prazo. Algumas são já claramente visíveis em nosso país, como a diminuição dos estoques pesqueiros das águas interiores e alterações nos regimes hídricos.

Como o país tem uma grande diversidade de paisagens e, portanto, de sistemas ecológicos, comunidades e espécies, os processos são também diversos e, somente nos últimos anos, com o desenvolvimento de vários estudos sobre o assunto, passou-se a ter um melhor entendimento destes processos. No restante deste volume são detalhados alguns destes estudos, a partir dos quais o leitor terá uma introdução do grave problema da fragmentação no país.

Referências bibliográficas

1. MACARTHUR, R & PIANKA, E. R., 1966, On optimal use of a patchy environment. *Am. Nat.* 100:603-609.
2. MACARTHUR, R. & LEVINS, R., 1964, Competition, habitat selection, and character displacement in a patchy environment. *Proc. Nat. Acad. Sci. U. S.* 51:1207-1210.
3. CERQUEIRA, R., 1995, Distribuições potenciais In: P.R. Peres; J. L. Valentin & F. A. S. Fernandez (Orgs.) *Tópicos em tratamento de dados biológicos*. PPGE/UFRJ, Rio de Janeiro.
4. GEIGER, R., 1980, *Manual de microclimatologia. O clima da camada do ar junto ao solo*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.
5. ROSENSWEIG, M. L., 1981, A theory of habitat selection. *Ecology* 62: 327-335.
6. KELT, D. A.; MESERVE, P. L.; PATTERSON, B. D. & LANG, B. K., 1999, Scale dependence and scale independence in habitat associations of small mammals in southern temperate rainforest. *Oikos* 85:320-334.
7. TAYLOR, R.A.J. & TAYLOR, L.R., 1979, A behavioral model for the evolution of spatial dynamics. In: Anderson, R.M. *et al.* (Eds.). *Population dynamics*. Blackwell, Oxford.
8. LEVINS, R., 1969, Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Amer.* 15:237-240.
9. LEVINS, R., 1970, Extinction. *Lect. Notes Math.* 2:75-107.
10. HARRISON, S., MURPHY, D. D. & EHRLICH, P. R., 1988, Distribution of the Bay Checkerspot Butterfly *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a metapopulation model. *Am. Nat.* 132:360-382.
11. WHITTAKER, R. J. 1998. *Island biogeography. Ecology, evolution, and conservation*. Oxford: Oxford University Press.
12. GASTON, K. J., 1994, *Rarity*. Chapman & Hall, London.
13. CAUGHLEY, G., 1977, *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, Chichester.
14. BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R., 1966, *Ecology. Individuals, populations and communities*. Oxford: Blackwell Science.
15. STRONG, D. R.; SIMBERLOFF, D.; ABELE, L. G. & THISTLE, A. B. (Ed.), 1984, *Ecological communities: conceptual issues and the evidence*. Princeton: Princeton University Press.
16. SUGIHARA, G., 1980, Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. *Am. Nat.* 116:770-787.
17. WHITTAKER, R. H.; LEVIN, S. A. & ROOT, R. B. 1973. Niche, habitat, and ecotope. *Am. Nat.* 107:321-338.
18. SIMBERLOFF, D.; STONE, L. & DAYAN, T. (Eds.), 1999, Ruling out a community assembly rule: the method of favored states In WEHIR, E. & KEDDY, P. (Eds.), *Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge.
19. WEHIR, E. & KEDDY, P. (Eds.), 1999, *Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge.
20. HARPER, J. L. & HAWKSWORTH, D. L., 1995, Preface In Hawksworth, D. L. (Ed.) *Biodiversity. Measurement and estimation*. The Royal Society and Chapman & Hall, London.
21. CHARLESWORTH, D. & PANNELL, J. R., 2001, Mating systems

- and population genetic structure in the light of coalescent theory. In: Silvertown, J. & Antonovics, J. (Eds.), *Integrating ecology and evolution in a spatial context*. Blackwell Science, Oxford.
22. LAW, R.; PURVES, D.W.; MURREL, D.J. & DIECKMANN, U., 2001, Causes and effects of small scale spatial structure in plant populations. In: Silvertown & Antonovics (Eds.), 2001, *Integrating ecology and evolution in a spatial context*. Blackwell Science, Oxford.
23. WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
24. RICKLEFS, R. E., 1996, *Ecology*. 4^a ed. Freeman, New York, 822 pp.
25. SHAFER, 1990. *Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice*. Smithsonian Institution Press, Washington.
26. BIERREGAARD-JR, R.O., LOVEJOY, T. E., KAPOV, V., SANTOS, A. A., HUTCHINGS, R. W., 1992, The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments. *BioScience*. 42:859-866.
27. HARRIS, L. D., 1984, *The fragmented forest*. The University of Chicago Press, Chicago.
28. MURCIA, C., 1995, Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.*, 10:58-62.
29. DAVIES, K.F., GASCON, C. & MARGULES, C.R., 2001, Habitat fragmentation: consequences, management and future research priorities. In: M.E. Soulé, & Orians, G.H. (Eds.), *Conservation Biology - Research Priorities for the Next Decade*. Washington: Island Press, Washington, DC.
30. CERQUEIRA, R.; MARROIG, G. & PINDER, L., 1998, Marmosets and Lion-tamarins distribution (Callithricidae, Primates) in Rio de Janeiro State, South-eastern Brazil. *Mammalia* 62:213-226.
31. BONVICINO, C. B.; CERQUEIRA, R. & SOARES, V. A., 1996, Habitat use by small mammals of Upper Araguaia river. *Rev. Brasil. Biol.* 56: 761-767.
32. CERQUEIRA, R., 2000, Ecologia funcional de mamíferos numa restinga do Estado do rio de Janeiro. In: F.A. Esteves & L. D. Lacerda (Orgs.), *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. NUPEM/UFRJ, Rio de Janeiro.
33. FREITAS, S. R.; MORAES, D.; A.; SANTORI, R. & CERQUEIRA, R., 1997, Habitat preference and food use by *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Marsupialia, Didelphidae) in a restinga forest at Rio de Janeiro, Brazil. *Rev. brasil. Biol.* 57:93-98.
34. GENTILE, R & CERQUEIRA, R., 1995, Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. *J. Trop. Ecol.* 11:671-677.
35. PIRES, A.; LIRA, P.K.; FERNANDEZ, F.; SCHITTINI, G. M., & OLIVEIRA, L. C., no prelo, Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Conserv. Biol.*
36. BRIANI, D. C.; SANTORI, R. T.; VIEIRA, M. V. & GOBBI, N., 2001, Mamíferos não voadores de um fragmento de mata mesófito semidecídua, do interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Holos* 1:141-149.
37. CERQUEIRA, R.; GENTILE, R. & GUAPYASSÚ, S. M. S., 1995, Escalas, amostras, populações e a variação da diversidade. In: F. A. Esteves & I. Garay (Orgs.) *Estrutura, função e manejo de ecossistemas*. PPGE/UFRJ, Rio de Janeiro.
38. COIMBRA, C., 1991, O primeiro autovalor como medida de qualidade ambiental. *Atas Encontro Regional SBMAC*:17-20.

seção II

Causas da fragmentação

2 CAUSAS NATURAIS

Reginaldo Constantino

Ricardo Miranda de Brites

Rui Cerqueira

Evaldo Luiz Gaeta Espindola

Carlos Eduardo de Viveiros Grelle

Ana Tereza Lyra Lopes

Marcelo Trindade Nascimento

Odete Rocha

Antonio Augusto Ferreira Rodrigues

Aldicir Scariot

Anderson Cássio Sevilha

Gilberto Tiepolo

Introdução

Habitats fragmentados ou *ilhas* de habitats diferenciados podem ser produzidos por vários processos naturais, sendo importante distinguir esses isolados naturais dos fragmentos produzidos pela ação humana. Alguns fragmentos naturais mais antigos contêm espécies endêmicas devido ao longo tempo de isolamento, podendo ser considerados áreas prioritárias para conservação. Além disso, alguns sistemas de fragmentos naturais podem ser utilizados como modelo para estudar os efeitos de longo prazo da fragmentação antrópica, porque neles as extinções e alterações genéticas já se estabilizaram.

Os fatores e processos que produzem fragmentos naturais são:

- 1) Flutuações climáticas, que podem causar expansão ou retração de determinados tipos de vegetação;
- 2) Heterogeneidade de solos, com certos tipos de vegetação restritos a tipos específicos de solos como, por exemplo, as matas calcárias;
- 3) Topografia, que pode formar ilhas de tipos específicos de vegetação em locais elevados, como os brejos de altitude no nordeste do Brasil;
- 4) Processos de sedimentação e hidrodinâmica em rios e no mar;
- 5) Processos hidrogeológicos que produzem áreas temporariamente ou permanentemente alagadas, onde ocorrem tipos particulares de vegetação.

Esses fatores podem agir isoladamente ou combinados; alguns fragmentos naturais resultam da combinação de flutuações climáticas no passado, altitude e tipo de solo. Esse processo é dinâmico, mas ocorre num período de tempo muito mais longo que a fragmentação causada pelo homem. Numa escala geológica de tempo, a fragmentação natural causa isolamento de populações, o que pode levar à diferenciação genética e especiação. A fragmentação natural é, historicamente, importante na geração da diversidade biológica.

Neste capítulo será discutido o processo de fragmentação natural e serão apresentados alguns exemplos de fragmentos naturais que têm sido estudados no Brasil: as Savanas Amazônicas, os Brejos de Altitude do Nordeste, as Matas Alagadas, as Florestas Estacionais Deciduais, os Capões de Mata de Araucária, os habitats de Aves Limícolas e a Fragmentação Natural de Ambientes de Água Doce.

1. Flutuações ambientais, fragmentação dos habitats e seus efeitos na distribuição das espécies

A distribuição geográfica das espécies é influenciada pelas mudanças ambientais^{1,2,3,5} que podem ocorrer em diferentes escalas de tempo (evolutiva e ecológica) e de espaço (local, regional e global).

Existem registros de que as flutuações climáticas ocorridas durante o Terciário e o Quaternário tiveram grande importância não só nos padrões de distribuição geográfica das espécies, como também na espe-

ciação de alguns grupos na América do Sul^{1,6,7}. Existem muitas hipóteses para explicar a diversificação de formas na região Neotropical, mas os processos alopátricos e parapátricos parecem ter sido os mais importantes para as especiações (veja Marroig & Cerqueira⁷ para uma breve revisão).

As oscilações do nível do mar e as mudanças climáticas que aconteceram durante o Terciário e o Quaternário provocaram descontinuidade dos habitats, fragmentando florestas e outros tipos de vegetação. A cada momento desses períodos, um padrão diferente de habitat existiu e mesmo hoje existem habitats descontínuos. Estas mudanças são vistas como explicações para os padrões de diversificação e distribuição das espécies na América do Sul^{1,4,7}. Nos anos 70 e 80 acreditava-se inclusive, que os processos alopátricos ocorridos durante o Pleistoceno teriam sido os mais importantes para a especiação^{1,8}. Contudo, a descontinuidade - ou fragmentação - dos habitats pode levar muitas espécies à extinção⁹. Tanto a especiação quanto à extinção podem ser conseqüências da fragmentação dos habitats. Tudo depende do tempo em que, por exemplo, uma floresta fica isolada, do tamanho que adquire e do grupo taxonômico considerado¹.

Os limites de distribuição por altitude das espécies, da mesma forma que a distribuição latitudinal, podem estar associados às mudanças climáticas e vegetacionais observadas em gradientes de altitude. Alguns estudos apontam para um padrão recorrente em algumas espécies de plantas e vertebrados, pois quanto maior a altitude média de distribuição de uma espécie, maior é a amplitude de altitude observada, embora ocorram exceções. A hipótese em questão seria de que durante as glaciações pleistocênicas, quando o clima era mais frio e seco do que atualmente¹, teria acontecido uma diminuição das áreas onde as espécies poderiam ocorrer. Em latitudes elevadas, como no sul da América do Sul, parte das áreas teria ficado coberta por gelo, principalmente durante o período Würmiano¹⁰. Um dos possíveis resultados deste processo seria o desaparecimento das espécies com distribuição geográfica restrita. Com isto, as espécies com ampla distribuição altitudinal seriam selecionadas, resultando em uma correlação positiva entre tamanho da distribuição geográfica e a altitude¹¹.

Num estudo feito durante o Projeto Fragmentação Sutil com alguns primatas endêmicos da Mata Atlântica encontrou-se uma relação positiva entre a amplitude de distribuição por altitude das espécies e sua altitude média (Figuras 1 e 2). O padrão de distribuição da altitude de ocorrência encontrado para esses primatas, sugere que as flutuações climáticas do Quaternário no sudeste brasileiro (revistas recentemente por Behling¹², Behling & Lichtee¹³, Safford¹⁴), podem ter influenciado a distribuição por altitude, ou até ocasionado extinções diferenciais entre os primatas endêmicos da Mata Atlântica¹⁵. Estudos paleoclimáticos indicam que a temperatura oscilava entre 4° a 7°C abaixo da temperatura média atual^{12,13,16,17}. Estudos realizados por Clapperton e outros autores¹⁸ indicam que uma redução de 3°C durante o Quaternário, seria o suficiente para a formação de gelo nos Andes Equatoriais, em locais onde hoje não há mais gelo. Alguns estudos sugerem ainda que os topos das montanhas do sudeste brasileiros estiveram congelados durante parte do Quaternário¹⁹. É possível que as geadas tenham sido mais freqüentes nas montanhas do sudeste brasileiro do que hoje em dia, quando ocorrem apenas eventualmente. De qualquer forma, a idéia subjacente a esta hipótese

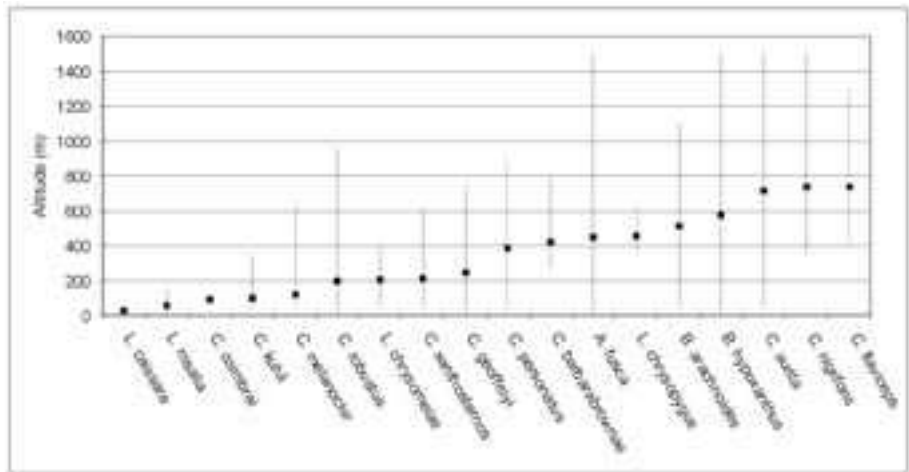


Fig.1 Amplitude de distribuição das altitudes dos primatas endêmicos da Mata Atlântica, ordenados seguindo uma ordem crescente de aumento nas altitudes médias. O ponto representa a altitude média e as retas indicam a amplitude. Adaptado de Grelle¹⁵.

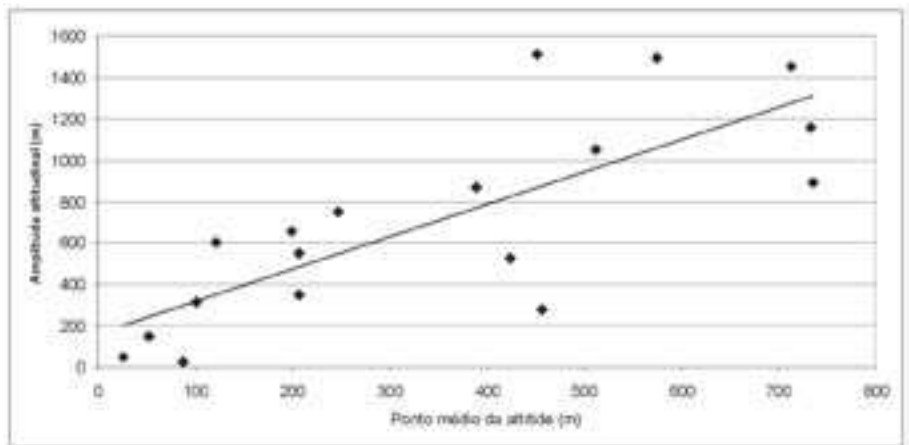


Fig.2 Relação entre a amplitude altitudinal dos primatas endêmicos da Mata Atlântica e o ponto médio da altitude. Adaptado de Grelle¹⁵.

indica que as espécies tiveram que sobreviver a épocas mais frias do que as atuais, o que pode ter sido mais limitante em altitudes elevadas. Seguindo este raciocínio, pode-se imaginar que somente as espécies com ampla distribuição altitudinal resistiram à situação extrema de congelamento parcial dos seus habitats. O resultado dessas flutuações climáticas refletiria no padrão encontrado hoje, no qual as espécies de altitudes médias mais elevadas podem suportar maiores oscilações do clima.

Os efeitos das flutuações climáticas na distribuição por altitude dos primatas ganham força quando se junta a informação de que a *linha de árvores* (limite superior de ocorrência de árvores com aumento da altitude) desceu durante as glaciações^{14,16}. Não se sabe com exatidão o quanto, mas há indícios de que a *linha de árvores* tenha descido mais de 1.000m de altitude nos Andes¹⁶ e no sudeste brasileiro¹⁴. Sendo assim, espécies fortemente dependentes de habitats florestais como os primatas, tiveram que necessariamente *descer* das montanhas durante as glaciações. Essa mudança na *linha de árvores* provavelmente explica porque só algumas espécies de roedores e marsupiais ocorrem nos topos das montanhas do sudeste. Algumas espécies de roedores têm

sido coletadas exclusivamente nas partes altas (inclusive nos campos de altitude) das serras dos Parques Nacionais de Itatiaia, da Serra dos Órgãos e do Caparaó^{20,21}. A hipótese seria de que esses roedores, por serem cursoriais, conseguiram permanecer nas montanhas mesmo sem as árvores. No caso de ter ocorrido gelo no topo das montanhas, essas espécies teriam que ter recolonizado as partes altas das montanhas nas fases mais quentes. De qualquer forma, é curioso notar que as montanhas do sudeste brasileiro eram cobertas por gramíneas durante os períodos mais secos e frios do Quaternário^{12,13} o que, sem dúvida, propiciou a colonização de roedores cursoriais.

Há, portanto, uma forte influência das mudanças ambientais na extinção e na especiação. Segundo Cerqueira^{1,2}, as alterações climáticas foram um fator determinante nesses fenômenos durante o Quaternário. Mas a fragmentação quaternária levou à formação de fragmentos de tamanho suficiente para que as espécies pudessem subsistir, já que cada espécie tem tamanho de área e de distribuição geográfica mínimos para não se extinguir. Além disso, estes fragmentos quaternários, funcionando como refúgios, em muitos casos persistiram por bastante tempo e depois coalesceram formando as grandes florestas do Brasil (Amazônia e Floresta Atlântica), há cerca de 10.000 anos.

Isso difere do processo de fragmentação antrópica de hoje, pois muitos fragmentos são de tamanho pequeno e sofrem um processo contínuo de variação de área. **Na verdade, a fragmentação da Mata Atlântica é recente sendo que grande parte dos desmatamentos aconteceu nos últimos 100 anos²², e os seus efeitos sobre a biota são ainda pouco conhecidos.** É possível que esta contemporaneidade explique parte da dificuldade de se entender as conseqüências da fragmentação na Mata Atlântica. Certamente os efeitos da fragmentação quaternária parecem ser mais bem compreendidos do que os da fragmentação contemporânea.

Enfim, as mudanças ambientais continuam acontecendo e atualmente, os fragmentos são muito pequenos e por isso mesmo, pouco viáveis no médio e longo prazo. As conseqüências imediatas são as perdas de variabilidade de formas e genética, inviabilizando processos evolutivos como a especiação (veja exemplos em Myers & Knoll)²³. Este é um dos motivos das preocupações atuais e mostra claramente a necessidade de mudanças prementes no padrão de uso do solo para que a riquíssima biodiversidade destes ecossistemas possa ser mantida.

2. Savanas amazônicas

As Savanas Amazônicas são manchas de vegetação aberta que ocorrem em meio às florestas da região Amazônica (Figura 3). Segundo Pires²⁴, elas cobrem cerca de 150.000km². Sua fisionomia é semelhante à do Cerrado, com um estrato gramíneo e densidade variável de árvores e arbustos. Muitas espécies de plantas típicas do Cerrado também ocorrem nessas áreas, como lixeira (*Curatella americana*), o pau-terra (*Qualea grandiflora*), murici (*Byrsonima verbascifolia* e *B. crassifolia*), bate-caixa (*Palicourea rigida*), sucupira-preta (*Bowdichia virgilioides*), ipê-amarelo ou pau-d'arco (*Tabebuia caraiba*), mangaba (*Hancornia speciosa*), e pau-



Fig.3 Fragmento isolado de savana (cerca de 200ha), próximo a Villhena, sul de Rondônia

doce (*Salvertia convallariodora*)^{25,26}. Essas savanas ocorrem sobre vários tipos de solo e sob vários regimes de chuva²⁷, e muitas vezes a floresta que as circunda está sob condições semelhantes. Isso indica que sua presença não é determinada apenas por fatores edáficos e climáticos. Várias evidências indicam que esses fragmentos de savanas são relictos de uma savana muito mais extensa (Figura 4), que cobriu boa parte da Amazônia durante o Pleistoceno, em períodos de clima mais seco²⁸. Essa grande savana era ligada ao Cerrado, aos Llanos da Venezuela, à Caatinga e ao Chaco. Isso explicaria a existência de espécies comuns a todas essas vegetações abertas.

Embora a fauna e a flora das Savanas Amazônicas sejam pouco conhecidas, existem registros de várias espécies endêmicas^{29,30}. Cada conjunto de fragmentos de savana isolado há vários milhares de anos, tende a apresentar alguma diferenciação no nível de espécies e populações. Em alguns casos a diferenciação levou ao surgimento de espécies distintas, endêmicas de um fragmento ou conjunto de fragmentos. Em outros casos a diferenciação pode ser detectada geneticamente. As Savanas Amazônicas são, portanto, áreas de endemismo que merecem atenção especial em termos de conservação. Como cada fragmento ou grupo de fragmentos apresenta características únicas, elas não podem ser tratadas como uma unidade uniforme.

Áreas de vegetação aberta são muito mais fáceis de serem ocupadas que áreas de floresta devido à facilidade de acesso e ao menor custo de desmatamento. Conseqüentemente, as Savanas Amazônicas estão sob forte ameaça de ocupação por agricultura, pecuária e mineração. As savanas da Serra dos Carajás, por exemplo, que ocorrem sob condições edáficas únicas e apresentam alto potencial de endemismo, estão ameaçadas pela mineração de ferro^{31,32}. Em outras regiões a pecuária extensiva já havia se estabelecido há algum tempo e, mais recentemente foi substituída pela monocultura intensiva de soja. Incêndios são também uma forte ameaça em todas essas áreas. Uma prática comum entre os fazendeiros consiste em queimar as savanas para estimular a rebrota de suas pastagens.

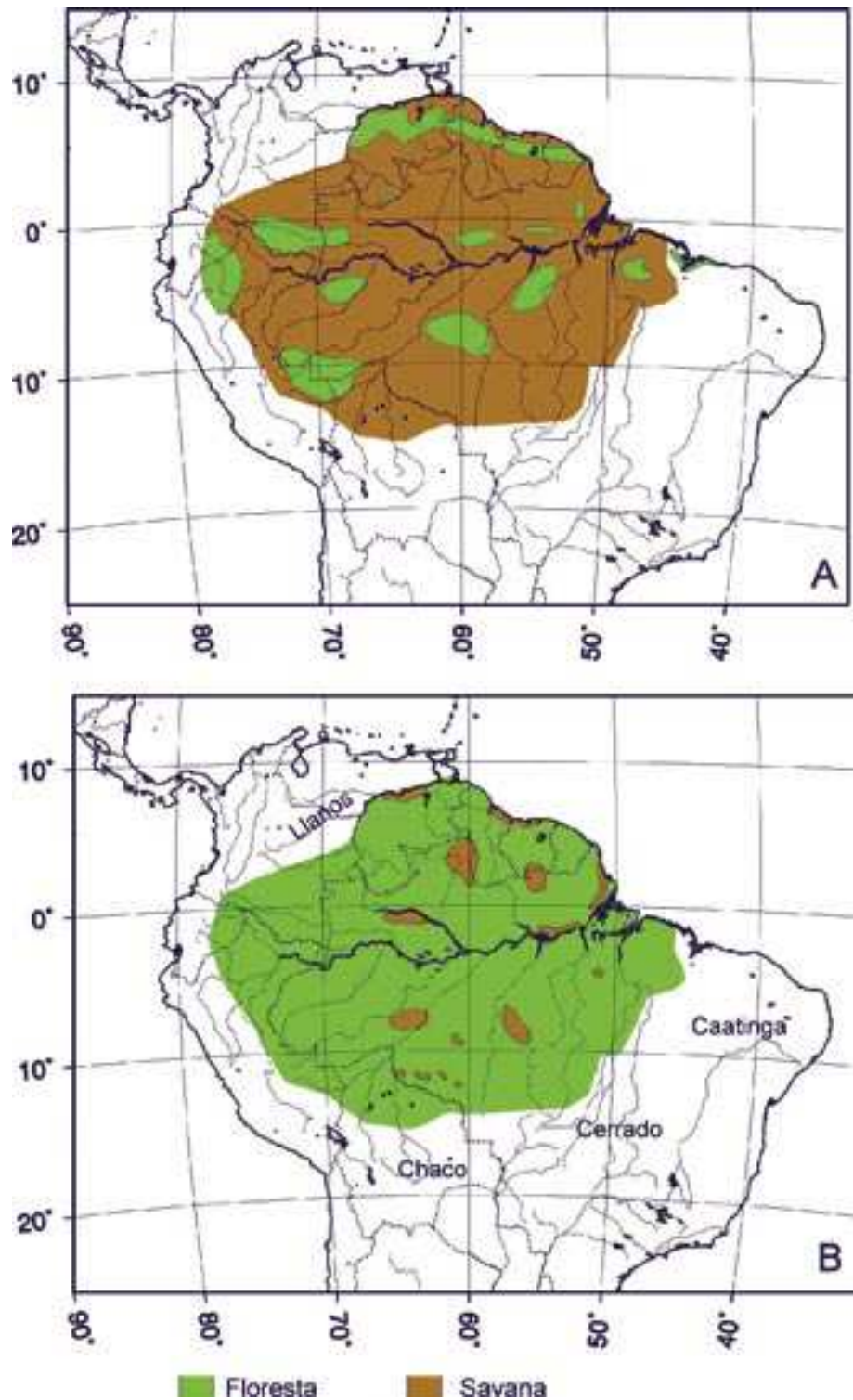


Fig.4 A. Vegetação da Amazônia durante o último período seco do Pleistoceno, 18.000 a 13.000 anos atrás (baseado em Haffer28).
 B. Distribuição atual aproximada das Savanas Amazônicas (baseado em várias fontes).

As Savanas Amazônicas são, portanto, relictos de uma savana mais extensa que ocupou boa parte da América do Sul durante períodos mais secos do Pleistoceno. Elas apresentam endemismos e estão ameaçadas pela ação humana. Essas savanas são também um excelente modelo para estudar os efeitos de longo prazo da fragmentação do Cerrado, já que os efeitos sobre a estrutura genética de populações e sobre a biodiversidade estão certamente estabilizados.

3. Brejos de altitude do nordeste brasileiro

Os chamados *brejos de altitude* são fragmentos de floresta que ocorrem em meio à Caatinga na face leste do Planalto da Borborema (Ceará, Paraíba e Pernambuco), na região do agreste, uma transição entre a Mata Atlântica e a Caatinga³³. Apesar do nome, esses brejos não são áreas alagadas, mas sim florestas úmidas de altitude, que variam entre 800 e 1.000m, aproximadamente. As massas de ar vindas do oceano trazem alguma umidade, que condensa ao chegar a essa altitude, mantendo a floresta sempre úmida e verde.

A fauna e a flora dos brejos apresentam semelhanças com as da Mata Atlântica, mas contêm também elementos da Amazônia. Espécies endêmicas de animais³⁴ e plantas³⁵ também têm sido registradas, mas informações sobre sua fauna ainda são limitadas. A presença de espécies amazônicas é explicada pela ligação que teria havido no passado entre essas áreas e a Amazônia. Embora os solos dos brejos não sejam muito férteis, eles têm sido usados para agricultura, o que tem causado destruição de parte das florestas.

Os brejos de altitude do Nordeste são, portanto, fragmentos de floresta em meio à caatinga resultante de relevo e padrões de precipitação e umidade.

4. Matas Alagadas

As terras úmidas onde estão incluídos os brejos, pântanos, planícies de inundação e áreas similares cobrem uma área estimada de 6% da superfície terrestre e estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo³⁶. A América do Sul possui as maiores áreas de terras alagadas do mundo³⁷, e no Brasil, esta área equivale à cerca de 2% de todo o seu território³⁸. Pouca atenção tem sido dada às matas alagadas, ou matas de brejo, apesar de sua comprovada importância na manutenção dos recursos hídricos³⁶. Essas matas, também chamadas de Florestas Lati-foliadas Higrófilas com inundação quase permanente ou apenas Matas Higrófilas³⁹, encontram-se estabelecidas sobre solos hidromórficos e estão sujeitas à presença de água superficial em caráter temporário ou permanente, ocorrendo em várzeas ou planícies de inundação, nascentes, margens de rios ou lagos ou ainda, em baixadas e depressões onde a saturação hídrica do solo é consequência do afloramento da água do lençol freático⁴⁰. São, portanto, fragmentos florestais naturais que têm sua extensão totalmente dependente do regime hídrico local. Estes fragmentos são considerados de preservação permanente pelo Código Florestal de 1965⁴¹. Entretanto, a realidade dos fatos mostra que a maioria desse ecossistema já foi destruída ou encontra-se altamente fragmentada, restando cerca de 2% de sua área original⁴². Scarano e outros autores^{43,44} fazem menção da importância de pesquisas direcionadas a esse ecossistema e recomendam atenção na sua conservação.

Fragmentos naturais de matas alagadas no Estado do Rio de Janeiro (Figuras 5 e 6) destacam-se por serem importantes remanescentes de Mata

Atlântica de baixada e por abrigar espécies ameaçadas de extinção, tais como o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*), a borboleta-da-praia (*Parides ascanius*), entre outras. Entre as espécies que compõem sua flora, muitas se encontram com populações reduzidas devido ao extrativismo secular na área. É o caso do guanandi (*Symphonia globulifera* e *Calophyllum brasiliense*), do jequitibá (*Cariniana legalis*) e da caixeta (*Tabebuia cassinoides*)⁴⁵. Estes fragmentos possuem dossel com cerca de 20m de altura e com maior incidência de cipós e trepadeiras na borda que no interior⁴⁶.

A composição e dinâmica desses fragmentos são, provavelmente,



Fig.5 Mata alagada em Poço das Antas – interior.



Fig.6 Mata alagada em Poço das Antas – vista geral do fragmento.

determinadas pela história de sua formação a partir da floresta contínua original e por processos de curto prazo de reajustamento das condições do fragmento⁴⁷. Assim, fragmentos naturais isolados são fundamentais para o entendimento da ocorrência de condições de tamponamento que podem ser desenvolvidas após longo período de fragmentação.

5. Floresta Estacional Decidual

A Floresta Estacional Decidual, também denominada Mata Seca Decídua⁴⁸, está associada a duas estações climáticas bem demarcadas: uma chuvosa e outra seca. Essas florestas possuem estrutura e composição bastante variadas, são fortemente influenciadas pelo ritmo estacional, resultando num alto grau de perda de folhas (ou deciduidade) durante a estação seca. Cerca de 90% das árvores do estrato dominante perde as folhas no período seco (Figura 7).

Esse tipo de formação apresenta distribuição fragmentária e disjunta



Fig.7

Fonte: IBGE

na América do Sul em um arco nordeste-sudoeste, formando corredores que conectam a Caatinga às fronteiras do Chaco⁴⁹ (Figura 8). Esse padrão indica que esses fragmentos são vestígios de uma formação muito maior e contínua, que deve ter atingido o seu máximo em extensão durante o período de contração das florestas úmidas, cerca de 18.000 a 12.000 anos atrás⁵⁰.

Podem ser encontrados três subtipos dessa formação que guardam



Fig.8 Interior de floresta estacional decidual no período da seca, no vale do rio Paranã, Goiás.

particularidades florísticas e estruturais entre si: as que ocorrem nas áreas de relevo plano, sobre solos mais profundos (em geral podzólicos, latossolo vermelho-escuro, terra roxa estruturada e terra roxa estruturada similar eutrófica); aquelas que ocorrem nas áreas de encosta sobre solos mais rasos, em geral litólicos, e aquelas que ocorrem em relevo mais acidentado sobre os afloramentos calcários, onde o endemismo de espécies é elevado.

Na época chuvosa a cobertura arbórea pode variar de 70 a 95% nas áreas de floresta sobre relevo plano, até 50 a 70% nas áreas calcárias, que são mais abertas. Nem sempre é possível observar um dossel fechado, mesmo nas áreas de relevo plano. A altura do dossel varia de 9m nas áreas mais acidentadas até 20m naquelas mais planas, com indivíduos emergentes que podem atingir até cerca de 30m de altura. Em geral, essas florestas apresentam baixa diversidade de epífitas.

Em termos florísticos e fisionômicos, as Florestas Deciduais estão mais associadas às Caatingas arbóreas, com espécies tidas como típicas dessa formação, tais como aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), braúna (*Schinopsis brasiliensis*), barriguda (*Cavanillesia arborea*) e ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa*). Contudo, apresenta alguma semelhança com outros tipos de vegetação adjacente dada a interpenetração de espécies de outras formações. Dentre essas se destacam, por exemplo, pau-jacaré (*Callisthene fasciculata*), mamoinha (*Dilodendron bipinnatum*), tingui (*Magonia pubescens*) e ipê-branco (*Tabebuia aurea*), presentes nos Cerrados, enquanto a copaíba (*Copaifera langsdorffii*) e o jacarandá

(*Machaerium acutifolium*) que, além do Cerrado, são encontradas também em Matas de Galeria. Na região do Vale do rio Paranã, em Goiás e Tocantins, cerca de 55% das espécies de árvores são comuns às formações de Florestas Deciduais e dos Cerrados adjacentes.

A importância dessas florestas não está na riqueza de espécies que, para padrões tropicais, não é alta, mas sim na singularidade do conjunto de espécies que as compõem, o nível de destruição que sofreram, e ainda sofrem, e a importância econômica das espécies, principalmente de árvores como a aroeira que, exploradas em larga escala, hoje estão restritas aos fragmentos.

As Matas Calcárias (Figura 9) distinguem-se na paisagem pelo seu aspecto singular, ocorrendo sobre afloramentos de rochas de calcário. São acidentadas, com topografia peculiar e apresentam estrutura diferenciada da vegetação. Ocorrem espalhadas e naturalmente isoladas, variando em tamanho de menos de um até centenas de hectares. O solo ocorre entre as fraturas e fendas das rochas, onde se estabelece a vegetação. As copas das árvores não se tocam, formando um dossel muito mais aberto que o das florestas estacionais de áreas planas. A vegetação possui grande afinidade com a Caatinga, embora seja pouco conhecida. Árvores de imbirucú (*Pseudobombax tomentosum* e *P. longiflorum*), açoita-cavalo (*Luehea divaricata*), barriguda-de-espinho (*Chorisia pubiflora*), priquiteira (*Acacia glomerosa*), jacarandá-mimoso (*Jacaranda brasiliana*), amburana-cambão (*Commiphora leptopholeos*), gonçalo-alves (*Astronium fraxinifolium*), pau-ferro (*Machaerium scleroxylon*), peroba-rosa (*Aspidosperma pyrifolium*), aroeira, barriguda, ipê-roxo e mamoinha são as mais comuns em Matas Calcárias no vale do rio Paranã^{51,52,53}.

As Matas Calcárias são abundantes nos enclaves de Florestas Deciduais, especialmente no vale do rio Paranã. Nessa região, assim como em outras, o isolamento natural das Matas Calcárias está sendo aumentado pela destruição da vegetação das áreas planas. As espécies de importância econômica que ocorrem nas Matas Calcárias, somente não são removidas pelas dificuldades que a topografia impõe ao transporte da madeira, porém, mesmo assim nas áreas menos acidentadas, alguma



Fig.9

Vista geral de grande área de afloramento de rochas calcárias, coberto por vegetação nativa, no vale do Rio Paranã, Goiás.

exploração madeireira ocorre. A extração das rochas para calcário agrícola e pavimentação de rodovias resulta na completa destruição dessas matas. As Matas Calcárias, por compartilharem parte das espécies com as Florestas Deciduais, têm importância crucial na conservação da biodiversidade, pois são reservatórios de espécies e genes.

6. Capões de Mata de Araucária nos Campos Sulinos

Os Capões são ilhas de Floresta com Araucária, ou pinheiro-do-Paraná (*Araucaria angustifolia*), isoladas naturalmente em meio aos campos sulinos. A mata dos capões apresenta altura menor que a porção contínua das florestas, com os pinheiros mais altos atingindo no máximo 15 a 18m, com um segundo estrato logo abaixo atingindo até 8m. Tal fato está relacionado à presença de solos rasos e com baixa disponibilidade de água. Os fragmentos que apresentam forma circular são denominados popularmente de capões (Figura 10). Também são comuns fragmentos acompanhando os vales dos rios (Figura 11).

Vários autores salientam que a principal causa do isolamento dessas florestas são as mudanças climáticas. Klein⁵⁴ e Bigarella⁵⁵ sugeriram a existência de dois períodos mais secos, um mais drástico no Pleistoceno e um menos intenso no Holoceno, que explicariam o predomínio das formações campestres em relação às florestas.

Estudos de palinologia revelaram que a partir de 45.000 a 33.000 anos atrás, houve um aumento na umidade e uma expansão da Floresta com Araucária no Brasil. Entre 17.000 e 13.000 anos ocorreu um clima frio e relativamente seco que causou um recuo dessas florestas. No final do Pleistoceno (13.000 a 11.000 anos atrás), houve um novo aumento de umidade e uma nova expansão das florestas com Araucária. Entre 11.000 e 8.500 anos, houve um abrupto e curto período com o retorno do clima frio e seco, ocasionando uma nova retração das florestas. Depois



Fig.10 Capão de Floresta com Araucária nos Campos de Guarapuava, Paraná.



Fig.11 Fragmentos de Floresta com Araucária na região dos campos sulinos, Paraná.

de 4.000 anos o clima retorna a ser úmido, reassumindo as condições atuais^{56,57}.

Os campos sulinos no Estado do Paraná localizam-se em altitudes mais elevadas, entre 1.100 a 1.350m, acima das Florestas com Araucária adjacentes. Nesses locais ocorrem as temperaturas mais frias do Estado, sendo freqüente a ocorrência de geadas no inverno.

Os campos ocorrem em regiões planas ou plano-deprimidas mal drenadas, em solos de arenito pobre, em solos derivados de derrames basálticos ácidos e em solos rasos e pedregosos, salientando que a fisionomia campestre é difícil de explicar com base nos parâmetros atuais do ambiente, onde ocorre um clima tipicamente florestal⁵⁸. Ou seja, existe uma tendência de expansão das Florestas de Araucária por sobre os campos⁵⁴, mas que atualmente é pouco perceptível devido à intensa atividade agropecuária que ocorre nos mesmos.

No mapeamento realizado pelo subprojeto Araucária a área dessa floresta foi estimada em 8.295.750ha, e os campos sulinos em 3.293.389ha, representando respectivamente, 41,5% e 16,5% do total da área do Estado do Paraná.

Tabela 1. Proporção de diferentes formações florestais na área de ocorrência dos campos sulinos, no Estado do Paraná.

Formações florestais	Área em ha	% da área total dos campos sulinos
Estágio sucessional inicial	140.392	4,26
Estágio sucessional médio	84.057	2,55
Estágio sucessional avançado	7.888	0,24
Predomínio de pinheiros	2.411	0,07
Reflorestamento	49.217	1,49

Nos capões as espécies arbóreas associadas ao pinheiro-do-Paraná apresentam porte baixo, atingindo até 8m de altura e entre 10 a 30cm de diâmetro. Em sua composição florística destaca-se o grande número de espécies da família Myrtaceae como maria-preta (*Blepharocalix salicifolius*), *Myrciaria tenella*, *Calyptanthus concinna*, *Campomanesia xanthocarpa* e *Myrceugenia euosma*. Além dessas, ocorrem também erva-mate (*Ilex paraguariensis*), canela (*Ocotea diospyrifoli* e *O. porosa*), *Casearia decandra*, *C. lasiophylla*, *C. obliqua*, *C. sylvestris*, *Jacaranda puberula*, *Lithraea brasiliensis*, *Nectandra grandiflora*, *N. lanceolata*, *N. megapotamica*, *Allophylus edulis*, *Cedrela fissilis*, *Cordyline dracaenoides*, *Cupania vernalis*, *Rollinia rugulosa*, e *Tabebuia alba*.

Na região dos Campos Gerais, foram identificadas nos capões as seguintes espécies⁵⁹: *Ilex dumosa*, *Gochnatia polymorpha*, *Dicksonia sellowiana*, *Ocotea puberula*, *O. porosa*, *Nectandra lanceolata*, *Miconia sinerascens*, *Gomidesia sellowiana*, *Myrceugenia euosma*, *Myrcia multiflora*, *Cupania vernalis* e *Matayba elaeagnoides*. Na região dos Campos de Curitiba, foram identificadas 95 espécies de árvores com diâmetro à altura do peito maior ou igual a 20cm⁶⁰. O pinheiro-bravo (*Podocarpus lambertii*) e a araucária foram apontadas como as espécies de maior importância na caracterização dessa formação em função, respectivamente, do grande número de indivíduos e do porte. Geralmente essas espécies ocupam o estrato superior, com altura de 11 a 20m, ou são emergentes no caso da araucária. No segundo estrato, com altura aproximada de 6 a 10m, as espécies mais comuns são *Capsicodendron dinisii*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Rapanea ferruginea*, *Pimenta pseudocaryophyllus*, *Myrcia rostrata gracilis*, *Lithraea brasiliensis* e *Myrcia obtecta*. Diferenças florísticas foram detectadas entre os capões de acordo com as condições edáficas e níveis sucessionais, sendo salientado pelos autores que a comunidade com maior diversidade na região estudada, é onde ocorre *Ocotea porosa* e outras canelas. Já as formações mais recentes são tipicamente dominadas pelo pinheiro-bravo, além de *Zanthoxylum rhoifolia* e *Eugenia hiemalis*, entre outras.

7. Efeitos da sedimentação e hidrodinâmica sobre habitats de aves limícolas migratórias no Norte do Brasil

A sedimentação em áreas costeiras muitas vezes funciona como uma fragmentação natural para os organismos que as habitam, podendo ser uma causa favorável, mas muitas vezes desfavorável para o estabelecimento das espécies. A variação no tipo de sedimento pode ser atribuída às condições energéticas locais. O mecanismo e o sentido de transporte de areia na região da praia são fortemente controlados pelo movimento das águas que, por sua vez, é consequência das correntes produzidas pelas marés e pela ação das ondas. Os ventos podem ser considerados um fator importante, pois pode causar deformidades nos níveis altos e baixos da água, na força das correntes ao longo da costa e também influenciar marcadamente no declive da praia⁶¹. A praia sofre modificações contínuas em função das condições oceanográficas, de

modo que está sempre em equilíbrio com a situação hidrodinâmica local.

A natureza do sedimento é um dos fatores mais importantes para a distribuição e abundância das espécies bentônicas. Vários autores já evidenciaram o papel fundamental da sedimentação na distribuição da endofauna. Essa constante movimentação das partículas de fundo pode tornar esse sedimento mal selecionado, ou seja, misturando areias fina, média e grossa, ocasionando baixos valores na diversidade e muitas vezes na abundância faunística, indicando que apenas algumas espécies se adaptam a esse tipo de fundo, geralmente instável. Exemplo típico desse processo de sedimentação foi observado na praia de Panaquatira em São Luís (MA) onde, provavelmente em decorrência dessa mistura de sedimentos, houve uma menor abundância de organismos bentônicos dentre todas as áreas estudadas. Além desse fator, os ambientes estuarinos ainda podem ter sua sedimentação afetada pelo transporte de sedimentos dos rios para as praias, causando um maior acúmulo de areia sobre o sedimento da praia, que pode sufocar as espécies ali existentes e expulsá-las ou mesmo extingui-las localmente.

Na praia de Goiabal, município de Calçoene (AP), foram observados padrões inesperados entre dois anos de coleta, com 919 indivíduos em 1998 e 14 em 2000. Essa grande diferença está sendo atribuída às mudanças no tipo de sedimento, que podem ter sido ocasionadas por uma grande deposição de sedimentos provenientes dos rios. Esse setor da costa sofre forte influência do rio Amazonas, para onde são carregadas grandes quantidades de sedimentos⁶². Em termos comparativos, as outras praias estudadas apresentaram maior número de indivíduos, fato que possivelmente está relacionado a uma maior estabilidade dos sedimentos nessas áreas, que são mais abrigadas e sofrem menor influência das ondas.

Os dados observados em áreas costeiras indicam que as comunidades de aves (maçaricos migratórios e residentes) tendem a seguir um padrão de distribuição em áreas de alimentação de acordo com o tipo de substrato envolvido. Devido à sua alta taxa metabólica, essas aves necessitam de um suprimento calórico quase constante, e os ambientes fornecedores de recursos alimentares (organismos bentônicos) estão localizados em alguns setores ao longo da costa entre o Maranhão e o Amapá. Portanto, considerando que a distribuição da fauna bentônica está associada à distribuição do tipo de sedimento, pode-se concluir que a distribuição espacial da avifauna costeira segue a distribuição do tipo de sedimento e, em consequência, dos recursos alimentares associados.

Existem poucos lugares onde a abundância de organismos bentônicos é suficiente para suprir a demanda energética das aves migratórias, e esses fragmentos de áreas propícias são formados em decorrência da dinâmica de marés, correntes e carreamento de nutrientes e sedimentos pelos rios. Entretanto, caso uma dessas áreas seja afetada por usos que alterem essa dinâmica natural (construção de portos, residências, fazenda camaroneira etc.), elas passarão a ser fragmentos artificiais criados por atividades antrópicas.

Em resumo, a sedimentação das praias pode ser um fator natural de fragmentação para os organismos de zonas costeiras no litoral norte do Brasil.

8. Fragmentação natural de ambientes de água doce

Entre as causas naturais da fragmentação de ecossistemas aquáticos lóticos (rios), estão incluídas as mudanças dos cursos de rios e tributários por processos erosivos e deposição de sedimentos com formação de lagoas marginais, levantamentos de crosta, falhas tectônicas e deposição de sedimentos, quedas de barreiras, atividade eólica e as pequenas represas formadas com troncos de árvores pelos castores.

Lagoas marginais (*oxbow lakes*) margeiam numerosos rios de planície nas bacias hidrográficas brasileiras, tendo um papel significativo para a biodiversidade de água doce, pois são locais de reprodução e alimentação de diversas espécies. Estas lagoas podem apresentar alta conectividade com o sistema original (o rio) em função do relevo, distância e da magnitude do pulso de inundação. São exemplos destes ecossistemas as lagoas marginais da bacia do rio Amazonas e do rio Paraná e as baías do Pantanal Mato-grossense. A [Figura 12](#) ilustra as lagoas marginais em forma de ferradura na planície de inundação do rio Mogi-Guaçu (SP).

O maior distrito de lagos naturais do sudeste brasileiro, o sistema de lagos do Vale do rio Doce (MG), originou-se naturalmente por processos de levantamentos de crosta e barramentos de tributários por processos sucessivos de erosão e deposição dos sedimentos. Este tipo de fragmentação natural geralmente origina lagos com baixa conectividade. Em virtude do relevo acidentado, oriundo dos processos tectônicos, ocorre isolamento geográfico, surgimento de novas espécies e alguns endemismos.

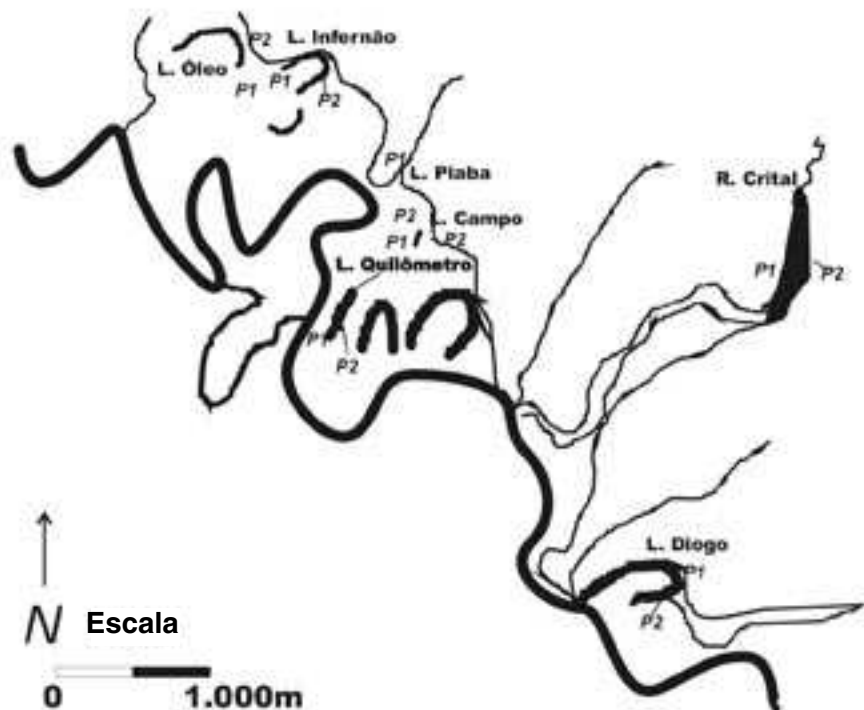


Fig.12 Exemplo de formação de lagoas marginais pelas mudanças de curso do rio Mogi-Guaçu na bacia do Alto rio Paraná

9. Recomendações

- a. Fragmentos naturais devem ser claramente diferenciados de fragmentos antrópicos na definição e implementação de políticas públicas de conservação;
- b. Alguns fragmentos naturais constituem áreas prioritárias para conservação porque contêm espécies endêmicas e populações diferenciadas;
- c. Fragmentos naturais devem ser preservados como fragmentos e não devem ser conectados, pois a interligação poderia destruir a estrutura populacional e causar extinções locais;
- d. Na preservação de fragmentos naturais é importante considerar o uso e conservação do solo no entorno (matriz);
- e. A estrutura e a dinâmica da biota de fragmentos naturais necessitam de estudos mais detalhados visando à identificação de áreas prioritárias para conservação.

Referências bibliográficas

1. CERQUEIRA, R., 1982, South American Landscapes and their Mammals, pp. 53-76. In: M. A. Mares & H. H. Genoways. (eds.) *Mammalian Biology in South America*. Special Publications Series, Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh.
2. CERQUEIRA, R., 1985, The distribution of *Didelphis* (Poliprotodontia, Didelphidae) in South America. *Journal of Biogeography*, 12: 135-145.
3. CERQUEIRA, R., 1995, Determinação de Distribuições Potenciais de Espécies, pp: 141-161. In: P. Peres-Neto, J.L. Valentin, & F.A.S. Fernandes (eds.) *Oecologia Brasiliensis*, Vol. II: Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
4. CERQUEIRA, R., 2000, Biogeografia das Restingas. In: Esteves, F. A. & Lacerda, L.D. (eds.) *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. NUPEM/ UFRJ, Macaé, pp: 65-75.
5. CERQUEIRA, R., MARROIG, G. & PINDER, L., 1998, Marmosets and Lion-tamarins distribution (Callitrichidae, Primates) in Rio de Janeiro, South-eastern Brazil. *Mammalia*, 62: 213-226.
6. LARA, M. C. & PATTON, J. L., 2001, Evolutionary diversification of spiny rats (genus *Trinomys*, Rodentia: Echimyidae) in the Atlantic Forest of Brazil. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 130: 661-686.
7. MARROIG, G. & CERQUEIRA, R., 1997, Plio-Pleistocene South America history and the Amazon Lagoon hypothesis: a piece in the puzzle of Amazonian diversification. *Journal of Comparative Biology*, 2: 103-119.
8. VANZOLINI, P.E., 1970, *Zoologia Sistemática, Geografia e a origem das espécies*. IG/USP, São Paulo.
9. GRELE, C. E.V., FONSECA, G. A. B., FONSECA, M. T. & COSTA, L. P., 1999, The question of scale in threat analysis: a case study with Brazilian mammals. *Animal Conservation*, 2: 149-152.

10. COLTRINARI, L., 1993, *Global Quaternary changes in South America. Global and Planetary Change*, 7: 11-23.
11. RAPOPORT, E. H., 1982, *Areography: Geographical Strategies of Species*, Pergamon Press, Oxford, 269 p.
12. BEHLING, H., 1998, Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. *Review of Paleobotany and Palynology*, 99: 143-156.
13. BEHLING, H. & LICHTER, M., 1997, Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. *Quaternary Research*, 48: 348-358.
14. SAFFORD, H. D., 1999, Brazilian Páramos. I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. *Journal of Biogeography*, 26: 693-712.
15. GRELE, C. E. V., 2000, *Areografia dos Primatas da Mata Atlântica*. Tese de Doutorado, Museu Nacional, UFRJ, 150 p.
16. VAN DER HAMMEN, T., 1974, The Pleistocene changes of vegetation and climate in tropical South America. *Journal of Biogeography*, 1: 3-26.
17. WEBB, R. S., RIND, D. H., LEHMAN, S. J., HEALY, R. J. & SIGMAN, D., 1997, Influence of ocean heat transport on the climate of the last Glacial Maximum. *Nature*, 385: 695-699.
18. CLAPPERTON, C. M., HALL, M., MOTHESE, P., HOLE, M. J., STILL, J. W., HELMENS, K. F., KURY, P. & GEMMEL, A. M., 1997, A Younger Dryas Icecap in the Equatorial Andes. *Quaternary Research*, 47: 13-28.
19. EBERT, H., 1960, Novas observações sobre a Glaciação Pleistocênica na Serra de Itatiaia. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 32: 51-73.
20. GEISE, L., 1995, *Os roedores Sigmodontinae (Rodentia, Muridae) do Estado do Rio de Janeiro*. Sistemática, Distribuição e Variação Geográfica. Tese de Doutorado, Departamento de Genética, IB, UFRJ, 389 p.
21. BONVICINO, C. R., LANGGUTH, A. B., HERSKOVITZ, P. & PAULA, A. C., 1997, An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, South eastern Brazil. *Mammalia*, 61: 547-560.
22. FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INPE & INSTITUTO SÓCIO AMBIENTAL, 1998, *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995*. SOS Mata Atlântica, São Paulo, 54 p.
23. MYERS, N. & KNOLL, A. H., 2001, The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of National Academy of Sciences, USA*, 98: 5389-5392.
24. PIRES, J. M., 1973, Tipos de vegetação da Amazônia. *Publicações Avulsas do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 20: 179-202.
25. DUCKE, A., & G. BLACK, 1953, Phytogeographical notes on the Brazilian Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 25: 1-46.
26. PIRES, J. M., AND G. T. PRANCE, 1985, The vegetation types of the Brazilian Amazon, pp. 109-145. In: G.T. Prance & T.E. Lovejoy (eds.), *Key Environments: Amazonia*, Pergamon Press, Oxford.
27. EITEN, G., 1978, Delimitation of the Cerrado concept. *Vegetatio*, 36: 169-178.
28. HAFFER, J., 1987, Quaternary history of tropical America, pp. 1-18. In: .Whitmore, T.C. & Prance, G.T. (eds.) *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*: Clarendon Press. Oxford.
29. COLE, C. J., & H. C. DESSAUER, 1993, Unisexual and bisexual whiptail lizards of the *Cnemidophorus lemniscatus* complex (Squamata: Teiidae) of the Guiana region, South America, with descriptions of new species. *American Museum Novitates*, 3081: 1-30.

30. COLE, C. J., H. C. DESSAUER, & A. L. MARKEZICH, 1993, Missing link found: the second ancestor of *Gymnophthalmus underwoodi* (Squamata: Teiidae), a South American unisexual lizard of hybrid origin. *American Museum Novitates*, 3055: 1-13.
31. ALMEIDA JR., J. M. G. (ed.), 1986, Carajás: *Desafio Político, Ecologia e Desenvolvimento*. Editora Brasiliense S.A. e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, São Paulo.
32. SILVA, M. F. F., 1988, *Aspectos Ecológicos da Vegetação que Cresce sobre Canga Hematítica em Carajás-PA* Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Fundação Universidade do Amazonas, Manaus.
33. MAYO, S.J. & FEVEREIRO, V.P.B., 1982, *Mata de Pau Ferro - a pilot study of the Brejo forest of Paraíba, Brazil*. Royal Botanic Gardens, Kew.
34. VANZOLINI, P. E , 1981, A quasi-historical approach to the natural history of the differentiation of reptiles in tropical geographic isolates. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 34:189-204.
35. ANDRADE-LIMA, D., 1982, Present-day forest refuges in Northeastern Brazil, pp. 245-251. In: G. T., Prance (ed.). *Biological diversification in the tropics*. New York, Columbia University Press.
36. MALTBY, E. 1990. *Wetlands - Their status and role in the biosphere. Plant Life Under Oxygen deprivation*. SPB Academic Publishers, The Hague, p. 3-21.
37. ASELMANN, I. & CRUTZEN, P. J., 1989, Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their net primary productivity, seasonality and possible methane emission. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 8:307-358.
38. WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE, 1992, *Global biodiversity - status of the earth living resources*. Chapman & Hall, London, p. 594.
39. TONIATO, M. T. Z., LEITÃO-FILHO, H. F. & RODRIGUES, R. R., 1998, Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 21(2): 197-210.
40. IVANAUSKAS, N. M., RODRIGUES, R. R. & NAVE, A. G., 1997, Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de espécies. *Revista Brasileira de Botânica*, 20(2):139-153.
41. MILARÉ, E., 1991, *Legislação ambiental no Brasil*. Edições APMP. Série: Cadernos informativos.
42. CÂMARA, I. G., 1991, Plano de ação para a Mata Atlântica. p. 17-43.
43. SCARANO, F. R., RIBEIRO, K. T., MORAES, L. F. D. & LIMA, H. C., 1997, Plant establishment on flooded and unflooded patches of a freshwater swamp forest in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 793-803.
44. SCARANO, F. R., RIOS, R. I. & ESTEVES, F. A., 1998, Tree species richness, diversity and flooding regime: case studies of recuperation after anthropic impact in brazilian flood-prone forests. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 24: 223-235.
45. IBDF, 1981, *Plano de Manejo da Reserva Biológica de Poço das Antas*. Documento técnico no 10, Ministério da Agricultura, Brasília.
46. CARVALHO, F. A., BRAGA, J. M. A., RODRIGUES, P. P. & NASCIMENTO, M. T., 2000, Distribuição e densidade de lianas em áreas de borda e interior em dois fragmentos de Mata Atlântica de baixada periodicamente alagada na Rebio Poço das Antas, RJ. *Anais do 6º Simpósio e Congresso Internacional sobre Florestas - FOREST*, Porto Seguro-BA, 101-102.

47. KELLMAN, M., TACKABERRY, R. & RIGG, L., 1998, Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. *Journal of Applied Ecology*, 35:195-206.
48. RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T., 1998, Fitofisionomias do Bioma Cerrado, p.89-152. In: S.M. Sano & S.P. Almeida (eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA-CPAC, Planaltina-GO.
49. OLIVEIRA-FILHO, A. T. & RATTER, J. A., 1995, A study of the origin of central brasilian forest by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany*, 52: 141-194.
50. PRADO, D. E. & GIBBS, P. E., 1993, Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 80, 902-927.
51. SILVA, L. A., & SCARIOT, A., 2002a, Comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário na Bacia do Rio Paranã. *Revista Árvore* (no prelo).
52. SILVA, L. A., & SCARIOT, A., 2002b, Estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos - Go, Bacia do Rio Paranã). *Acta Botanica Brasílica* (no prelo).
53. SILVA, L. A., & SCARIOT, A., 2002c, Levantamento da estrutura arbórea em uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário. *Revista Árvore* (no prelo).
54. KLEIN, R.M., 1984, Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. *Sellowia*, Itajaí, 36 p.5-54.
55. BIGARELA, J.J.; ANDRADE-LIMA, D. & RIEHS, P.J., 1975, Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de algumas espécies vegetais e animais do Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 47:411-64.
56. LEDRU, M.P.; BRAGA, P. I. S.; SOUBIES, F.; FOURNIER, M.; MARTIN, L.; SUGUIO, K.; TUERCQ, 1996, The last 50,000 years in the Neotropics (Southern Brazil): evolution of vegetation and climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 123:239-257.
57. LEDRU M.P., 1993, Late quaternary environmental and climatic changes in central Brazil. *Quaternary Research*, 39, 90-98.
58. LEITE, P. F., 1994, As diferentes unidades fitoecológicas da região sul do Brasil - proposta de classificação. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
59. MORO, R. S.; ROCHA, C. H.; TAKEDA, I. J. M.; KACZMARECH, R., 1996, Análise da vegetação nativa da bacia do Rio São Jorge. *Publicação UEPG – Ciências Biológicas e da Saúde*, n.2, v.1, p. 33-56.
60. ZILLER, S. R. 1993, *As Formações Vegetais da Área de Influência do Futuro Reservatório do Rio Iraí Piraquara / Quatro Barras - PR*. Curitiba, Relatório Técnico, 93 p.
61. GIANUCA, N. M., 1983, A preliminary account of the ecology of sandy beaches in Southern Brazil. In: Mclachlan, A. & Erasmus, T. (eds.) *Sandy beaches as ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers, Boston, pp. 413-419.
62. GIBBS, R. J., 1970, The suspended material of the Amazon shelf and tropical Atlantic Ocean. *Marine Science*, 4: 203-210.

3

CAUSAS ANTRÓPICAS

Judith Tiomny Fizon e
Nilson de Paula Xavier Marchioro
Ricardo Miranda de Britez
Diogo de Carvalho Cabral
Nazira C. Camely
Vanessa Canavesi
Paulo Roberto Castella
Ernesto B. Viveiros de Castro
Laury Cullen Junior
Mauricio Borges Sampaio Cunha
Evandro Orfanó Figueiredo
Idésio Luis Franke
Herbert Gomes
Laura Jane Gomes
Vera Helena Vieira Hreisemnou
Elena Charlotte Landau
Sandra Maria Faleiros Lima
Ana Tereza Lyra Lopes
Eduardo Mariano Neto
Ana Lucia de Mello
Luís Cláudio de Oliveira
Katia Yukari Ono
Nadia Waleska Valentim Pereira
Aníbal dos Santos Rodrigues
Antônio Augusto Ferreira Rodrigues
Carlos Ramon Ruiz
Luiz Fernando G. Leandro dos Santos
Welber Senteio Smith
Cimone Rozendo de Souza

Introdução

Os efeitos dos processos de perda e de fragmentação de habitats não podem ser totalmente compreendidos e controlados pelas abordagens biológicas. O efeito do padrão histórico e a configuração atual da ocupação, bem como suas características socioeconômicas resultaram em pressões e, simultaneamente, em medidas conservacionistas, intencionais ou não, que contribuíram para a atual configuração da paisagem.

A identificação dos fatores antrópicos que interferem no processo de fragmentação ambiental não é tarefa fácil. Quando o objetivo de prever e avaliar as suas conseqüências, defronta-se com poucas bases empíricas em escalas compatíveis com os fenômenos que são observados e com a pouca prática do monitoramento permanente. Esta situação gera suposições frágeis, com baixa confiabilidade teórica e empírica, não se constituindo em um apoio seguro às decisões de formulação e implementação de políticas públicas.

Essa preocupação é evidente para Dias (2001)¹, ao sugerir que o monitoramento da biodiversidade deve incluir os principais fatores impactantes oriundos da intervenção humana, tais como a perda e fragmentação dos habitats, a introdução de espécies e doenças exóticas, uso de híbridos e monoculturas na agroindústria e na pecuária, crescimento acelerado das populações humanas, a distribuição desigual da propriedade, políticas econômicas e sistemas jurídicos inadequados e insuficiência de conhecimentos para a conservação ambiental. Não obstante, resta o desafio de definir como incluir esses fatores em uma análise cientificamente embasada, evitando cair em mitos e em simplificações das relações causa-efeito de pequena sustentação empírica.

Há um amplo rol de fatores impactantes no processo de fragmentação. O presente capítulo ateu-se, exclusivamente, aos fatores identificados e estudados pelos subprojetos do Programa de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – Probio, nas regiões Norte, Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil. Não obstante, não se sabe quais impactos que a maior parte desses fatores geram e, quando são conhecidos, não há propostas definidoras de níveis desejáveis/aceitáveis para aceitá-los ou rejeitá-los, exceto nos casos limite em que se extingue uma espécie.

Foram abordados diversos aspectos dos efeitos de atividades antrópicas. Algumas abordagens tiveram caráter genérico tal como a preocupação com a introdução, deliberada ou não, de espécies exóticas silvestres e domésticas, plantas para cultivo e ornamentação, agentes biológicos para controle de pragas, comensais e parasitas indesejáveis que vêm alterando as biotas nativas. Outras abordagens se ativeram às observações relacionadas a um bioma estudado ou, mais especificamente, a uma área geográfica que foi objeto do estudo empírico.

Deve-se reconhecer que ainda são necessários diversos estudos que permitam não apenas identificar, mas também, quantificar e qualificar os impactos antrópicos. Só assim será possível delinear limites aceitáveis/desejáveis das perturbações decorrentes das atividades desenvolvidas pela sociedade humana, viabilizando o apoio às decisões de implantação de políticas públicas de manejo ambiental sustentável.

Alguns dos principais fatores antrópicos identificados que desencadearam a devastação das florestas nativas foram a caça, exploração agropecuária, queimadas, extração vegetal, lazer, urbanização e a implantação de infraestrutura de transportes, energia e saneamento. Em quase todos eles foram identificados vínculos com atividades e políticas econômicas ou então, se constituem como estratégias de sobrevivência frente às adversidades destas. Esses levantamentos permitiram perceber que os diferentes estágios de fragmentação são decorrentes dos diferentes padrões de desenvolvimento social e econômico nacionais, regionais e locais.

1. As causas antrópicas da fragmentação: um breve histórico

Uma recuperação histórica do processo de fragmentação de origem antrópica permite identificar alguns dos principais fatores que desempenharam papel importante na atual configuração dos remanescentes florestais.

O primeiro marco do processo de fragmentação ocorreu por volta de 500 anos atrás com a conquista desse continente pelos europeus. A partir daí, as atividades socioeconômicas têm orientado a ocupação de áreas de florestas. Este processo, porém, não se deu de forma homogênea, podendo-se identificar claras diferenças regionais quanto à intensidade e à velocidade do desmatamento. Inicialmente, a principal ação humana de degradação florestal consistiu na extração de madeiras como o pau-brasil, para o comércio ou simplesmente a derrubada da floresta para uso na estruturação das vilas e ocupação da então colônia (fonte energética e de material para construção).

Depois disso, a localização e a velocidade dos desmatamentos passou a se confundir com as demandas decorrentes dos ciclos econômicos. A produção de cana-de-açúcar, a busca por ouro, o cultivo do café e as atividades pecuárias impulsionaram a ocupação da área originalmente coberta pela Mata Atlântica, que hoje se estima não passar de 5% da cobertura original². Em 1993, estimava-se que, por ano, eram explorados cinco milhões de hectares para a produção de madeira e celulose e oito milhões de hectares por ano davam lugar aos cultivos agrícolas³. A atração populacional gerada pelo desenvolvimento das atividades econômicas acentuou a devastação da Floresta Atlântica. O crescimento demográfico e das cidades na região Sudeste durante o século XIX foi notável, nessa região em 1808 havia cerca de um milhão de pessoas, oito anos depois, essa população era de 6,4 milhões. As cidades ocuparam o lugar das florestas que foram consumidas para a geração de energia e implantação da infra-estrutura urbana. A população brasileira que ocupa as áreas onde originalmente havia Mata Atlântica triplicou na segunda metade do século XX, como pode ser evidenciado na [Figura 1](#).

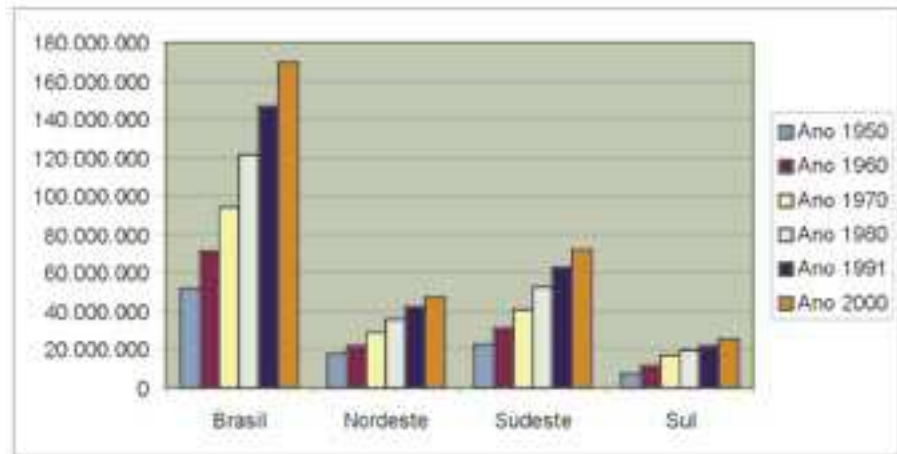


Fig.1 Crescimento populacional do Brasil e das regiões Nordeste, Sudeste e Sul. Fonte: IBGE Censo Demográfico 2002⁴.

Neste processo de crescimento populacional a implementação e manutenção da infraestrutura produtiva, especialmente a construção de estradas, a geração de energia, o fornecimento de água e o estabelecimento de sistemas de comunicação, têm sido elementos fundamentais no direcionamento da perda de florestas. As mudanças ocorridas na ocupação do solo e, conseqüentemente, na paisagem no extremo sul da Bahia em razão da construção de estradas, ilustram o processo de fragmentação regional (Figura 2). Em 1945 os maiores desmatamentos se concentravam na desembocadura dos principais rios, devido às características que favoreciam o povoamento do litoral. Em 1960 com o avanço da pecuária, o processo de fragmentação ainda se mantinha restrito à área costeira e próximo do limite com Minas Gerais. Um levantamento realizado em 1974 revela que cerca de 40% das florestas existentes em 1960 foram destruídas com a construção da rodovia BR 101 e a instalação de pólos madeireiros nas cidades situadas ao longo desta. Até 1990, a região já tinha perdido 94% da cobertura florestal observada em 1945⁵.

A conquista de terras para a agricultura é outro fator que tem ameaçado um vasto patrimônio natural e, em certos casos, como nas Florestas de Araucária no Paraná, tem causado a extinção de espécies da flora e da fauna. Originalmente a Floresta Ombrófila Mista, ou Floresta com Araucária cobria 145 municípios, totalizando mais de 8 milhões de hectares, ou 41,5% da superfície do Estado⁶.

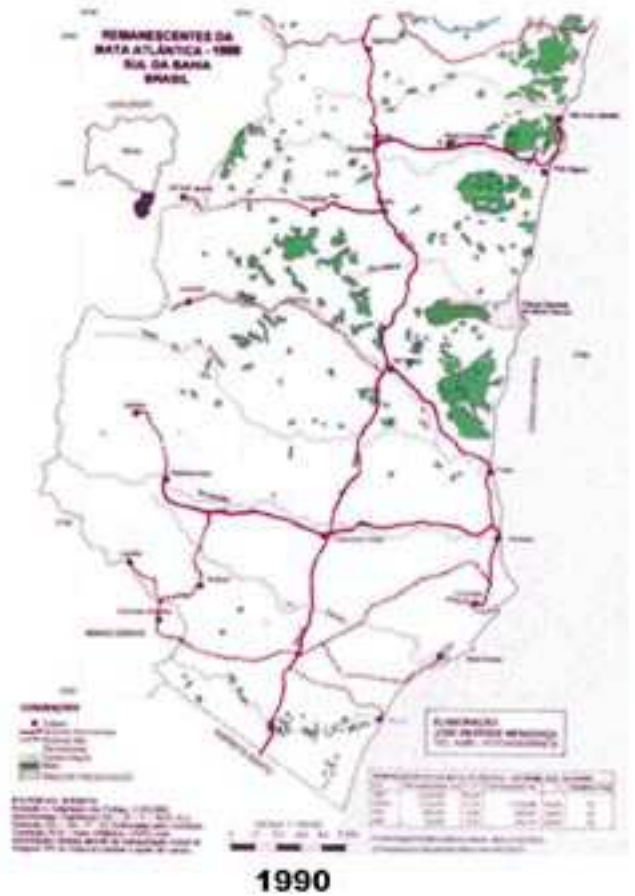
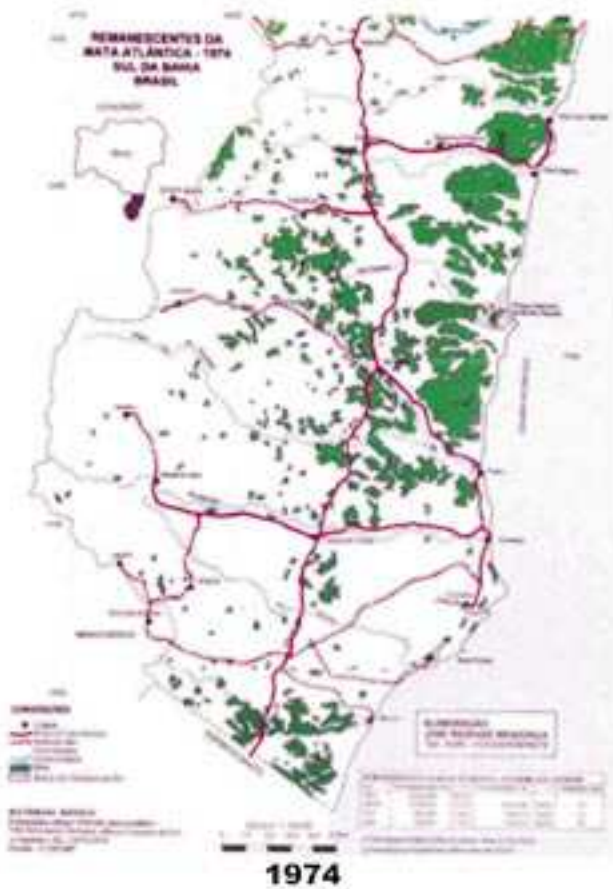


Fig.2 Evolução da fragmentação da Mata Atlântica nas últimas décadas no Extremo Sul do Estado da Bahia.
 Fonte: MENDONÇA, J. R. et al, 1994⁵

Historicamente, essa região foi ocupada pela agricultura familiar, cuja organização e exploração tradicional da terra mantém vínculos e interações que garantem, ainda hoje, a conservação de remanescentes do bioma original. A partir do início da década de 70, o processo de mecanização agrícola suprimiu quase totalmente essa exploração tradicional, que somente predomina na região centro-sul do Paraná, que não por mera coincidência é onde se encontra a mais extensa área de cobertura florestal no Estado. A [Figura 3](#) apresenta a área dos remanescentes nos municípios em relação à área total do mesmo.



Fig.3 Área dos municípios paranaenses cobertas por remanescentes da floresta com Araucária em relação à sua área total.

Mais da metade dos municípios têm menos de 20% da sua área coberta por remanescentes florestais nativos. Isso indica que a maioria dos estabelecimentos agrícolas possui menos de 20% de cobertura florestal nativa, o que contraria o estabelecido pelo Código Florestal.

Os processos socioeconômicos que geraram o atual nível de fragmentação na Mata Atlântica vêm se repetindo na Amazônia, cuja ocupação caracteriza-se por dois momentos distintos. O primeiro marcou a fase da conquista, defesa e exploração, quando os colonizadores portugueses utilizaram mão-de-obra indígena que buscava na mata as *drogas-do-sertão*. Os recursos econômicos obtidos foram utilizados para o desenvolvimento e ocupação dos novos espaços, assegurando à região as condições iniciais de organização do território por intermédio da fundação dos primeiros núcleos urbanos. O segundo momento da intensa exploração da borracha extraída da seringueira (*Hevea brasiliensis*) que, por sua valorização crescente no mercado externo, desencadeou um desenvolvimento econômico sem precedentes, e a conseqüente expansão regional do Ciclo da Borracha. Até meados

da década de 70, a base do setor produtivo da região encontrava-se intimamente ligada ao extrativismo da borracha e, em menor grau, da castanha.

A partir da década de 70, as políticas públicas que passaram a orientar mais fortemente a ocupação regional, por intermédio da denominada *Operação Amazônica*, causaram profundas transformações socioeconômicas. Vários programas de desenvolvimento concebidos pelo Governo Federal incentivaram a implantação de grandes rodovias que serviram de estímulo à entrada de migrantes e de capital na exploração mineral, pecuária e florestal.

A formulação e execução de políticas direcionadas à região Amazônica por órgãos federais e regionais como o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária - INCRA, Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal - IBDF, Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia - SUDAM, Banco da Amazônia - BASA, Superintendência da Zona Franca de Manaus - SUFRAMA, Superintendência do Desenvolvimento da Borracha - SUDHEVEA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, Ministério das Minas e Energia e as Forças Armadas, exerceram papel preponderante na transformação dos cenários socioeconômicos e ambientais, orientando o desmatamento na área. São exemplos os Programa de Integração Nacional - PIN, o Programa de Redistribuição de Terras e Estímulo à Agroindústria do Norte e do Nordeste - PROTERRA, o Programa Nacional de Incentivo à Produção de Borracha Natural - PROBOR, o Programa de Pólos Agropecuários e Agrominerais da Amazônia - POLAMAZÔNIA, o Programa Integrado de Desenvolvimento do Noroeste do Brasil - POLONOROESTE e o Programa de Desenvolvimento Rural Integrado - PDRI, todos estruturados em consonância com as orientações dos Planos Nacionais de Desenvolvimento (PND I, II e III) e Planos de Desenvolvimento da Amazônia (PDA I e II). A implantação de um moderno sistema hidroviário, como o grande porto graneleiro de Porto Velho no rio Madeira, pode gerar novas transformações nas relações produtivas na Amazônia Ocidental.

Da mesma forma, a fração costeira da Amazônia, que se estende do Maranhão até o Amapá vem sendo, nos últimos anos, submetida a uma intensificação no uso do território, sugerindo que a expansão da ocupação humana, que já foi devastadora em outras partes da costa brasileira, está efetivamente alcançando essa área. O efeito da fragmentação de áreas úmidas para as populações de aves limícolas migratórias intercontinentais, permite levantar futuras conseqüências negativas (ver Capítulo 6: Aves e Capítulo 11: Genética de Populações Naturais). O desenvolvimento turístico na zona costeira, materializado na construção de estradas, hotéis, residências, bares e restaurantes provocaram o aterramento de partes do manguezal, atuando como fator de fragmentação da praia, mangue e restinga.

A barragem de rios também tem gerado o aparecimento de diferentes tipos de fragmentos em ecossistemas aquáticos. Tais empreendimentos iniciaram-se no Brasil no fim do século XIX e início do XX. Seu auge ocorreu entre as décadas de 60 e 80, quando a construção de inúmeras represas para geração de energia, de abastecimento de água e de aproveitamento múltiplo, teve importante papel no crescimento econômico do país. Essas barragens acarretaram inúmeras modificações nas características naturais dos rios e também nas comunidades biológicas (ver Capítulo 8: Organismos Aquáticos).

2. Processos migratórios e de adensamento populacional

A população brasileira, ao mesmo tempo em que vem reduzindo seu ritmo de crescimento vegetativo, concentra-se cada vez mais nas áreas urbanas. Os únicos estados brasileiros que não tiveram uma redução da população residente em área rural foram Rondônia, Acre, Amazonas, Roraima, Sergipe, São Paulo e o Distrito Federal. Este processo de urbanização – promovido em parte pelos fluxos migratórios inter e intra-regionais, em parte pela própria dinâmica sócio-espacial do ambiente urbano – tem gerado pressões sobre os fragmentos florestais localizados nas áreas de influência das cidades em expansão, processo notório na Mata Atlântica.

Algumas regiões têm atraído migrações humanas por meio de incentivos financeiros e de projetos de desenvolvimento e de assentamento, como ocorre, de um modo geral, na região Norte do país, onde esse movimento tem tido forte influência na fragmentação dos ecossistemas. Entre a década de 70 e o início do século XXI, a população brasileira cresceu 79%. A Tabela 1 mostra que no mesmo período a Amazônia, a região Norte, o Acre e o sudeste acreano cresceram 155%, 208%, 159% e 203%, respectivamente. Esse incremento populacional acima da média nacional foi decorrente da política de ocupação e integração dessa região, onde a criação de centenas de assentamentos rurais serviu de forte atração para migrantes provenientes do centro-sul e nordeste.

Tabela 1. População Total – 1970-2000

Ano	Localidade				
	Brasil	Amazônia*	Norte	Acre	Sudeste-AC
1970	94.508.583	7.721.715	4.188.313	215.299	132.085
1980	121.150.573	11.531.167	6.767.249	301.303	195.521
1991	146.917.459	16.077.945	10.257.266	417.165	295.470
1996	157.070.163	18.746.274	11.288.259	483.593	346.203
2000	169.590.693	19.660.989	12.893.561	557.226	399.904

Fontes: MARTINELLO, P., 1985⁷; RANCI, C. M. D., 1992⁸; ACRE, 2000⁹; IBGE, 2002¹⁰.

* Corresponde a Amazônia Legal, composta dos Estados do Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins, Mato Grosso e Maranhão.

Os movimentos migratórios que até a década de 70 dependiam da via fluvial, passaram gradativamente, a ser facilitados pela expansão da malha rodoviária da região. Um bom exemplo de influência da estrutura viária pode ser observado pelo padrão de ocupação do Estado do Acre. Enquanto no sudeste acreano a abertura de estradas como a BR-364 (Rio Branco-Porto Velho-Cuiabá-Brasília) e a BR-317 (Rio Branco-Xapuri-Brasília) favoreceu a intensificação do contato com frentes demográficas externas, o oeste do Estado, por não contar com estradas transitáveis, permaneceu quase inacessível à migração¹¹.

A facilidade de acesso para o escoamento da produção agropecuária permitiu que os proprietários das terras, madeireiros e colonos partissem para a exploração indiscriminada das florestas existentes ao longo das rodovias BR-364 e BR-317. O recente asfaltamento parcial deste sistema viário faz supor que haverá um aumento da pressão antrópica sobre os recursos naturais no sudeste acreano.

A urbanização da população na Amazônia vem se dando de modo mais lento do que o observado no restante do Brasil. Até 1970 a população da região localizava-se majoritariamente na zona rural, quando a maioria da população brasileira já vivia em área urbana. A partir da década de 80 vem predominando a população urbana que já correspondia em 2000, a 68% da população da região. Os conflitos fundiários pela posse da terra, a crise no extrativismo da borracha e as dificuldades de produção enfrentadas nos projetos de colonização, respondem pela maior parte do êxodo rural na região.

A atração de fluxos migratórios não se dá apenas por intermédio de políticas nacionais e regionais. Devido às suas especificidades, às políticas de assentamento rural e de incentivo ao turismo, algumas localidades vêm atraindo migrantes e mantendo um crescimento populacional diferenciado da tendência nacional observada. Essa concentração populacional influencia não só os processos de fragmentação como também os padrões de ocupação do entorno dos fragmentos e, conseqüentemente, nos perfis de pressão antrópica exercidos sobre eles.

O desenvolvimento do Projeto Fragmentação Sutil permitiu perceber que esse fenômeno tem repercussões diferentes em localidades distintas, como pode ser observado em dois municípios do Estado do Rio de Janeiro. O crescimento da população urbana nos municípios de Guapimirim e de Cachoeiras de Macacu foi bem maior do que o verificado tanto no Brasil quanto no Estado do Rio de Janeiro, como pode ser visto na Figura 4. A população urbana de Guapimirim aumentou em quase 40% na última década, e a de Cachoeiras de Macacu em cerca de 28%, enquanto a população brasileira cresceu menos de 16%. O crescimento da população rural de Guapimirim foi de 30% enquanto em Cachoeiras de Macacu esta foi reduzida em quase 10%.

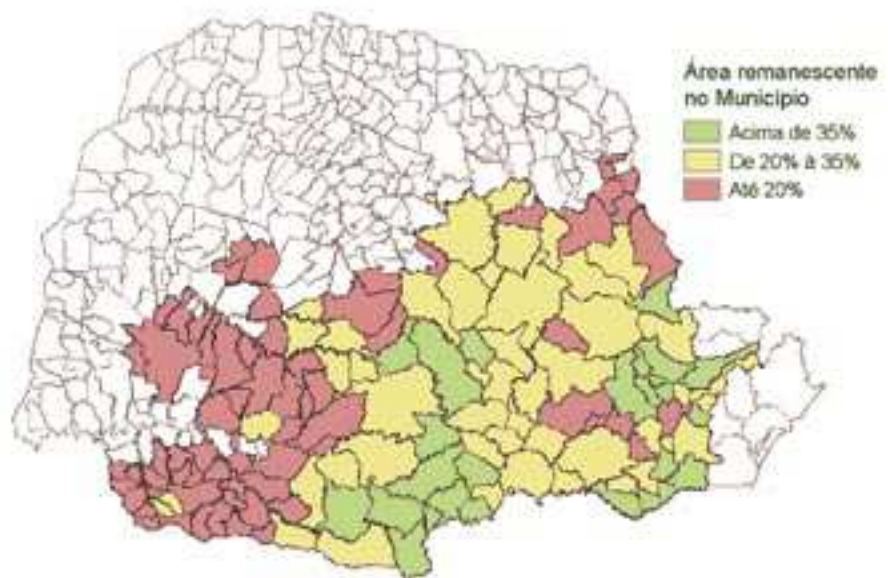


Fig.4 Crescimento demográfico rural e urbano no Brasil, Rio de Janeiro e municípios de Guapimirim e Cachoeiras de Macacu, RJ em 1991 e 2000. Fonte: IBGE - Censo Demográfico 2002⁴.

Guapimirim faz parte da Região Metropolitana do Rio de Janeiro e conta com bons acessos viários para a região. Cerca de 45% do seu território é ocupado por Unidades de Conservação, sendo frequentemente denominado de *Município Ecológico*, fato que funciona como um forte atrativo de pessoas da Região Metropolitana que buscam residências destinadas ao lazer e recreação. O crescimento de residências de uso ocasional gera uma demanda por serviços e mão-de-obra relacionada às atividades de construção, manutenção, conservação e segurança, atraindo um contingente populacional proporcionalmente grande, tanto para a área urbana quanto rural do município.

Uma estimativa da influência da pressão exercida por esta população pode ser obtida pelo número de domicílios de ocupação ocasional. A [Figura 5](#) mostra que a proporção de domicílios de uso ocasional na área urbana, tanto em Guapimirim quanto em Cachoeiras de Macacu, é bem maior do que a observada no Estado do Rio de Janeiro. A Secretaria de Turismo de Guapimirim estima que cerca de 3.000 das residências existentes no município são utilizadas para o lazer. A [Figura 6](#) ilustra esta tendência em relação à área rural.

As Unidades de Conservação que abrangem terras do município de Guapimirim como o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e a Estação Ecológica Estadual do Paraíso, onde se localiza o Centro de Primatologia do Rio de Janeiro, ainda têm questões de regularização fundiária a serem resolvidas, pois parte de suas terras ainda estão sob domínio privado e, portanto, sujeitas à ocupação por residências destinadas ao lazer.

Na área rural desses dois municípios têm ocorrido muitas transferências de propriedade. Em muitos casos o novo uso também é vinculado ao lazer, sendo observado que os novos proprietários destinam a residência original da propriedade aos caseiros e constroem novas casas para uso próprio, localizando-as nas proximidades dos fragmentos. É necessária orientação desse crescimento municipal, minimizando a pressão antrópica no entorno dos remanescentes florestais e gerando condições mais favoráveis de sustentabilidade ambiental.

O adensamento populacional tem atuado também de forma drástica na fragmentação de áreas costeiras no Amapá, Pará e Acre devido ao

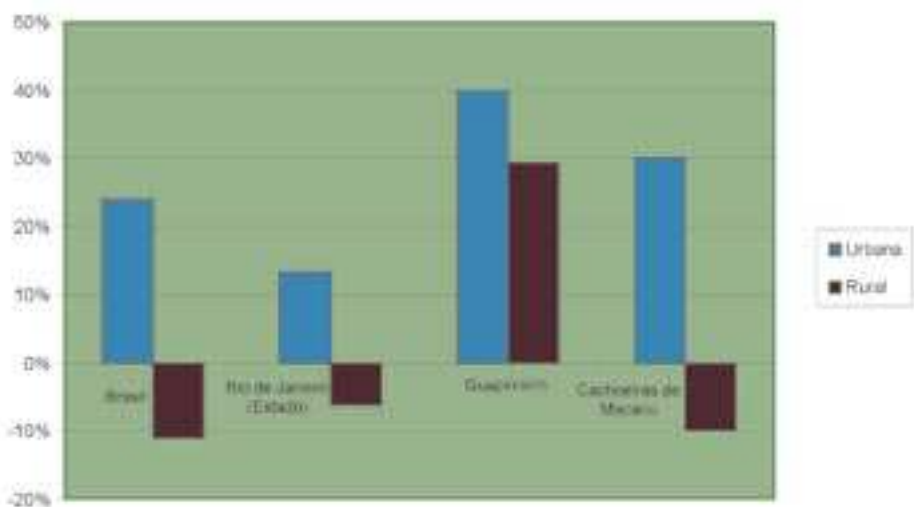


Fig.5 Distribuição dos domicílios urbanos por categoria de ocupação no Estado do Rio de Janeiro e nos municípios de Cachoeiras de Macacu e Guapimirim
Fonte: IBGE - Censo Demográfico 2002⁴.

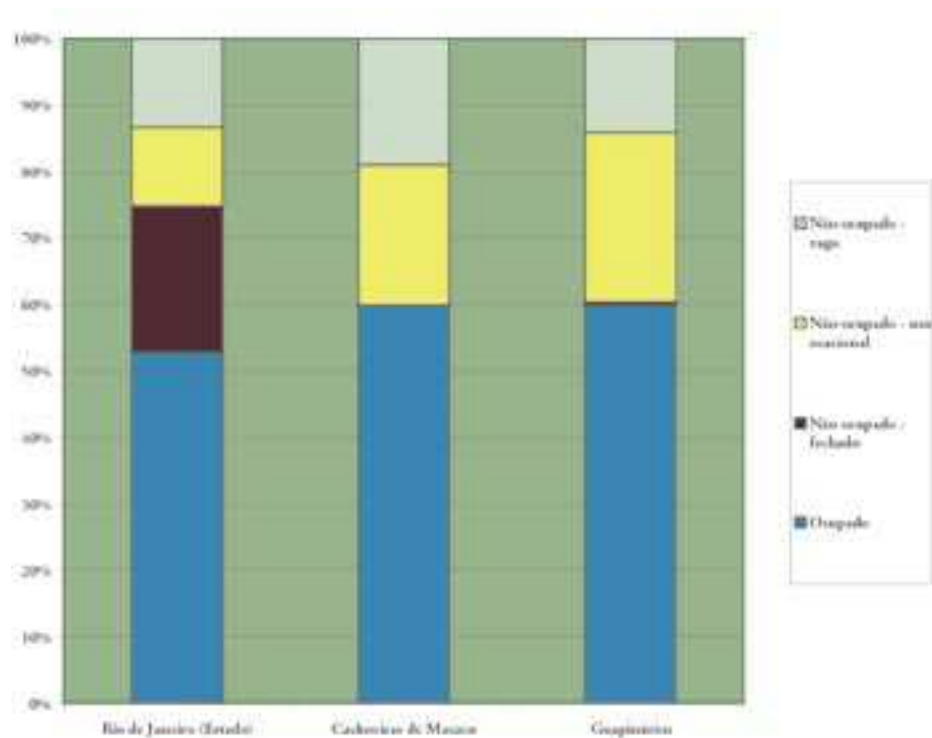


Fig.6

Distribuição dos domicílios rurais por categoria de ocupação
 Fonte: IBGE - Censo Demográfico 2002⁴.

processo de urbanização, sendo que em vários casos, já não é possível qualquer conectividade entre os fragmentos remanescentes.

A construção de bares, residências, hotéis e estradas em um dos fragmentos estudados pelo Projeto Aves Migratórias na praia do Maçariço, município de Salinópolis (PA), demandou aterro dos manguezais e a construção de pontes, fatores que causaram o isolamento parcial dos fragmentos de restinga e mangue. As conseqüências negativas desses empreendimentos nas populações de aves limícolas migratórias ainda não estão absolutamente claras.

Essa área recebe altas concentrações de espécies de maçaricos (*Calidris pusilla*, *C. minutilla*, *Charadrius semipalmatus*, *Arenaria interpres*, *Pluvialis squatarola*), bem como populações de gaivotas (*Larus cirrocephalus*) e de trinta-réis (*Sterna hirundo*) que a utilizam como rota migratória. Censos populacionais realizados no período de retorno para a América do Norte em 1999 e 2000, revelaram populações em torno de 3.000 maçaricos migratórios nesta praia. As obras realizadas assorearam algumas áreas utilizadas pelas aves como fonte de alimentos para a aquisição de gordura suficiente para a realização das migrações. Entretanto, os dados disponíveis e o tempo de estudo não permitem ainda precisar a evolução da dinâmica dos sedimentos nesse trecho da costa, ou seja, se grandes áreas serão assoreadas pelo processo decorrente das alterações antrópicas. Um outro efeito negativo direto foi verificado em relação à iluminação da praia com holofotes apontados em direção ao mar, tendo sido registrado que as espécies, principalmente de aves costeiras, evitavam essas localidades iluminadas.

As cidades localizadas ao longo da costa como São Luís (MA) e Salinópolis (PA) e outras praias habitadas, apresentam uma crescente ocupação humana. Muitas dessas áreas são de extrema importância

para algumas espécies como o maçarico do peito vermelho (*Calidris canutus*) e o maçariquinho (*C. pusilla*), que se reproduzem no ártico canadense e migram para a costa da América do Sul, em especial a Ilha de São Luís. Caso esse crescimento não seja controlado e passe a abranger todo o trecho da zona costeira, o futuro dessas e de outras 12 espécies de aves migratórias, estará ameaçado. Essas espécies necessitam acumular gordura para a realização de vôos, em geral sem parada, partindo do Maranhão em direção à costa leste dos Estados Unidos. A degradação deste sítio dificultará o processo de acúmulo de gorduras e, muito provavelmente, essas populações não encontrarão outras áreas com uma produtividade equivalente, correndo o risco de extinção.

3. Estrutura fundiária e uso da terra

O processo de ocupação do território é, na maioria das vezes, influenciado pelas políticas públicas de infraestrutura viária, de assentamento e de fomento à produção agrícola e pecuária. Ele se reflete na estrutura fundiária e nos diferentes tipos de uso da terra. Há uma correlação direta entre desmatamento e abertura de estradas e, se essas estradas são asfaltadas, a pressão torna-se ainda maior.

Na Amazônia, o seringal foi a unidade econômico-social mais expressiva, formando a primeira grande unidade de produção. Na década de 60, os seringalistas inadimplentes venderam suas propriedades por preços irrisórios aos compradores de terras sulistas. Esse processo foi simultâneo às profundas transformações sociais e econômicas no país e a crescente intervenção do Estado na região amazônica. Novos atores e políticas públicas modificaram o quadro econômico-social até então vigente¹².

A regularização fundiária das terras da região Amazônica e, em particular, do estado do Acre, teve uma proposta oriunda das populações tradicionais, baseada na concepção de que as áreas extrativistas deveriam ser de domínio da União, concedidas sob condomínio aos seringueiros para que as manejassem como Reservas Extrativistas. Na definição dos próprios seringueiros, Reserva Extrativista *é uma forma de garantia contra a invasão dos poderosos, contra os criadores de búfalos, os fazendeiros, e vai também dar direito a ter a sua terra, a libertar os extrativistas dos patrões, da renda e dos marreteiros, de evitar os desmatamentos, de garantir sua vida na floresta e criar seus filhos*¹³. Criadas na década de 80, as Reservas Extrativistas foram reconhecidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC.

A expansão da fronteira agrícola na Amazônia nas últimas três décadas, ampliou os conflitos na luta pela terra, causando grande tensão social em toda a região. Podem ser identificados vários grupos de interesse atuando na apropriação da fronteira de recursos amazônicos. Além dos seringalistas, destacam-se os novos proprietários pecuaristas, os posseiros extrativistas, os madeireiros e os povos indígenas. Esses grupos representam as forças sociais que encarnam a própria contradição entre a preservação do patrimônio natural e a ocupação

predatória¹⁴. As políticas fundiárias existentes não têm conseguido deter a luta pela terra nem a devastação de grandes áreas para dar espaço à mineração e à agropecuária.

Nas demais regiões do país, o processo de ocupação do território foi ligado aos ciclos econômicos, entre eles os dos produtos agrícolas. Em termos históricos, no Estado do Paraná como um todo e, por conseguinte, na área de ocorrência da Floresta com Araucária, as transformações mais significativas ocorreram quando áreas novas foram incorporadas pela intensa exploração agrícola, a partir da década de 1970. Paralelamente à intensificação dos processos produtivos, verificam-se fenômenos importantes como a mudança da base produtiva (introdução de novos produtos, intensificação da monocultura, moto-mecanização, produção financiada), a concentração da terra e o êxodo rural.

Na área geográfica compreendida pela Floresta com Araucária, a intensificação na exploração do uso da terra é menor, pois as condições dos recursos naturais são menos favoráveis. Não é por outra razão que aí é maior a ocorrência de matas e florestas naturais, de lavouras temporárias em descanso e de terras produtivas não utilizadas. Não significa, porém, que as terras contidas nessas categorias estejam isentas de avanços da fronteira agrícola ou do extrativismo.

A estrutura fundiária na área de Floresta com Araucária não é muito diferente quando comparada com a do Paraná como um todo. A Tabela 2 mostra que ocorrem os mesmos padrões de concentração da terra e o mesmo predomínio numérico dos pequenos estabelecimentos. Pouco mais de 13% dos estabelecimentos detêm quase 75% da área com ocorrência de fragmentos de Floresta com Araucária.

Tabela 2. Estrutura fundiária no bioma Floresta com Araucária (FA) em comparação com a do Estado do Paraná (PR)

ESTRUTURA FUNDIÁRIA	Área dos estab. na FA		Número de estab. na FA		Proporção entre áreas estab. FA/PR	Proporção entre número de estab. FA/PR
	ÁREA (ha)	%	Nº	%	% ÁREA	% Nº
Menos de 1 a < 10	376.406	4,7	74.861	41,89	47,5	48,4
10 a < 50ha	1.796.262	22,6	79.567	44,53	49,4	48,8
50 a < 200ha	1.679.486	21,1	18.001	10,10	45,9	46,5
200 a < 1000ha	2.165.282	27,2	5.492	3,07	46,4	46,0
1000 a < 5000ha	1.339.416	16,8	739	0,41	55,2	53,3
5000ha e mais	601.382	7,6	43	0,02	78,0	67,2
Sem declaração	-	-	5	-	0,0	7,4
Soma	7.958.234	100,0	178.708	100,00	-	-

Fonte: IBGE - Censo Agropecuário 1996¹⁵

Os diferentes tipos de uso da terra são reflexos da estrutura fundiária e das possibilidades propiciadas pelo bioma para a sua ocupação e conseqüente devastação. Desde a década de 70 as atividades relacionadas à agropecuária vêm substituindo a vegetação de cerrado nos Estados do Maranhão, Mato Grosso, Tocantins e, em menor grau, em Roraima e Rondônia. Esse tipo de vegetação propiciou a implantação de pastagens para criação de gado em regime extensivo. Nos anos 90

muitos produtores de gado passaram a ocupar as áreas de pasto com o cultivo da soja e do algodão.

A Figura 7 mostra o percentual de áreas florestais na Amazônia Brasileira que perderam espaço, principalmente, para as atividades agropecuárias. Verifica-se que o Estado do Mato Grosso, Tocantins e Maranhão, além de Rondônia e Pará, apresentam os maiores índices de área desmatada total.

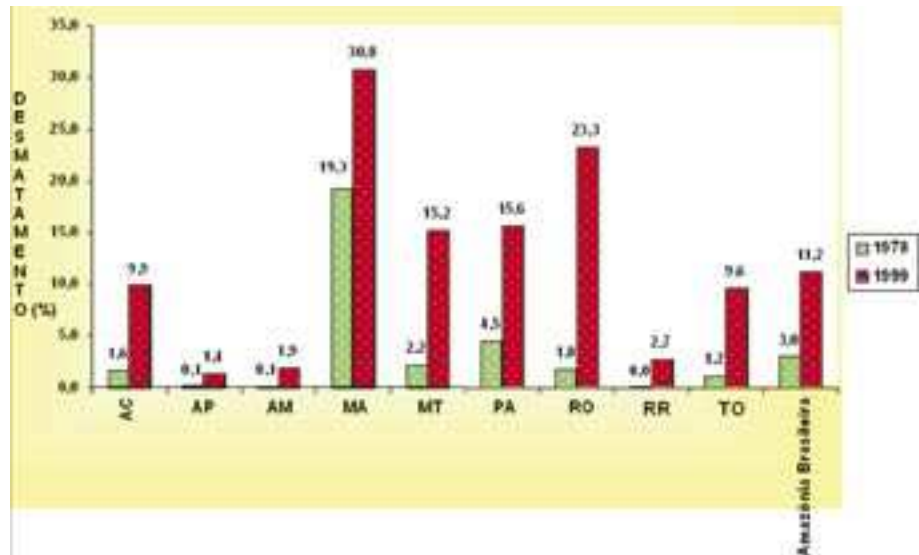


Fig.7

Proporção do desmatamento nos Estados da Amazônia Brasileira, em relação a sua área total, em janeiro de 1978 e em agosto de 1999.

Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 2002¹⁶.

Os dados do censo agropecuário de 1996¹⁵ mostram que as áreas dos estabelecimentos rurais no Brasil, Amazônia e Acre correspondem, respectivamente, 42%, 24% e 21% do território nacional. Esses dados incluem apenas as pesquisas das propriedades, excluindo-se as Unidades de Conservação, as terras devolutas e as não discriminadas pela União. Por conta da exclusão dessas áreas, é possível que os índices de uso do solo em relação ao total para a Amazônia e o Estado do Acre não sejam tão mais baixos do que os brasileiros. A partir da Tabela 3, observa-se que o uso do solo no Brasil é predominantemente constituído de pastagens, seguido de matas e de lavouras temporárias.

Tabela 3. Área dos estabelecimentos rurais (ha), segundo o uso da terra.

Utilização das terras	Região Geográfica					
	Brasil		Amazônia		Acre	
	Área	%	Área	%	Área	%
Lavouras permanentes	7.541.626	2,1	978.159	0,8	16.520	0,5
Lavouras temporárias	42.562.858	12,0	7.370.524	6,1	104.417	3,3
Pastagens	177.700.472	50,2	51.149.235	42,4	614.214	19,3
Matas e florestas naturais	88.897.582	25,1	49.826.092	41,2	2.327.114	73,1
Matas e florestas artificiais	5.396.016	1,5	349.911	0,3	11.298	0,4
Terras produtivas não utilizadas	16.360.085	4,6	6.893.072	5,7	55.243	1,7
Terras inaproveitáveis	15.152.600	4,3	4.202.234	3,5	54.259	1,7
Total	353.611.239	100,0	120.769.228	100,0	3.183.065	100,0

Fonte: IBGE - Censo Agropecuário 1996¹⁵.

Um fato que chama a atenção é o baixo índice das culturas permanentes na Amazônia e Acre quando, pelas características ambientais, climáticas e socioeconômicas da região, esses cultivos deveriam predominar.

Analisando-se os dados da utilização das terras no Paraná, observa-se que a área de abrangência da Floresta com Araucária é de 50% do território do Estado.

Comparativamente, o uso do solo na área de ocorrência da Floresta com Araucária e no Estado (Tabela 4), mostra que a primeira apresenta as maiores freqüências de utilização em seis das nove categorias consideradas. A ocupação das terras na área de ocorrência da Floresta com Araucária só é menor para lavouras temporárias (45%), pastagens plantadas (30%) e lavouras permanentes (27%). Para as demais categorias, a Floresta com Araucária ainda ocupa áreas significativas, submetidas ao uso menos intensivo, ou o não uso, caso das terras produtivas não utilizadas e das terras inaproveitáveis.

Tabela 4. Utilização das terras no bioma Floresta com Araucária (FA) em comparação com o uso do Estado do Paraná (PR)

FORMA DE UTILIZAÇÃO	FA		PARANÁ		FA/ PARANÁ
	(ha)	%	(ha)	%	
Lavouras permanentes	83.442	1,0	311.374	1,9	0,27
Lavouras temporárias	2.175.582	27,4	4.789.135	30,0	0,45
Lavouras temporárias em descanso	306.665	3,8	390.272	2,5	0,79
Pastagens naturais	921.562	11,6	1.377.484	8,7	0,67
Pastagens plantadas	1.614.957	20,3	5.299.828	33,2	0,30
Matas e Florestas Naturais	1.538.813	19,3	2.081.587	13,0	0,74
Matas e Florestas Artificiais	619.493	7,8	713.126	4,5	0,87
Terras produtivas não utilizadas	210.534	2,7	258.872	1,6	0,81
Terras inaproveitáveis	487.186	6,1	724.954	4,6	0,67
Total	7.958.234	100,0	15.946.632	100,0	0,50

Fonte: IBGE - Censo Agropecuário 1996¹⁵

Em uma análise conduzida na bacia do rio Macacu (RJ) foram identificados três tipos básicos de ocupação espacial dentro dos quais se inserem todas as áreas do entorno dos fragmentos da Floresta Atlântica. O primeiro é constituído por uma única propriedade, ou seja, o fragmento se encontra dentro da propriedade. O segundo é composto por duas ou mais propriedades rurais de pequeno porte. O terceiro é composto por áreas com características de expansão urbana e por áreas rurais ocupadas por pequenas e(ou) médias propriedades.

Nas entrevistas realizadas em quase todas as propriedades rurais e nos levantamentos nas áreas de expansão urbana, foram identificados alguns fatores sugestivos de que as atividades humanas são as mais impactantes dos fragmentos. No entorno observa-se a existência de propriedades rurais agropecuárias e propriedades destinadas ao lazer, nas quais a atividade produtiva não é fundamental para a composição da renda dos proprietários. Todas as propriedades, produtivas ou não, empregam algum tipo de mão-de-obra.

Os dados obtidos permitem afirmar que o tamanho dos fragmentos não apresenta nenhuma relação com o tamanho das propriedades que compõem o entorno. Os mesmos dados mostram que o número de espécies de pequenos mamíferos coletados tende a ser maior nos fragmentos situados nas grandes propriedades, o que não significa necessariamente que a diversidade biológica seja a mesma dos remanescentes originais, ou seja, que haja algum tipo de fragmento que apresente melhor estado de conservação. Outros estudos vêm sendo desenvolvidos buscando observar se os diferentes tipos de estrutura fundiária e uso do solo têm implicações na qualidade dos fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro.

4. Agricultura e pecuária

A agricultura e a pecuária exercem forte pressão tanto sobre as florestas como ecossistemas abertos, causando perda de biodiversidade. Desmatamentos, uso do fogo, superpastoreio, monocultura, a mecanização intensiva e, principalmente, o uso indiscriminado de agrotóxicos, diminui a diversidade da flora e da fauna e alteram a qualidade e disponibilidade de água, quer pela contaminação por agrotóxicos quer pelo assoreamento decorrente da erosão dos solos.

O uso do fogo com o objetivo de eliminar restos de vegetação no solo, reformar pastagens ou de facilitar o cultivo, constitui-se em alternativa barata e rápida para muitos agricultores¹¹. Entretanto, essa prática traz mais prejuízos do que benefícios, pois os nutrientes liberados com as queimadas são rapidamente volatilizados, e a queima de restos de cultura destrói a camada de matéria orgânica do solo e os microorganismos ali presentes¹⁷.

O uso de fertilizantes no mundo aumentou de 14 milhões em 1950 para 131 milhões de toneladas em 1986, tornando as lavouras tão dependentes que o incremento na quantidade de fertilizantes não mais acarreta aumento das safras. O seu uso indiscriminado causa a eutrofização de corpos d'água. Parte dos fertilizantes são carreados e alimentam os organismos presentes na água como as bactérias, que aumentam a produção de gás carbônico e consomem grande parte do oxigênio ali presente, dificultando a presença de peixes e algas. Além disso, a água torna-se turva dificultando a passagem de luz e diminuindo a ocorrência de plânctons, principal alimento dos peixes. A fertilização da água vem ocorrendo devido ao uso constante e abusivo de adubos químicos contendo principalmente nitrogênio, fósforo e potássio.

Os agrotóxicos também são amplamente utilizados nas plantações para evitar que as pragas comprometam a produção. Herbicidas, como o *Roundup*, são utilizados com frequência para capina química de lavouras e limpeza das propriedades. Formicidas são utilizados principalmente em culturas florestais como eucaliptos e *Pinus*.

Dados da região de Viçosa (MG), indicam que em 41% das propriedades da região utilizam-se agrotóxicos. A falta de cuidados com a utilização desses produtos é quase generalizada sendo freqüente, principalmente, em propriedades produtoras de café, a aplicação em dosagens não controladas, o desrespeito aos prazos de carência e o descarte

inadequado de embalagens. Alguns moradores da região relatam casos de mortandade de pássaros em cafezais, após aplicação de agrotóxicos. Esse fenômeno, porém, não foi observado durante as entrevistas com os moradores nem durante os censos das aves. Os efeitos das aplicações de agrotóxicos sobre as espécies típicas dos fragmentos florestais são, portanto, difíceis de serem mensurados, mas não devem ser desconsiderados.

Na região de Viçosa são extremamente raros os fragmentos que contêm cursos d'água em seu interior uma vez que a maioria deles se localiza em encostas e topos de morro¹⁸. Ainda assim, o carreamento de agrotóxicos para cursos d'água que nascem ou passam no interior dos fragmentos, deve ser considerado como um agravante a mais para espécies que dependem desses ambientes. Esse é o caso de um pequeno pássaro encontrado principalmente ao longo de córregos dentro de fragmentos florestais ou em estreitas faixas de árvores, o João-porca (*Lochmias nematura*), que além de ocupar o restrito espaço disponível enfrenta o problema da contaminação dos córregos por agrotóxicos.

A maioria das propriedades visitadas possui uma pequena área de pasto contígua à mata e há livre acesso de bovinos e eqüinos ao interior dos fragmentos, especialmente na época da seca. Esses animais contribuem para a degradação do fragmento florestal, já que o pisoteio excessivo juntamente com o pastoreio de plantas nativas do sub-bosque, danifica consideravelmente esse estrato da vegetação e causa degradação dos solos (Figuras 8 a 10).

Além dos efeitos devidos à presença física da criação de animais próximos aos fragmentos, deve-se considerar também a poluição causa-



Fig.8 Presença de rebanho bovino nos fragmentos, na região de Viçosa - MG



Fig.9 Sub-bosque degradado em função da presença de rebanho bovino nos fragmentos, na região de Viçosa - MG



Fig.10 Erosão do solo em função de pastoreio intensivo, na região de Viçosa - MG

da pela atividade pecuária, pois grande parte do nitrogênio contido no esterco animal é transformado em nitrato, fonte significativa de contaminação das águas subterrâneas e superficiais³. Outros agentes contaminantes são os estreptococos e os coliformes fecais presentes nas fezes carregadas para os cursos de água, podendo contaminar outros animais, alimentos e o próprio homem.

No Paraná, a observação da rentabilidade dos cultivos permite entender o avanço da agricultura de grãos sobre a Floresta com Araucária. Comparando-se o valor da produção das diferentes formas de uso do solo na região, verifica-se que tanto no Estado do Paraná como na área específica de ocorrência da Floresta com Araucária predominam as lavouras temporárias (Tabela 5).

Tabela 5. Comparação entre o valor da produção das diferentes formas de utilização da terra na área de ocorrência da Floresta com Araucária (FA) e no Estado do Paraná

	Floresta com Araucária		PARANÁ		Floresta com Araucária/ PARANÁ
	(R\$)	%	(R\$)	%	
Lavouras temporárias	1.303.198.649	89,9	3.210.653.312	89,3	40,6
Extração vegetal	53.728.764	3,7	58.302.387	1,6	92,1
Lavouras permanentes	47.657.330	3,3	233.145.962	6,5	20,4
Produção animal	44.725.398	3,1	91.877.856	2,6	48,7
Total	1.449.310.140	100,0	3.593.979.517	100,0	

Fonte: IBGE - Censo Agropecuário, 1996¹⁵

Pode-se verificar que 40,6% da produção das lavouras temporárias são obtidos na área da Floresta com Araucária, que concentra 45% das terras no estado ocupadas com esse tipo de lavoura, sugerindo que a produtividade das lavouras temporárias é menor aqui do que no restante do Estado. Em contrapartida, os valores obtidos com a extração vegetal na mesma região, representa 92,1% da economia extrativista do Estado.

As mais expressivas lavouras temporárias são a da soja e do milho que juntas, representam mais de 70% do valor da produção na área de ocorrência da Floresta com Araucária. Também são as mais importantes quanto à área ocupada, com mais de 73% da área das lavouras temporárias.

O fumo é a quarta lavoura em valor da produção, e embora ocupe menor área, é uma lavoura de impactos significativos. Segundo a Secretaria da Agricultura do Paraná¹⁹, na safra 95/96 a produção de fumo em folha no Estado, foi de 59.528 ton, em 34.446ha. Esta é uma atividade importante em valor da produção (R\$ 2.375,00/ha em média) e em ocupação de trabalhadores, mas com impactos significativamente desfavoráveis ao ambiente. Usam-se grandes quantidades de agrotóxicos e de lenha para secar as folhas do fumo. A dimensão dos impactos ambientais, tanto relacionados ao desmatamento quanto à contaminação dos solos e cursos de água, pode ser melhor entendida a partir das seguintes informações:

- Na área de ocorrência da Floresta com Araucária existem 16.414 estufas, que consomem em média, 60m³ de lenha cada uma a cada safra, totalizando 984.840m³ por safra;
- Na produção convencional de fumo em folha, usa-se 30kg de agrotóxicos por estufa (± 2ha plantados/estufa), totalizando 492.420kg desses produtos por safra;
- A aplicação de fertilizantes químicos é de 24,5 sacos de 50kg/ha, somando 804.286 sacos desses produtos por safra.

Se comparados ao Paraná e aos demais estados do Brasil, a atividade agrícola na Amazônia (arroz, milho, feijão, mandioca, melancia, abacaxi, cana-de-açúcar, malva, juta, algodão e soja) vem crescendo em índices relativamente altos na última década. Há uma concentração na área de fronteira agrícola, que compõe o arco de desmatamento da Amazônia com expansão de pastagens e da área plantada com soja (Figura 11) e algodão (Figura 12).

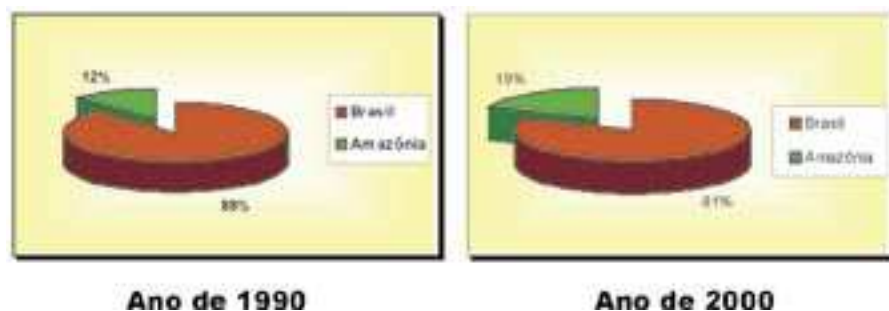


Fig.11 Área ocupada com plantação de soja na Amazônia em comparação com a área ocupada no Brasil, no período de 1990-2000
 Fonte: IBGE – Produção Agrícola Municipal, 2002²⁰

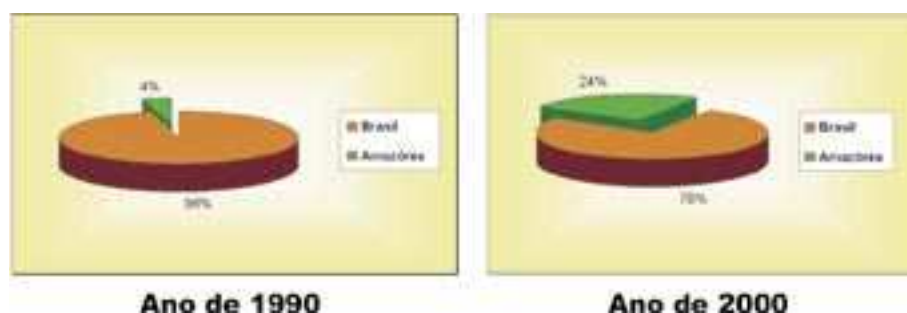


Fig.12 Área ocupada com plantação de algodão na Amazônia em comparação com a área ocupada no Brasil, no período de 1990-2000
 Fonte: IBGE – Produção Agrícola Municipal, 2002²⁰

Na década de 90, a área plantada das principais culturas temporárias aumentou 43% na Amazônia, 36% no Norte, somente 3% no Brasil, e decresceu 2% e 18% no Acre e Sudeste Acreano. A produtividade dessas culturas aumentou em média 24% no Brasil, 32% na Amazônia e 12% no Sudeste Acreano, fruto da incorporação de novas tecnologias.

Com relação às culturas permanentes no mesmo período, a análise foi efetuada nos produtos de maior importância para a região Amazônica, dentre eles, banana, seringueira, cacau, café, pimenta-do-reino, pupunha, guaraná, urucum e dendê. Houve uma retração de 12,5% no total da área plantada dessas culturas no Brasil, mantendo-se estável na Amazônia, crescendo 48% no Acre e 58% no Sudeste Acreano. A produtividade dessas culturas aumentou cerca de 40% no Brasil, 17% na Amazônia e diminuiu 9% no Acre e Sudeste Acreano no mesmo período, sugerindo que a incorporação de tecnologias ocorreu de modo desigual no Brasil.

Tomando-se rebanhos de bovinos, suínos, ovinos, bubalinos, eqüinos, caprinos e aves, verifica-se um incremento substancial, particularmente da criação de gado bovino em regime extensivo, com ênfase para o aumento nas áreas de fronteira agrícola da Amazônia.

A pecuária vem se expandindo de forma acelerada nos últimos 30 anos na Amazônia e no Acre. A criação de gado bovino é predominante, com um efetivo de 48 milhões de cabeças no ano 2000, correspondente a 28% do rebanho nacional. Houve um incremento de 82% em relação ao ano de 1990, sendo que no mesmo período, o rebanho nacional cresceu a uma taxa de 15%.

Na Amazônia o rebanho bovino é principalmente voltado à produção de carne, concentrando-se em grandes e médias propriedades.

Entretanto, a criação de gado em pequenas propriedades tem avançado bastante na última década. No Estado do Acre, 82% do rebanho tem a finalidade de produção de carne, concentrando-se em grandes e médias propriedades. A maioria da criação leiteira localiza-se em pequenas e médias propriedades.

Quanto ao estado do Rio de Janeiro, mais especificamente à bacia do rio Macacu, a produção agropecuária é marcada por uma convivência entre práticas rudimentares de pequenas criações domésticas e estabelecimentos maiores com criação extensiva de gado de corte e a produção de leite. A maioria das fazendas que são exploradas comercialmente ou para recreação tem alguma criação de gado. Uma parte das fazendas tem criações destinadas à venda para o abate enquanto outras produzem leite. Uma cooperativa local processa atualmente mais de 450.000l/mês, volume que representa a maior parte do leite produzido nos municípios de Guapimirim e Cachoeiras de Macacu.

Garantindo acesso aos insumos e propiciando melhorias na produção e no processamento do leite, a cooperativa é um importante elemento dentro da dinâmica do uso do solo rural. Sendo assim, é peça chave para se compreender as mudanças locais que, associadas a determinadas conjunturas, situação do mercado, políticas públicas setoriais etc., podem levar a intensificação no uso do território e, conseqüentemente, ao desmatamento e à degradação ambiental.

5. Extrativismo vegetal e silvicultura

O aumento populacional é um fator que acelera o processo de desmatamento. Além das áreas abertas para a agropecuária, mais árvores são cortadas para suprir as necessidades humanas de carvão vegetal, de madeira para construção civil, de papel, entre outros produtos obtidos a partir da floresta. A extração seletiva piora a qualidade das matas e interfere na manutenção da flora e fauna. A retirada de galhadas secas retira o abrigo e refúgio da fauna silvestre, além de diminuir a quantidade de nutrientes no solo por interromper a ciclagem de nutrientes.

Estudos mostram que, independente da região geográfica, grande parte dos moradores das áreas rurais retira das florestas lenha para uso na cocção de alimentos ou obtêm madeira para construção de casas, currais, pocilgas, cercas, porteiras ou cabos de ferramentas. As matas existentes nas propriedades são, geralmente, áreas de preservação permanente.

A atividade florestal ainda é forte e presente na maioria dos estados da Amazônia, assumindo importância e destaque, embora venha, gradativamente, cedendo espaço às atividades agropecuárias. Houve um aumento contínuo na produção de borracha na Amazônia e no Brasil nos últimos 11 anos, em função do aumento da demanda no mercado interno. A produção na Amazônia, que era de cerca de 31,3 mil toneladas em 1990, subiu para 65,4 mil toneladas em 2000, um aumento de 109%. No Brasil a produção passou de 48,3 mil toneladas para 141,2 mil toneladas no mesmo período, um aumento de 192%. Houve um decréscimo na extração nativa e um considerável acréscimo na produção de borracha cultivada nos Estados de Mato Grosso, São Paulo, Bahia e Espírito San-

to. No Acre a redução da produção de 11,9 mil toneladas em 1990, para 2,8 mil toneladas em 2000, reflete a crise do setor extrativista gumífero no estado.

Houve uma tendência ao declínio da produção de castanha-do-Pará. Isso se deve ao aumento dos desmatamentos nas áreas de maior ocorrência (sul do Pará e sudeste do Estado do Acre) e gradativa substituição por outras atividades, além da sazonalidade na produção. Soma-se a esses fatos a variação nos preços no mercado nacional e internacional, uma vez que há uma concorrência com outros tipos de nozes, influenciando o mercado desse produto.

Nos últimos anos está havendo um aumento no valor agregado da castanha e da borracha no Estado do Acre, em função da instalação de usinas de beneficiamento, da aplicação de técnicas de marketing e conseqüente abertura de novos mercados. Existe ainda incentivos do Governo Estadual, que geram mais empregos, renda e tributos numa busca por uma maior sustentabilidade ambiental.

A produção do açaí é de extrema importância na base alimentar da população amazônica, sendo que o Pará se sobressai com relação à quantidade produzida e ao consumo. Nos últimos 11 anos a produção estabilizou-se em aproximadamente 120 mil/T/ano.

A produção de palmito de pupunha, de origem nativa na Amazônia, vem caindo. Exigências legais crescentes em relação ao processo produtivo, à garantia de qualidade do produto e à regularização das agroindústrias se aliam à concorrência do palmito de pupunha oriundo de plantações em cultivos para justificar essa queda. A produção, que era de 27 mil toneladas em 1990, caiu para 17 mil toneladas no ano de 2000.

A extração de madeira nativa vem diminuindo nos últimos anos tanto no Brasil como na Amazônia (Figura 13). Isso decorre da falta de qualificação das empresas que exercem essa atividade, da distância e do acesso dificultado à matéria prima, do aumento da fiscalização e das pressões crescentes para a desativação da atividade, por parte do Estado e da sociedade.

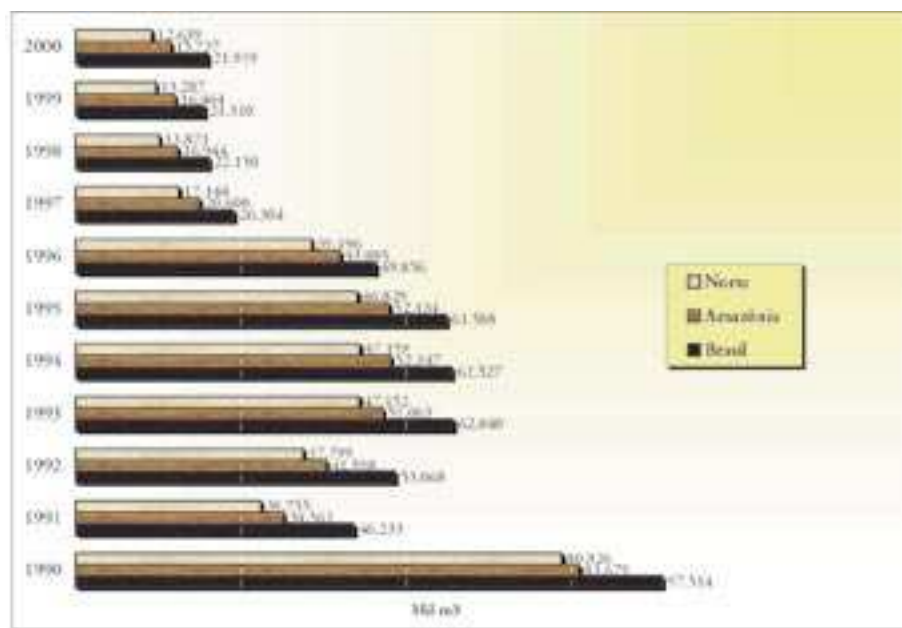


Fig.13 Produção de madeira nativa em toras na Amazônia, na Região Norte e no Brasil, 1990-2000
Fonte: IBGE, Produção Extrativa Vegetal, 2002²¹

O principal problema da atividade madeireira na Amazônia é a exploração predatória, sem preocupação com a manutenção dos estoques e sem plano de manejo florestal, o que tem levado à extinção de espécies e outros impactos ambientais negativos profundos. Segundo técnicos e fiscais do IBAMA, nos últimos cinco anos o patrimônio ambiental amazônico vem sendo gradativamente dilapidado por madeiras *fantasmas*, principalmente no Pará, mas também em outros locais da Amazônia. Espécies de alto valor comercial, inclusive o mogno, que está proibido de ser explorado, vêm sendo comercializadas clandestinamente e de forma irregular. Além disso, algumas madeiras que possuem planos de manejo aprovados pelo IBAMA utilizam artifícios ilegais para explorar madeira. Vale salientar que os dados da produção de madeira nativa do IBGE são contestados por um grande número de técnicos que trabalham em várias instituições na Amazônia, os quais afirmam que o volume explorado na região pode ser bem maior.

O carvão vegetal, assim como a lenha, são destinados aos fornos e fogareiros caseiros para cozinhar alimentos, e também às fornalhas de olarias e panificadoras e fornos de metalúrgicas e siderúrgicas, dentre outros usos. Houve uma redução de 50% na produção de carvão vegetal de madeira nativa entre 1990 e 2000 no Brasil. No entanto, na Amazônia ocorreu um aumento de 265 mil toneladas para 632 mil toneladas, no mesmo período e no Acre houve uma estabilização em torno de 2 mil toneladas.

A produção silvicultural na Amazônia é muito baixa se comparada ao Brasil. No ano 2000, a Amazônia produziu 2,9 milhão de metros cúbicos de madeira em tora, e a produção total no Brasil foi de 71,7 milhão de metros cúbicos. A madeira oriunda de reflorestamento na Amazônia é, em sua maioria, destinada à produção de celulose, e uma pequena quantia para produção de carvão e lenha, concentrando as áreas plantadas e o consumo no Pará, Amapá e em menor quantidade no Mato Grosso.

No Brasil como um todo, o carvão vegetal oriundo da silvicultura ultrapassou a quantidade de carvão vegetal de madeira nativa durante a década de 90. No entanto, na Amazônia o carvão e lenha originários de florestas comerciais são praticamente inexistentes.

A área de ocorrência da Floresta com Araucária contribui com quase a totalidade dos produtos da extração vegetal no Estado do Paraná, como pode ser observado na [Tabela 6](#), especialmente os produtos típicos dessa região como a erva-mate e pinhão (que é a semente da araucária ou pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*), muito apreciada no sul e sudeste do país. De forma surpreendente, demais produtos como madeira (97,74%), carvão (87,88%) e lenha (78,54%), têm uma participação significativamente elevada quando se observa que os valores para madeira em toras não incluem produtos oriundos de reflorestamento. É evidente que só se extrai produto de onde existe e, malgrado as precárias condições da sua cobertura florestal, na área de ocorrência da Floresta com Araucária ainda se concentram grandes e significativos remanescentes florestais. Na área de Floresta Ombrófila Densa no Paraná, encontram-se também remanescentes significativos que, em sua maioria, estão protegidos por leis, como as Áreas de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba e de Guaratuba, o Parque Nacional do Iguaçu, o Parque Estadual das Lauráceas e outros. Nessas áreas, embora haja extração clandestina de madeira,

estima-se que seja menor do que ocorre na Floresta com Araucária.

Tabela 6. Valor da extração vegetal na área de ocorrência da Floresta com Araucária e no Paraná.

PRODUTOS	FA		PARANÁ		FA / PARANÁ
	VALOR DA PRODUÇÃO (R\$)	%	VALOR DA PRODUÇÃO (R\$)	%	
Erva-Mate	18.782.105	34,96	18.894.819	32,41	99,40
Madeira toras	17.116.237	31,86	17.511.907	30,04	97,74
Lenha	12.658.429	23,56	16.116.681	27,64	78,54
Carvão vegetal	3.301.982	6,15	3.757.177	6,44	87,88
Outros1	1.485.897	2,77	1.625.244	0,38	91,42
Pinhão	224.407	0,42	224.454	0,06	99,98
Outros2	102.037	0,19	108.522	2,79	94,02
Resinas	34.415	0,07	35.200	0,19	97,78
Outros3	22.466	0,04	28.383	0,05	79,15
Total	53.728.764	100,00	58.302.387	100,00	-

Fonte: IBGE, Censo Agropecuário 1996¹⁵. Obs: 1 refere-se a dormentes, estacas de madeira, mourões, vigas; 2 refere-se a bambu; 3 refere-se a butiá e castanha

Quanto às ocorrências, particularmente na área da Floresta com Araucária, observa-se que em termos de valor dos produtos extraídos, predominam a erva-mate (34,96%), a madeira em toras (31,86%) e a lenha (23,5%). Contudo, é importante observar a produção de carvão vegetal, pois embora menos importante em valor, as quase 34.000 toneladas produzidas estão associadas à extração de um volume bem maior de madeira ou lenha, segundo dados do Censo Agropecuário realizado pelo IBGE em 1996.

A extração de outros produtos é menor tanto em valor quanto em quantidade, mas pode significar impactos ambientais e socioeconômicos importantes. É o caso do pinhão, possivelmente colhido em quantidades bastante superiores ao informado (394 ton). Embora a maior parte da comercialização se concentre em um curto período, é uma importante fonte de renda para um número significativo de famílias que habitam a área.

Uma das maiores ameaças a estas florestas, é a extração seletiva de madeira que ocorre nos remanescentes mais desenvolvidos (estágio médio e avançado de sucessão), o que representa um impacto de altíssima magnitude. Estes remanescentes abrangem menor área, possuem maior diversidade estrutural e florística e são fontes de propágulos para a recomposição de outras áreas. Este impacto ocorre praticamente em toda a área da Floresta com Araucária, desde extração menos intensa para consumo familiar ou mesmo por exploração intensiva que caracteriza completamente as florestas, pois para cada árvore cortada, dez outras são derrubadas no processo de extração. Outras atividades impactantes são a extração da erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e o pastoreio de animais no interior da floresta. No primeiro caso é favorecida a regeneração natural ou plantada no interior da floresta. Atualmente preconiza-se uma abertura maior do dossel da floresta o que implica no desbaste de dossel além do que já é realizado no sub-bosque. A soltura de animais no interior das florestas é uma intervenção tradicional que, com o passar do tempo, proporciona uma seleção de espécies do dossel, principalmente de frutíferas que ajudam na alimentação dos animais.

Em ambos os casos, ocorrem o impedimento da regeneração natural e conseqüente diminuição da biodiversidade.

6. Pesca e aquicultura

A maioria dos fragmentos florestais brasileiros apresenta inúmeros corpos de água tais como riachos, rios, lagoas, áreas alagadas e lagos. Estes ambientes estão sujeitos a inúmeras interferências associadas às atividades humanas tais como a supressão de mata ciliar, o assoreamento, a poluição e a introdução de espécies exóticas e alóctones. Os corpos de água abrigam uma fauna aquática ainda pouco conhecida e contam com muitas espécies endêmicas, necessitando estudos mais detalhados destes organismos. Em relação aos peixes²², esses ecossistemas são detentores de uma ictiofauna pouco conhecida no Brasil.

Muitos trabalhos têm reconhecido que riachos e rios são ambientes heterogêneos nos quais a calha principal, os remansos, os reservatórios e a planície de inundação com suas lagoas marginais, devem ser considerados como fragmentos distintos formando um mosaico de habitats. Cada fase do desenvolvimento dos peixes como desova, incubação e crescimento, ocorre em determinados habitats²³. Para passar pelos diferentes estágios de vida, os peixes requerem a presença desses diferentes habitats e a existência de conexão entre eles. O aparecimento de diferentes tipos de fragmentos aquáticos pode ser originado por alterações geomorfológicas do ambiente, pela ação dos organismos dos ecossistemas aquáticos e pela ação humana que, na maioria das vezes, causa as maiores alterações. Existem relatos da ação de inúmeros organismos, como os castores que constroem diques, modificando a ciclagem de nutrientes, decomposição e características da água, influenciando a comunidade de plantas e animais²⁴. No caso das modificações causadas pelo homem, tem-se a barragem de rios para a construção de reservatórios, a retificação dos leitos de rios e a ocupação desordenada das suas margens. Todos levam à perda da vegetação ripária e afetam o fornecimento de recursos alimentares para os peixes e outros organismos aquáticos bem como de matéria orgânica para o sistema.

Troncos, galhos e folhas da mata ciliar caem nos cursos d'água e constituem uma fonte direta de matéria orgânica para os organismos aquáticos. Estas estruturas submersas fornecem também abrigo para os peixes, protegendo-os de predadores, além de servirem como locais de desova. Nos trechos em que há perda de mata ciliar costuma haver predomínio de gramíneas. Os peixes continuam se relacionando com a vegetação, mas com uma complexidade bem menor do que aquela que ocorre quando se trata de mata ciliar preservada. Alguns autores²⁵ evidenciaram que a complexidade de habitats aumenta a complexidade da comunidade de peixes e a estabilidade ambiental.

A ocupação desordenada do entorno dos fragmentos aquáticos leva à perda do sombreamento exercido pela vegetação ciliar, que evita mudanças bruscas de temperatura e inibe a predação dos peixes por aves e outros animais. Na maioria dos casos, a integridade dos ecos-

sistemas aquáticos fica comprometida como consequência das atividades de mineração, exploração agropecuária, assentamentos humanos regulares ou não, emissão de poluentes etc.

A pesca de água doce é tradicional no Brasil e tem importância na economia nacional²⁶, sendo que a pesca desportiva é o segundo esporte mais praticado no país. Como resultado negativo da expansão da pesca e da piscicultura tem-se um grande número de introduções de espécies exóticas e alóctones bem como alterações diversas e poluição dos cursos d' água.

A piscicultura brasileira estabelece seus cultivos nas proximidades dos rios²⁷, dentro da área de preservação permanente, facilitando a propagação dos exemplares num possível escape. Em se tratando de fragmentos, a influência de espécies exóticas e alóctones de peixes pode ser considerada uma ameaça à manutenção da biodiversidade de peixes, principalmente nos fragmentos localizados em áreas onde as introduções foram realizadas em massa como no sul, sudeste e nordeste do Brasil.

Por apresentar melhores condições de conservação do que a matriz do entorno, os fragmentos detêm ambientes aquáticos nos quais a fauna de peixes é mais diversificada e possui boas condições para o consumo. Isso atrai pescadores, em especial os da prática esportiva, aumentando a pressão da pesca nos fragmentos.

Na Amazônia, a pesca é uma atividade que vem crescendo continuamente, seja para consumo alimentar, práticas esportivas ou ainda, para comercialização no mercado interno e(ou) externo. Em muitas regiões, principalmente ao longo dos rios, o peixe é o responsável pela dieta básica na alimentação dos povos tradicionais da região, chegando a representar 70% das proteínas animais consumidas na Amazônia.

No Acre, a criação de peixes e de outros animais aquáticos ainda é recente e pouco expressiva, mas na década de 90 houve um incremento significativo no número de criadores. Os peixes mais criados são o tambaqui, curimatã, pacu, tilápia e pirarucu. As atividades de aqüicultura ainda exercem pouca influência no meio ambiente local, mas ainda assim, a piscicultura deve ser acompanhada com cuidado, principalmente devido à possibilidade de introdução de espécies de peixes e outros organismos aquáticos.

O sistema de cultivo praticado em açudes construídos por meio de barragens e em tanques também impacta os corpos d' água presentes nos fragmentos. Segundo Filho (1997)²⁸, os tanques de piscicultura lançam nos corpos d' água efluentes semelhantes ao esgoto doméstico, podendo comprometer a qualidade da água dos riachos e rios que cortam os fragmentos.

7. O impacto das obras de saneamento ambiental no processo de fragmentação

Na década de 70, ao mesmo tempo em que estudos do primatólogo Ademar Coimbra-Filho mostravam a dramática situação do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) nos remanescentes de Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, estudos do Departamento Nacional de Obras e Saneamento - DNOS, resultavam em projetos de engenharia para a expansão da área agrícola na região. Estes interesses conflitantes foram, aparentemente, equilibrados com a aprovação da construção da Barragem de Juturnaíba e a criação da Reserva Biológica de Poço das Antas.

A Reserva Biológica de Poço das Antas foi criada em 1974, com o objetivo de proteger a maior população de micos-leões-dourados ainda existente. Contando com uma área de 5.500 hectares, ela engloba o maior remanescente de Mata Atlântica de baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro. Ela apresentava um mosaico de habitats, formado por áreas alteradas pelo homem, com diversos tipos de vegetação aberta ou em regeneração, assim como áreas de mata madura.

No mesmo período, várias intervenções relacionadas às obras de drenagem foram realizadas na região. O rio São João e vários afluentes tiveram grande parte de seus cursos alterados por canalizações, dragagens e retificações. A barragem de Juturnaíba foi construída com o objetivo de reduzir o nível das cheias, disponibilizar novas áreas para a agricultura e acumular água para abastecimento público da Região dos Lagos Fluminenses. Por ser anterior à Resolução CONAMA 001/86, não foi realizado nenhum estudo prévio de impacto ambiental dessas obras. A retificação dos rios São João e Aldeia Velha e a construção da barragem de Juturnaíba, iniciada em 1978, causaram alterações drásticas na Reserva Biológica de Poço das Antas alagando cerca de 200ha de florestas à montante da barragem e drenando toda a área de baixada à jusante da mesma. O rio São João, que corria a cerca de 1600 metros das Ilhas dos Barbados, dentro de Poço das Antas, passou a correr a, aproximadamente, 20 metros do fragmento mais próximo.

O rebaixamento do lençol freático provocado pela retificação, alargamento e aprofundamento do rio São João, secou os solos de turfa encharcados da planície de inundação, que se tornaram disponíveis para o cultivo de arroz, feijão e cana-de-açúcar. Antes da drenagem, estas zonas alagadas exerciam um papel importante no equilíbrio hídrico de toda a região, regularizando a vazão do rio pela acumulação do excesso de água na estação úmida e escoamento ao longo da estação seca. Com a drenagem da planície, o solo de turfa emergiu e a floresta alagadiça desapareceu. Este processo foi acelerado pelos diversos e freqüentes incêndios que se sucederam na área. Quando seco, o solo de turfa é altamente inflamável e, portanto, bastante suscetível aos incêndios que têm acontecido com freqüência na área e que mantêm a vegetação em estágios iniciais da sucessão levando ao isolamento dos fragmentos.

A drenagem da planície de inundação à jusante da barragem de Juturnaíba, o desaparecimento da floresta alagadiça e o conseqüente aumento da ocorrência de incêndios na Reserva Biológica de Poço das

Antas, foram apontados como os mais graves entre os diversos impactos gerados pelas intervenções de engenharia na bacia do rio São João²⁹.

Hoje os fragmentos desta área estão restritos a oito morrotes com tamanho variando entre 1 a 15ha, conhecidos por Ilhas dos Barbados devido à presença freqüente de bugios (*Alouatta guariba*). A área entre estes morrotes, que era alagada, se encontra em graus variados de isolamento e perturbação. A matriz em que estão inseridos é um mosaico de vegetação aberta dominada por gramíneas exóticas como o sapê (*Imperata brasiliensis*), capim-gordura (*Melinis minutiflora*), capim-colônião (*Panicum maximum*) e samambaias (*Pteridium aquilinum*). Nesta matriz existem alguns bosques de espécies arbóreas pioneiras como *Trema micrantha* e *Cecropia pachisystachya*, mas estas são freqüentemente destruídas pelos incêndios.

Nestes pequenos fragmentos vivem diversas espécies de roedores (os ratos-silvestres *Akodon cursor* e *Oecomys concolor*, por exemplo) e marsupiais (o gambá, *Didelphis aurita*; as cuícas, *Caluromys philander*, *Gracilinanus microtarsus* e *Philander frenata*, entre outras), além de mamíferos maiores que utilizam toda a paisagem. Algumas destas espécies têm hábitos arborícolas e a destruição da floresta alagadiça criou uma barreira considerável entre os morrotes. Os levantamentos na área indicam o desaparecimento de várias espécies em alguns dos fragmentos e populações muito pequenas em outros.

Uma avaliação recente das obras de drenagem e da barragem de Juturnaíba²⁹ mostrou que estas eram dispensáveis para a melhoria do abastecimento de água da Região dos Lagos, pois investimentos em redes de distribuição e no tratamento da água seriam mais importantes do que a ampliação da capacidade de armazenamento. As alterações ocorridas no sistema aquático acarretaram maiores custos no tratamento da água para consumo. Hoje o reservatório encontra-se parcialmente assoreado e não atende aos múltiplos usos projetados. A avaliação concluiu que a construção do reservatório foi negativa tanto no aspecto ambiental quanto econômico.

8. Introdução de espécies invasoras pelo homem: uma preocupação permanente

A introdução de espécies exóticas de animais e plantas seja de forma deliberada ou em decorrência de alguma atividade de exploração econômica do ambiente, legal ou clandestina, merece atenção permanente. Animais domésticos e silvestres, plantas para cultivo e ornamentação, agentes biológicos para controle de pragas, comensais e parasitas indesejáveis, são introduzidos em áreas onde não ocorriam naturalmente alterando o habitat e causando a extinção de espécies nativas. Algumas das espécies da flora exóticas trazidas para o Brasil são o bambu, diversos tipos de capins e árvores frutíferas como coqueiro, mangueira, jaqueira e, da fauna exótica vale mencionar o pardal, a tilápia e o *escargot* africano. Os principais impactos verificados da introdução de espécies são a competição por alimento e espaço entre espécies nati-

vas e introduzidas; predação de espécies nativas; introdução de patógenos e parasitas além da alteração de habitats.

Algumas destas espécies exóticas estão bem estabelecidas no Brasil e têm formado novos habitats e são utilizadas por espécies nativas e pelo homem. O bambu tem sido utilizado nas fazendas como cerca-viva e serve como habitat para o rato-do-bambu (*Cannabateomys amblyonix*). As jaqueiras e as mangueiras servem como recurso alimentar direto (frutos) e indireto (albergando epífitas) e como abrigo para invertebrados.

O tráfico ilegal de animais silvestres é uma prática freqüente que tem, entre outras conseqüências, originado a introdução de espécies exóticas. Um exemplo conhecido são os sagüis do nordeste, conhecidos como mico estrela (*Callithrix jacchus* e *Callithrix penicillata*), que foram levados para o Estado do Rio de Janeiro como animais de estimação e que, posteriormente, invadiram as florestas locais e tornaram-se potenciais competidores e portadores de doenças de origem antrópica (herpes, influenza), ou de elementos patogênicos associados aos animais domésticos (parvovírus) capazes de devastar populações de primatas e outros mamíferos nativos da região.

Os animais domésticos estão entre os que mais invadem os fragmentos, em decorrência da existência de habitações e de atividades econômicas no seu entorno. Faltam estudos sobre o seu impacto na biodiversidade dos fragmentos e para subsidiar o estabelecimento de estratégias que permitam controlar e minimizar essas invasões.

Em relação aos organismos aquáticos, muitos trabalhos têm documentado os efeitos da introdução de espécies de peixes em diversas bacias hidrográficas mundiais. As introduções no Brasil são antigas, com destaque para a da tilápia ocorrida em 1953³⁰. Na maioria dos casos os efeitos são negativos³¹ conforme se verificou analisando 321 trabalhos, dos quais 77% mostraram o declínio das espécies nativas. Dentre as justificativas para a introdução de espécies exóticas estão o aumento dos estoques pesqueiros, o fornecimento de novas espécies para a pesca esportiva bem como o controle de macrófitas, mosquitos, algas e moluscos.

Inúmeras situações têm permitido introduções acidentais de organismos aquáticos, não só de peixes como também moluscos e crustáceos. Inúmeros parasitas e patógenos foram introduzidos com os peixes, contaminando os tanques de cultivo e o próprio ambiente aquático, sendo considerados uma ameaça à ictiofauna nativa. Citam-se ainda moluscos introduzidos no sistema Tietê que proliferaram pelos inúmeros reservatórios e ainda são desconhecidas as suas possíveis ameaças à integridade dos ecossistemas aquáticos.

Para ilustrar essa problemática, há o caso da Floresta Nacional de Ipanema (SP) que sofre inúmeras pressões tais como desmatamento, lançamento de efluentes e represamentos. No seu entorno existem inúmeros tanques e áreas de lazer do tipo pesque-pague com diversas espécies exóticas como a carpa (*Cyprinus carpio*), além de espécies alóctones como o pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e o matrinxã (*Brycon* sp)³². Os riachos da região já possuem inúmeros locais onde predominam a tilápia, introdução que a princípio, não trouxe prejuízos para a fauna, mas não surtiu o efeito desejado, pois as tilápias são de pequeno porte, não sendo interessantes para a pesca nem para o consumo humano.

9. Considerações finais

O uso dos recursos naturais tem afetado de diferentes formas a biodiversidade, especialmente por meio da fragmentação de habitats naturais. Diversas atividades antrópicas, incentivadas ou não, pelas políticas públicas, foram estudadas pelos projetos apoiados pelo Probio em diferentes regiões do país.

As ações antrópicas foram levantadas a partir dos processos históricos e recentes que influenciaram na configuração dos padrões de ocupação territorial, geradores da atual situação dos fragmentos. As maiores causas antrópicas de fragmentação identificadas pelos projetos foram: a extração de madeira; a supressão da floresta por meio de queimadas; a substituição da cobertura florestal nativa por reflorestamento com espécies exóticas; a expansão das atividades agropecuárias que substituem os remanescentes por pastagens e áreas de cultivo; práticas agrícolas cada vez mais mecanizadas; a ocupação de terras por movimentos sociais que tem dificuldades em manter a cobertura florestal; o padrão da estrutura fundiária existente que dificulta a proteção das florestas e propicia a ações que geram perturbações nas áreas dos remanescentes florestais; a política de Reforma Agrária do Ministério do Desenvolvimento Agrário/INCRA; o crescimento urbano desordenado; pressão de turismo; a caça e a captura de animais silvestres e as obras de saneamento ambiental que alteram cursos de rios, rebaixam o lençol freático e o equilíbrio hídrico, modificando a paisagem e criando fragmentos no meio aquático.

10. Recomendações

a. O incentivo, através de financiamento agrícola, foi identificado como um propiciador do aumento da fragmentação e do desmatamento em vários locais, evidenciando a necessidade de se considerar instrumentos que preservem os fragmentos.

b. A instabilidade vivida em qualquer atividade agropecuária gera situações de ameaça aos fragmentos. Foram vistos casos, como a crise da lavoura cacaueteira, que tem gerado aumento na atividade extrativa nos remanescentes para obtenção de renda imediata e emergencial. Esse recurso tem sido utilizado tanto pelos donos das fazendas que contêm os remanescentes como pelos trabalhadores rurais que moram no entorno. É necessário criar mecanismos que incluam a preservação ambiental nos momentos de crise na produção agrícola.

c. Deve-se observar quais as implicações ambientais quando são promovidas mudanças na política energética do país. Foi visto que pode haver uma recuperação de fragmentos como no caso em que houve incentivo para que as padarias no Estado do Rio de Janeiro passassem a utilizar fornos elétricos em substituição aos de lenha ao longo dos anos 90. Já a queda de disponibilidade de energia elétrica e(ou) aumentos nos

preços do gás e da energia elétrica tendem a promover o aumento da extração madeireira.

d. Os mecanismos de regulação elaborados com o intuito de preservar o ambiente devem ser permanentemente acompanhados para verificar se estão atingindo seu intento. Uma das situações de fragilidade observadas foi a da classificação, pelo IBAMA, dos remanescentes florestais da região de Una-Bahia, como *áreas de mata secundária, aptas à silvicultura sustentável*. Essa classificação tem gerado permissões de corte e estas, mesmo quando restritas, têm servido para justificar a exploração madeireira não autorizada bem como dificultado a fiscalização, facilitando o transporte de madeira de outras áreas não autorizadas.

e. Os diferentes ciclos econômicos (pau-brasil, cana-de-açúcar, café, madeira, borracha, gado, erva-mate, soja, etc.) têm condicionado as mais diversificadas formas de exploração dos recursos naturais nos remanescentes florestais e no seu entorno. Esses ciclos orientam a ocupação do solo e o desenvolvimento econômico baseados no extrativismo, principalmente até o início da década de 70, e na modernização da agricultura, mais recentemente. Essas formas de exploração são a maior causa de perda de áreas com cobertura florestal gerando processos de fragmentação da paisagem. As análises das políticas públicas devem incorporar uma avaliação sobre as conseqüências desse processo, especialmente quando se trata de impulsionar o desenvolvimento econômico e o assentamento de populações humanas. Essa análise não deve se restringir ao momento em que se implementa uma nova política, pois algumas conseqüências só serão percebidas no médio e longo prazo.

f. O processo de ocupação do território acompanha o movimento gerado pela economia. Nas diferentes regiões do País, com raras exceções, têm-se observado o avanço da fronteira agrícola sobre as áreas de remanescentes de ecossistemas florestais abertos, a concentração da terra em poucas propriedades e a intensificação dos processos agrícolas. Como decorrência há o êxodo rural, a erosão do solo e a perda da biodiversidade. Estes impactos negativos podem ser minimizados pela elaboração e implementação do Zoneamento Ecológico Econômico, em suas diferentes escalas de abrangência.

g. Há necessidade de estudos orientados para uma prática de manejo do entorno dos fragmentos florestais, que permitam a adequação das atividades produtivas nas explorações agrícolas, quer possibilitando a interligação entre fragmentos, quer estabelecendo ações que os protejam de perturbações, minimizando assim os impactos negativos. Uma vez que os remanescentes encontram-se, na sua maioria, em áreas com topografia acidentada ou com grandes restrições físicas e químicas ao uso agrícola (fato que, em grande parte dos casos, explica a ocorrência de fragmentos florestais), o desenvolvimento de atividades produtivas deveria estar fortemente relacionado às formas de produção diversificadas, ambientalmente equilibradas, abrangendo o setor de extrativismo (principalmente na Amazônia), agricultura orgânica temporária e permanente e pecuária de pequenos animais.

h. É necessário orientar a implementação de atividades produtivas, por intermédio de políticas de desenvolvimento sustentável, compatibilizando a preservação e conservação do meio ambiente com a

geração de emprego e renda para as populações residentes no entorno dos fragmentos em todo o país. São necessários estudos locais/regionais que norteiem as orientações e as avaliem para se garantir que a pressão sobre os recursos naturais possa ser reduzida.

i. Os órgãos de controle ambiental devem desenvolver e implementar um sistema eficiente de ordenamento, monitoramento e controle de produtos madeireiros e não-madeireiros, visando orientar o desenvolvimento sustentável do setor florestal, principalmente na Região Amazônica. Toda atividade madeireira deve ser efetuada com base na adoção do plano de manejo florestal, e como tal deve ser fiscalizada.

j. Deve-se buscar alternativas de sistemas de produção de culturas anuais que evitem a agricultura itinerante, com base nos modelos preconizados pela Embrapa e outras instituições. Prioridade deve ser dada à implantação de culturas perenes, prioritariamente em Sistemas Agroflorestais.

k. Deve-se buscar a verticalização da pecuária bovina, incentivando a adoção de processos de transformação/industrialização dos produtos, além da recomendação de novas tecnologias na área de alimentação, reprodução e manejo, visando aumento na produtividade do rebanho. Deve-se também estabelecer políticas que restrinjam a expansão de pastagens na Amazônia.

l. Há um imenso potencial para a expansão das atividades de aqüicultura em regime de criação racional nas regiões litorâneas, em vários fragmentos fluviais e na Amazônia. Deve-se tomar todos os cuidados possíveis para evitar a introdução de espécies exóticas de peixes, sobre as quais há poucas informações científicas e tecnológicas. Devem ser desenvolvidos estudos e trabalhos em conjunto com os piscicultores, principalmente se os tanques estiverem situados a montante de fragmentos, pois a má qualidade da água poderá contribuir para a não preservação da biota aquática nos fragmentos e nos cursos de água. Os piscicultores devem receber orientação adequada para a construção e a manutenção dos tanques bem como para o tratamento dos efluentes gerados pelos tanques.

m. Deve ser facilitada a disseminação dos conhecimentos sobre a agricultura, a criação de animais e a preservação de ecossistemas, com isso, os agricultores podem adotar tecnologias mais condizentes com o desenvolvimento sustentável.

n. Em boa parte do país a grande maioria dos estabelecimentos apresenta áreas menores que 50ha. Neles ocorre a maior parte da produção agrícola brasileira. Isso não significa necessariamente que os proprietários desses estabelecimentos sejam os maiores responsáveis pelos impactos nos fragmentos. O baixo nível de intensificação dos sistemas de produção/extratativismo é típico da agricultura predominante, a familiar, e nas suas diversas modalidades de integração ao mercado. Dado que, para essa categoria de produtores, os rendimentos do trabalho agrícola são decrescentes, há sempre o risco de que os agricultores busquem compensação de renda na superexploração dos recursos naturais, pela intensificação do uso do solo e do extrativismo florestal. São necessários trabalhos permanentes junto a esses produtores propondo alternativas e acesso a recursos que evitem esses riscos.

o. Estudos realizados em fragmentos da Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro, indicam que há uma crescente tensão entre

a ampliação de áreas para recreação e lazer e o aumento de atividades agropecuárias. As flutuações na política agropecuária podem estimular uma ou outra opção. Além disso, a pequena experiência de ocupação e exploração ambientalmente controlada de áreas de preservação, cuja posse é distribuída entre diversos proprietários, está sendo uma facilitadora da atual perda de áreas de floresta na região.

p. As potencialidades apontadas para o ecoturismo tendem a direcionar políticas que redefinem os usos dos recursos existentes, meios de valorização do patrimônio natural e cultural, e oportunidades para atrair efetivamente investimentos produtivos. A inserção de comunidades locais no processo de planejamento e tomadas de decisão é primordial para incrementar o ecoturismo nas regiões de ocorrência de fragmentos, para que se possa definir atrativos turísticos diferenciados em termos de patrimônio histórico, recursos naturais e valores culturais.

q. Entrevistas realizadas com agricultores, para avaliar impactos produzidos pela agricultura em áreas vizinhas aos fragmentos de mata nativa, dão conta de que fogo é um dos fatores de maior importância pela sua magnitude. Dados da Zona da Mata Mineira indicam que mais de 70% das propriedades rurais já sofreram danos por fogo em seus fragmentos, além da extração de madeira e lenha seca das matas, uso indiscriminado de agrotóxicos e problemas oriundos da pecuária. Isso torna a Educação Ambiental prioritária nas discussões.

r. A abundância relativa da maioria dos ungulados e outras espécies caçadas nos fragmentos de florestas da Mata Atlântica, em São Paulo, com pressão de caça contínua e intensa é, consideravelmente, bem menor do que nos fragmentos mais protegidos. Portanto, os resultados sugerem que, embora existam inúmeros efeitos da fragmentação que podem afetar populações isoladas em fragmentos florestais, no curto prazo os impactos da caça parecem sobrepor esses efeitos, e ser a principal variável responsável pela diminuição e a extinção local de mamíferos em fragmentos florestais. Se a biomassa de mamíferos é fundamental para a ciclagem de nutrientes, e para a manutenção dos habitats e de sua integridade ecológica, então, a eliminação destes grupos de animais poderá acarretar um impacto severo na estrutura da comunidade e na biodiversidade destes últimos remanescentes florestais da Mata Atlântica Brasileira.

Referências bibliográficas

1. DIAS, B. F. S., 2001. Demandas governamentais para o monitoramento da Diversidade Biológica Brasileira. In: *Conservação da Biodiversidade em ecossistemas tropicais: Avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento*. Organizadores: Irene Garay e Braulio Dias. Petrópolis: Editora Vozes.
2. DEAN, W., 1996. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo, 484p.
3. CORSON, W.H., 1993 *Manual Global de Ecologia: o que você precisa fazer a respeito da crise no meio ambiente*. [tradução Alexandre Gomes Camaru]- Ed. Augustus, São Paulo, 413p.
4. IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2002. *Censo Demográfico 2000*. Rio de Janeiro: IBGE.

<<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/acervo/acervo1.asp>>

<<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp>>

5. MENDONÇA, J. R.; de CARVALHO, A. M.; MATTOS SILVA, L. A. & THOMAS, W. W., 1994. *45 Anos de Desmatamento no Sul da Bahia – 45 Years of Land clearing in Southern Bahia Calendar* (four maps showing extent of intact forest in Southern Bahia in 1945, 1960, 1974 and 1990). Projeto Mata Atlântica do Nordeste, CEPEC, Ilhéus, Bahia, Brasil.
6. Probio-PR. 2001. *Conservação do Bioma Floresta com Araucária Relatório final: Diagnóstico dos remanescentes florestais*. Curitiba: FUPEF, v1.121p.
7. MARTINELLO, P., 1985. *A “batalha da borracha” na segunda guerra mundial e suas conseqüências para o vale amazônico*. UFAC. Cadernos da UFAC, 1. Série “C” Estudos e Pesquisa. Rio Branco.
8. RANCI, C. M. D, 1992; *Raízes do Acre: 1970-1912*. 2ª Edição, Rio Branco, AC.
9. ACRE, Governo do Estado do Acre, 2000. *Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. Zoneamento Ecológico-Econômico: aspectos socioeconômicos e ocupação territorial - documento final*. Rio Branco: SECTMA, v. II.
10. IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2002. *Anuário Estatístico 2002*. Rio de Janeiro: IBGE.
11. IBGE/IPEA, 1990 *Diagnóstico Geoambiental e Socioeconômico: Área de influência da BR-364, Trecho Porto Velho/Rio Branco. Projeto de Proteção do Meio Ambiente e das Comunidades Indígenas I – PMACI I*. Rio de Janeiro: IBGE. 132 p.
12. FRANKE, I.L., 1997 *Caracterização e análise econômico-produtiva de quatro Reservas Extrativistas no Estado do Acre: Cachoeira, Porto Dias, São Luis do Remanso e Santa Quitéria*. Rio Branco, AC. UFAC. Monografia de conclusão de curso de Bacharelado em Economia, 190p.
13. CNS-Conselho Nacional dos Seringueiros, 1992. *Reserva Extrativista*. Rio Branco-AC: CNS. Série Unidade de Treinamento nº 02.
14. IBGE/IPEA, 1994. *Diagnóstico Geoambiental e Socioeconômico: Área de influência da BR-364, Trecho Rio Branco/Cruzeiro do Sul. Projeto de Proteção do Meio Ambiente e das Comunidades Indígenas II – PMACI II*. Rio de Janeiro: IBGE. 144 p.
15. IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 1996. *Censo Agropecuário 1995/96*. Rio de Janeiro: IBGE.
16. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, 2002. *Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite, 1999-2000*. <http://www.inpe.br/Informacoes_Eventos/amz1999_2000/Prodes/index.htm>, consultado em 29 mar. 2002.
17. SCHULTZ, L.A., 1983. *Métodos de Conservação do Solo*. Porto Alegre, Sagra, 74 p.
8. RIBON, R., 1998. *Fatores que influenciam a distribuição da avifauna em fragmentos de Mata Atlântica nas montanhas de Minas Gerais*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 128 p.
19. SEAB/DERAL., 1998. *Acompanhamento da situação agropecuária no Paraná*. Curitiba: SEAB. 78p.
20. IBGE(Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2002. *Produção Agrícola Municipal 2002*. Rio de Janeiro: IBGE
21. IBGE(Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2002. *Produção Extrativa Vegetal, 2002*. Rio de Janeiro: IBGE.

22. CASTRO, RMC & MENEZES, N. A., 1998. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do Estado de São Paulo. p 1-13, In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: Síntese do conhecimento ao final do século XX*, vol. 6 Vertebrados. São Paulo, Winnergraph-FAPESP, Castro, R.M.C. Ed., Joly, C.A.; Bicudo, C. E. M. Orgs., 71p.
23. SCHLOSSER, I.J.,1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, V.303, p.71-81.
24. JONES, C. G.; LAWTON, J. H. & SHACHAK, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, V. 69, p.373-386.
25. GORMAN, O. T & KARR, J.R., 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, 59: 507-515.
26. PETRERE JR., M. 1995. A pesca de água doce no Brasil. *Ciência Hoje*, 110 (19): 28-33.
27. ELER, M.N., 2000, *Avaliação dos efeitos do fluxo da água e da densidade de estocagem na qualidade da água em viveiros de piscicultura*. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos/USP, 294 p.
28. FILHO, E. Z., 1997. O desenvolvimento da piscicultura brasileira sem a deterioração da qualidade de água. *Rev. Brasil. Biol.*, 57(1): 3-9.
29. CUNHA, S. B. da, 1995, *Impactos das obras de engenharia sobre o ambiente biofísico da bacia do rio São João* (Rio de Janeiro – Brasil). Editora do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 415 p.
30. NOMURA, H., 1984. *Dicionário de Peixes do Brasil*. Editerra, Brasília. 482p.
31. ROSS, S.T., 1991. Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species? *Environmental Biology of Fishes*, v.30, p.359-368.
32. SMITH, W.S. e MARCIANO, F.T., 2000. *A ictiofauna da Floresta Nacional de Ipanema – Iperó, São Paulo, como base para ações de manejo, conservação e educação ambiental*. In II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Campo Grande, MS, p.409-417.

seção III

Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade

4 VEGETAÇÃO E FLORA

Aldicir Scariot
Simone Rodrigues de Freitas
Eduardo Mariano Neto
Marcelo Trindade Nascimento
Luis Cláudio de Oliveira
Tânia Sanaïotti
Anderson Cássio Sevilha
Dora Maria Villela

Introdução

Fragmentos de habitat podem ser naturais ou geralmente causados pela ação antrópica. O processo de redução e isolamento da vegetação natural, conhecido por fragmentação de habitat¹, tem conseqüências sobre a estrutura e os processos das comunidades vegetais². Além da evidente redução na área original dos habitats (Figura 1), estudos relatam extinções locais e alterações na composição e abundância de espécies que levam à alteração, ou mesmo à perda, de processos naturais das comunidades. Modificações na polinização, dispersão de sementes por animais, herbivoria, predação de herbívoros e outros, podem colocar em risco a manutenção das populações de espécies vegetais nos fragmentos^{3,4,5}. Apesar das implicações da fragmentação do habitat na manutenção da biodiversidade, muitos dos seus efeitos de curto, médio e longo prazo ainda não são entendidos^{4,6}.



Fig.1

Área de Mata Atlântica desmatada no sul da Bahia. Observe-se ao fundo a vegetação ainda intacta.

As respostas das comunidades vegetais e de cada espécie à fragmentação variam de acordo com diversos fatores como histórico do fragmento, tamanho e forma, impactos das ações humanas atuais, grau de isolamento e a sensibilidade da comunidade e dos indivíduos de cada espécie a estes processos^{7,8}. Em relação às comunidades arbóreas, a maioria dos trabalhos existentes possui um enfoque descritivo, sendo que poucos trazem informações sobre a biologia das espécies ou discutem os efeitos da fragmentação sobre estas comunidades, sua estrutura populacional e sua dinâmica^{9,10,11,12} e, principalmente, sobre os mecanismos ecológicos. Devido à variedade e complexidade dos diferentes efeitos sobre as diferentes comunidades vegetais, é difícil estabelecer de antemão quais dos fatores decorrentes da fragmentação são mais importantes em cada situação específica, por isso as generalizações devem ser analisadas com cautela.

As características biológicas das espécies possibilitam sua organização em grupos funcionais, permitindo a compreensão dos processos dinâmicos na comunidade vegetal^{11,13}. Alguns autores propõem a divisão das espécies florestais em dois grandes grupos: as climáticas e as pioneiras¹⁴, com características distintas ligadas à dispersão dos propágulos e ao estabelecimento. Climáticas são aquelas capazes de se estabelecer no interior da floresta, em condições de pouca luminosidade e com grande competição por recursos do solo. Pioneiras são espécies que necessitam de maiores quantidades de luz e competem menos por recursos do solo, estabelecendo-se em áreas com alterações na cobertura do dossel, que podem ser ocasionadas por clareiras naturais na floresta, corte raso, extração de madeira e pela criação de bordas nos fragmentos. A análise da comunidade por intermédio da sua estrutura populacional e da composição destes grupos funcionais, ou guildas, se tornou muito útil no entendimento de processos ligados à fragmentação de habitat^{4,11,13,15}.

A área de contato entre o habitat original e o entorno é conhecida como borda (Figura 2), onde podem ocorrer mudanças mais ou menos drásticas conforme a natureza das interações entre os dois ambientes^{16,17,18}. Nas florestas tropicais e nos cerrados, grandes áreas estão sendo convertidas em monoculturas agrícolas ou pastagens, fazendo com que os fragmentos de habitat fiquem em contato com áreas abertas e, portanto, expostos aos ventos e à penetração de luz e calor¹⁸. Mudanças no microclima, na estrutura e nos processos dinâmicos da vegetação decorrentes da fragmentação, podem tornar o meio inóspito para diversas espécies de organismos, ao mesmo tempo em que podem favorecer o estabelecimento de espécies características de áreas abertas^{4,11,19}, capazes de competir com as espécies nativas e alterar as características naturais do ambiente.



Fig.2

Borda de pastagem com a Floresta Estacional Decidual (mata seca) na região do vale do rio Paranã (Goiás).

Resultados de estudos em diversos ecossistemas têm demonstrado que a compreensão de somente uma ou de poucas características dos fragmentos, não é suficiente para entender ou prever como a biodiversidade será afetada. É, portanto, essencial a compreensão dos diversos fatores que podem estar atuando simultaneamente ou em sinergismo, sobre a vegetação dos fragmentos tais como o tamanho, a forma, a idade, o uso e a matriz, entre outros.

1. Tamanho e forma

O tamanho de um fragmento de habitat pode ter efeito direto na sobrevivência das populações de plantas nele contidas. Fragmentos de habitat podem não conter o tamanho mínimo de populações de determinadas espécies, simplesmente porque quando essas áreas foram isoladas, não continham essas espécies de plantas ou amostraram somente um pequeno número de indivíduos da população. Esse problema pode ser especialmente crítico para espécies raras, cujo número de indivíduos por área é reduzido. Desta forma, como o fragmento é uma amostra do ecossistema (Figura 2), a ausência ou o tamanho reduzido das populações contidas no fragmento, pode ser consequência da distribuição natural em manchas dos organismos (efeito de amostragem) e que é a resposta de cada espécie à heterogeneidade ambiental.

Quanto menor o fragmento, maior a influência dos fatores externos sobre ele. Em fragmentos pequenos, a dinâmica do ecossistema provavelmente é determinada por forças externas e não internas³. **Diversos estudos ressaltam uma maior intensidade dos efeitos de borda em fragmentos pequenos, com aumento na mortalidade de árvores e nas taxas de substituição, modificação nas taxas de recrutamento, além de alterações microclimáticas severas exibidas na temperatura e intensidade dos ventos^{4,5,20,21}.** Por possuírem menor área, os fragmentos pequenos também abrigam populações pequenas e muitas vezes inviáveis para a manutenção da espécie. **No Cerrado da região de Paracatu e Guardamora (MG), foi observado que fragmentos grandes (> 1.300ha) inseridos em matriz de soja, têm cerca de 25% mais espécies arbóreas que os fragmentos de pequeno e médio porte (até 700ha).** Assim, o tamanho do fragmento (e do habitat), é um fator importante para a dinâmica populacional e os efeitos de borda podem reduzir ainda mais a área efetiva do fragmento para determinadas espécies. Portanto, o tamanho nominal de uma reserva, necessariamente não corresponde ao tamanho real da mesma, sendo geralmente menor devido ao efeito de borda²².

Além da análise do tamanho e da integridade de cada fragmento, é essencial a análise em escala de paisagem, pois em um conjunto de fragmentos as populações de plantas podem estar sendo extintas de alguns fragmentos, mas colonizando outros e mantendo dessa forma, populações dinâmicas, no que se denomina de metapopulação²³. Nesses casos, o conjunto de fragmentos atua para determinar a persistência de determinadas populações de plantas na paisagem. Em certas situações, os pequenos fragmentos são um importante elemento da paisagem, promovendo conexões entre fragmentos maiores de habitat²⁴ ou com áreas contínuas. Em alguns casos, a heterogeneidade interna dos peque-

nos fragmentos, decorrente do histórico de impacto e da geomorfologia diferenciada, faz com que tenham estrutura de vegetação semelhante à dos grandes fragmentos, tornando-os importantes para a conservação das populações de espécies originais^{25,26}, representando, portanto, uma amostra da vegetação da região. Essa heterogeneidade também dificulta a percepção de padrões nos estudos de redução de área de vegetação em paisagens com histórico antigo e complexo de fragmentação. Esta heterogeneidade tem sido observada nas regiões de Una (sul da Bahia) e do vale do rio Paranã (Goiás e Tocantins), entre outras.

A forma de um fragmento de habitat afeta diretamente a relação entre o perímetro e a área desse fragmento. Quanto menor for esta relação, menor também será a borda e quanto maior a relação, maior será a borda (Figura 3). A quantidade de área de um fragmento representada pela borda é, portanto, consequência direta dessa relação. A borda pode ser definida como a zona de contato entre um habitat natural e outro antropizado. Embora possam existir bordas entre dois habitats naturais, para a biologia da conservação a mais importante é a primeira, pois potencialmente pode afetar diretamente as populações dos organismos. Desta forma, quanto maior a proporção de borda de um fragmento, menor será a área central, que é a área efetivamente preservada e a mais similar à vegetação original da região.

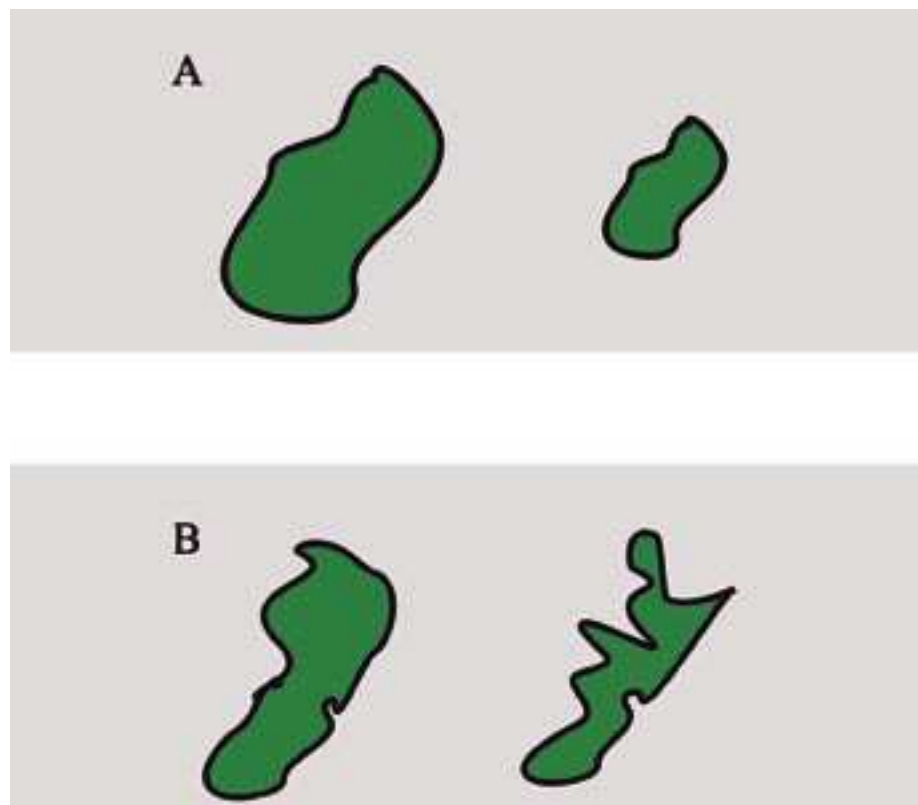


Fig.3 Esquema de desenho de reservas, mostrando que áreas maiores são melhores que menores (A), e que áreas menos recortadas são melhores que aquelas mais recortadas (B), o que aumenta a razão perímetro/área e conseqüentemente o efeito borda.

Fragmentos de habitats mais próximos ao formato circular têm a razão borda-área minimizada e, portanto, o centro da área está mais distante das bordas e, conseqüentemente, mais protegido dos fatores externos. Áreas mais recortadas (invaginadas) têm maior proporção de bordas que as menos recortadas, assim como um conjunto de reservas cuja área total seja igual à área de uma reserva contínua. Em um fragmento localizado na bacia do rio Macacu (RJ), com 28ha e de formato invaginado, foram encontradas maior densidade de indivíduos arbóreos e menor área basal do que em outros fragmentos da região cujos tamanhos eram similares, mas de forma mais arredondada, o que pode estar indicando um maior efeito de borda causado pela invaginação. Portanto, fragmentos com áreas maiores e menos recortadas são preferíveis, pois tem menor proporção de borda-área (Figura 3).

O aumento na proporção de borda em relação à área torna os fragmentos mais susceptíveis às perturbações antrópicas como fogo, caça, animais domésticos, exploração madeireira, espécies invasoras etc. A primeira resposta da criação de uma borda é a modificação do microclima, que pode afetar a sobrevivência e a reprodução das populações. Nas bordas, a umidade do solo e do ar diminuem^{21,27}, enquanto que a temperatura do solo e do ar e a incidência de luz aumentam, assim como o déficit do vapor de água²¹ e a velocidade do vento²⁸. Posteriormente, os efeitos são sentidos na vegetação, sendo que para as árvores com ciclo de vida longo muitas respostas somente podem ser avaliadas décadas ou mesmo séculos após o início da perturbação antrópica²⁹. A extensão dos efeitos de borda pode variar desde alguns metros até toda a área do fragmento, dependendo da forma e do tamanho deste³⁰.

A maior intensidade de exposição aos ventos resulta em danos à vegetação de forma direta (pela derrubada de árvores) ou indireta, por aumentar a evapotranspiração reduzindo a umidade e aumentando a dessecação. O efeito de borda pode causar também mudanças na composição dos nutrientes do solo, além de possibilitar a introdução de sementes dispersas pelo vento, de insetos e patógenos para dentro dos fragmentos³¹. A mortalidade de árvores adultas, por exemplo, geralmente aumenta em áreas remanescentes após a fragmentação^{2,32,33,34}. Os estágios iniciais de vida tais como as plântulas, parecem apresentar as respostas mais intensas e imediatas à fragmentação da floresta, o que poderá afetar a futura composição da comunidade vegetal^{35,36,37}. Mudanças microclimáticas que podem afetar a sobrevivência das plântulas na Floresta Amazônica são maiores próximas às bordas dos fragmentos do que no centro³⁸, e a área de um fragmento sujeita aos efeitos de borda é proporcionalmente maior nos pequenos do que nos grandes fragmentos^{24,39}.

Os efeitos negativos da borda na vegetação têm sido demonstrados principalmente para florestas tropicais úmidas^{17,18,20,31,40,41,42}. Em bordas recém-criadas na floresta de terra firme da Amazônia, ocorreram modificações no microclima da borda, onde a umidade do solo e do ar diminuiu e a temperatura do ar e do solo e a incidência de luz aumentaram²¹. Também foram detectados nestas florestas logo após a fragmentação, danos e morte de árvores causadas diretamente ou indiretamente pelo vento, ocorrendo até a 60m de distância partindo da borda para o interior da floresta⁴³.

Com o tempo, em florestas úmidas, a borda é selada pela vegetação que ali se estabelece e as variáveis climáticas tendem a não ser muito

diferentes daquelas encontradas no interior da floresta¹⁸. Porém, a reconstrução da vegetação da borda para que volte a ter a mesma estrutura da floresta original, parece improvável de ocorrer³³, pois as modificações iniciais no microclima da borda, criam condições para o estabelecimento de espécies diferentes daquelas que ali se encontravam quando da criação da borda. Essas condições favorecem o estabelecimento de espécies mais adaptadas à maior incidência de luz (pioneiras, lianas etc.), em detrimento das tolerantes ao sombreamento (climáticas), o que pode resultar em uma comunidade de plantas na borda distinta daquela do interior do fragmento. O aumento na densidade de espécies pioneiras pode dar a falsa impressão de não ter ocorrido efeito negativo, porém é essencial observar que a identidade dessas espécies difere daquelas do interior do fragmento.

Em um fragmento de 5ha de Floresta Semidecidual estudado em Lavras (MG), foi possível constatar que as fortes variações na composição, estrutura e dinâmica da comunidade de árvores, se correlacionavam com o efeito de borda⁴⁴. No caso dessas florestas, suspeita-se que a formação de emaranhados de cipós principalmente a partir da borda, pode interferir na comunidade arbórea^{44,45}. Outro elemento da vegetação que pode exercer o mesmo papel, são os bambus⁴⁶. Já na Floresta Estacional Decidual, a resposta ao efeito de borda pode ser diferente, onde não foi possível detectar modificações na riqueza, diversidade e composição de espécies, abundância de indivíduos e na estrutura das populações de árvores^{47,48}.

Em três pequenos fragmentos (< 20ha) naturais de Mata Atlântica de baixada periodicamente alagada na REBIO Poço das Antas (RJ), houve maior número de árvores mortas em pé⁴⁹ e de lianas⁵⁰ tanto na borda quanto no interior, quando comparados com outros tipos de florestas úmidas. Já a composição de espécies, a área basal, a densidade⁴⁹, a concentração de nutrientes no solo⁵¹ e a produção de serrapilheira⁵² foram, em geral, similares entre bordas e interiores nesses fragmentos. Porém, a área basal e a densidade das árvores das três espécies dominantes e, conseqüentemente, a produção de folhas da serrapilheira dessas espécies, apresentaram diferenças entre a borda e o interior do menor fragmento estudado (9ha). O guanandi (*Callophylum brasiliensis*), espécie dominante, teve menores valores de área basal, densidade e produção de folhas da serrapilheira na borda do que no interior. Ao contrário, outro tipo de guanandi (*Symphonia globulifera*) e a caixeta (*Tabebuia cassinoides*), espécies caracteristicamente mais adaptadas à alta incidência luminosa (heliófilas⁵²), tiveram valores de área basal, densidade e produção de folhas da serrapilheira maiores na borda. Os resultados destes estudos obtidos até o momento, indicam que (1) em função de seu reduzido tamanho (< 20ha), a comunidade arbórea dos fragmentos estudados pode estar sendo afetada pelo efeito de borda em toda sua área. Em florestas úmidas na Amazônia, fragmentos de até 10ha são totalmente afetados pelo efeito de borda¹⁷ que pode alcançar de 10³⁹ a 500m⁴⁰ de distância da borda. Porém, algumas espécies são mais sensíveis às alterações drásticas ocasionadas na borda, podendo ter sua estrutura alterada nesta; ou (2) a não ocorrência de um padrão definido de agrupamento borda/interior nos fragmentos naturais de matas alagadas, estaria provavelmente muito mais relacionado à baixa diversidade de espécies arbóreas nestes ambientes, e ao fato do dossel possuir uma dominância de espécies (*S. globulifera* e *T. cassinoides*)

não preferenciais (generalistas), adaptadas à alta incidência de luz e tolerantes a inundação. Este grupo funcional de espécies desempenharia assim, um papel fundamental na manutenção do dossel, minimizando os efeitos negativos do ambiente de borda. É importante salientar, entretanto, que mudanças ocasionadas na estrutura e na dinâmica de espécies vegetais dominantes, podem influenciar a comunidade florestal de uma maneira geral. No caso citado acima, por exemplo, sabe-se que 70% do total da serrapilheira produzida por ano nestas florestas inundadas é composta de folhas⁵³ e aproximadamente metade destas corresponde às três espécies dominantes citadas. Portanto, é esperado que mudanças na abundância e distribuição destas espécies afetem o funcionamento destas florestas.

Todos os efeitos relacionados às bordas são particularmente mais intensos em fragmentos pequenos, porém a forma dos fragmentos, e especialmente aqueles muito finos e compridos ou com formas muito irregulares, com muitas invaginações, podem permitir que as alterações penetrem em grande parte da área ou mesmo em toda a área do fragmento. Isto faz com que espécies sensíveis a estas alterações sejam excluídas de toda a área do fragmento^{4,5,21}.

2. Matriz e distribuição dos fragmentos na paisagem

Os efeitos que a fragmentação de habitat exerce sobre as espécies são diferentes; **uma paisagem fragmentada para uma espécie pode não o ser para outra. A resposta de uma determinada espécie ou população à fragmentação depende também da escala espacial em que os fragmentos estão organizados e como a fragmentação influencia o sucesso de dispersão na paisagem**^{54,55}. Desta forma, a distribuição espacial dos fragmentos na paisagem e os tipos de elementos da paisagem que os separam ou conectam, determinam o grau de isolamento das populações das espécies de plantas nos fragmentos.

O entorno do fragmento, conhecido como matriz, determina a possibilidade de deslocamento das espécies entre os fragmentos e o estabelecimento de plantas na própria matriz. Embora determinado conjunto de fragmentos possa estar inserido numa matriz cujo habitat é inadequado para determinadas espécies, em certos casos, a matriz pode não ser tão hostil. Porém, muitas espécies de plantas dos fragmentos não conseguem se estabelecer na matriz porque as condições abióticas são muito distintas do habitat adequado à espécie, ou simplesmente porque não há dispersão de propágulos das áreas de ocorrência da espécie para a matriz. Para espécies cuja dispersão de propágulos é zoocórica, as limitações à dispersão são maiores que para aquelas dispersas pelo vento (anemocóricas), pois os animais dispersores de propágulos podem estar ausentes ou em baixo número na área, ou até mesmo não se deslocarem pela matriz.

De forma geral, quanto mais próximos entre si estiverem os fragmentos, maior a probabilidade de que ocorram movimentos de propágulos entre os mesmos. É também essencial a existência de áreas fornecedoras de propágulos nas proximidades dos fragmentos, o que remete à importância de grandes áreas que ainda mantenham razoavelmente

intactas a composição e estrutura da comunidade de plantas. Estas áreas funcionam não somente como fonte de propágulos de plantas, mas também de animais dispersores de propágulos para outros fragmentos ou mesmo para a matriz. O fluxo de propágulos e de pólen é crucial para que populações de plantas e animais nos fragmentos menores possam se manter, ou mesmo se restabelecer. Árvores dentro dos fragmentos e na matriz podem ser importantes fontes de propágulos ou sítios de pousio para a fauna dispersora de propágulos⁵⁶.

A natureza da matriz também contribui para determinar a probabilidade de invasões biológicas nos fragmentos. Matrizes compostas por grandes extensões de pastagens ou monoculturas de grãos são intransponíveis para diversas espécies de animais da floresta⁶. Se a espécie de animal que poliniza ou dispersa os propágulos de determinada espécie de planta é afetada negativamente pela fragmentação, a população da planta também poderá estar confinada ao fragmento, sem chance de se estabelecer na matriz. Desta forma, um grupo de fragmentos de diversos tamanhos conectados por elementos da matriz (Figura 4), como matas ripárias, reflorestamentos com espécies nativas e sistemas agroflorestais que permitam a passagem de espécies (Figura 5), pode funcionar na prática como um grande fragmento, permitindo o fluxo biológico e promovendo a manutenção de grande parte da biota, como é o caso dos fragmentos da região de Una, (BA)²⁶ e do Estado de São Paulo⁵⁷.

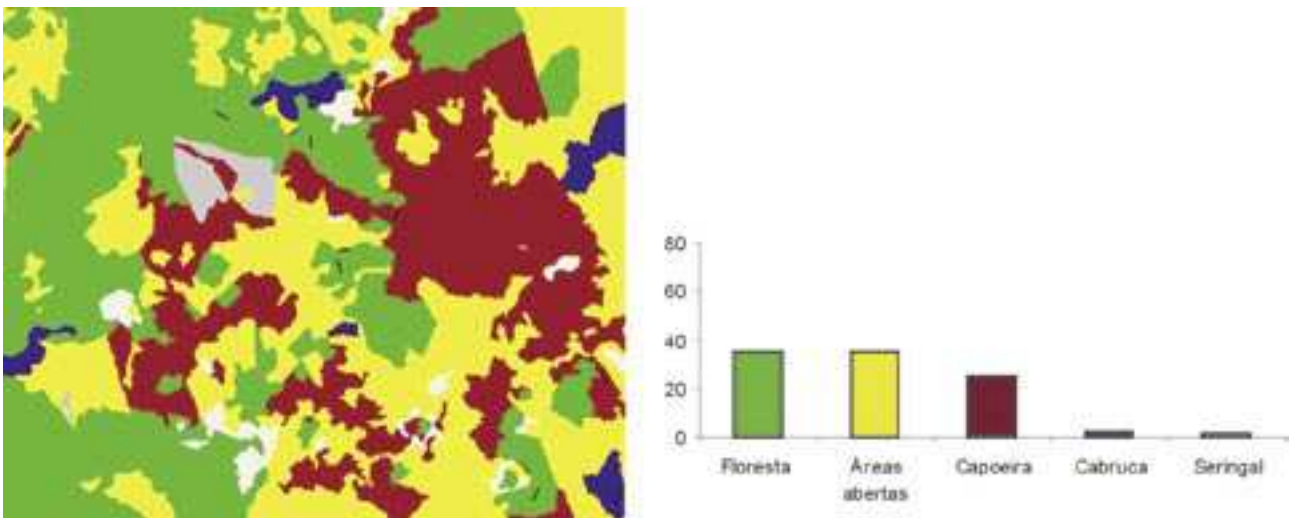


Fig.4 O tipo e a quantidade de cada componente da matriz afeta o deslocamento de organismos e propágulos na paisagem. Observe exemplo da distribuição e quantidade de cada componente da paisagem no sul da Bahia. Os mapas foram digitalizados e georeferenciados, e aqui são indicados os componentes de floresta madura (verde), áreas abertas (amarelo), capoeiras (marrom), cabruças (azul) e seringais (cinza).



Fig.5 Sistemas agroflorestais como este de cabruca, no sul da Bahia, têm as variáveis ambientais mais próximas às da floresta originais e são melhores para a biodiversidade que áreas de monoculturas.

A intensidade das atividades desenvolvidas na matriz também afeta a sobrevivência das populações, tanto de espécies de plantas como de animais. Atividades agrícolas intensivas podem ser altamente nocivas, pois envolvem o uso indiscriminado de fertilizantes e, principalmente, de agrotóxicos. Além de afetar diretamente os organismos da matriz, os agrotóxicos podem ser transportados pelo vento e pela água, afetando os organismos dentro dos fragmentos e também contaminando mananciais de água, levando perigo às populações de plantas, animais e, inclusive, às populações humanas.

O uso do fogo na matriz tem, com frequência, causado incêndios não intencionais no interior de fragmentos, provocando alterações drásticas na estrutura e na dinâmica das populações de plantas. No Cerrado, o fogo é considerado um fator determinante na manutenção das

fitofisionomias, sendo que sua frequência pode limitar a reprodução das plantas⁵⁸ e afetar a dinâmica das comunidades vegetais⁵⁹. O aumento na frequência do fogo pode também diminuir a cobertura vegetal, aumentando a área de solo exposto⁶⁰. Uma matriz que sofre queimadas com frequência maior do que aquela que ocorre naturalmente no Cerrado (5-10 anos⁶¹), aumenta a probabilidade do fogo penetrar nos fragmentos. Em áreas desmatadas, o calor gerado pela queima da biomassa pode causar impacto adicional às plantas da borda adjacente através do aumento na mortalidade das plantas mais susceptíveis ao calor.

Desta forma, para a manutenção da viabilidade dos fragmentos de vegetação nativa, é necessário manejar a matriz de forma a aumentar a sua permeabilidade e evitar impactos adversos sobre os fragmentos.

3. Uso do fragmento

O uso ao qual o fragmento está submetido pode determinar o nível de impacto experimentado pela biodiversidade do mesmo. Usos mais intensos e mais impactantes podem comprometer diretamente a sobrevivência das populações como, por exemplo, no caso de exploração direta da espécie, ou indiretamente, quando espécies que interagem com a espécie explorada são afetadas.

Após a conversão em áreas agrícolas e o isolamento de outras áreas de habitat, o extrativismo, principalmente de madeira (Figura 6), é provavelmente a maior fonte de impacto sobre os fragmentos⁶².



Fig.6

A exploração seletiva de uma ou algumas espécies de madeira provoca modificações na estrutura da floresta, podendo afetar outras espécies que não foram exploradas. Na foto observa-se a retirada de madeiras nobres de áreas de Floresta Estacional Decidual (mata seca) na região do vale do rio Paranã (Goiás).

Na bacia do rio Paranã (GO e TO), cujo processo de fragmentação das Florestas Estacionais Deciduais foi intenso, numa análise comparativa entre três fragmentos que não sofreram extração de madeira com outros cinco que sofreram algum tipo de perturbação causada pelo homem (extração seletiva de madeira, fogo e gado), foram encontradas diferenças significativas nos valores de densidade, área basal, riqueza de espécies e diversidade. Dos cinco fragmentos perturbados, três sofreram corte seletivo de espécies de interesse econômico tais como a aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), ipê (*Tabebuia impetiginosa*), cerejeira (*Amburana cearensis*) e cedro (*Cedrela fissilis*) dentre outras, e se encontram em processo de regeneração natural há cerca de 18 anos. Já os outros dois fragmentos, os mais perturbados, foram explorados intensivamente há cerca de cinco anos e apresentaram os menores valores de densidade, área basal, riqueza e diversidade de espécies. Da mesma forma, em fragmentos florestais explorados na Mata Atlântica da bacia do rio Macacu (RJ), foram encontrados valores de densidade de indivíduos arbóreos e área basal, inferiores àqueles presentes nos fragmentos não explorados.

Para estudos realizados em fragmentos grandes (>1.000ha) e pequenos (<100ha) na região de Una (BA), a área do fragmento, o tempo de isolamento e a distância de outras áreas não foram suficientes para explicar as modificações na riqueza de espécies e na estrutura da comunidade de árvores e arbustos. Porém, quando comparados os fragmentos grandes e isolados recentemente com fragmentos pequenos e isolados há mais tempo, o grau de perturbação causado pela intensa extração de madeira foi o principal responsável pelas modificações ocorridas na riqueza de espécies e na estrutura da comunidade. A diferença encontrada deve-se, principalmente, à intensidade do corte seletivo, que foi maior nos fragmentos pequenos e antigos.

As alterações encontradas nas comunidades arbustivo-arbóreas dos fragmentos florestais pequenos e antigos da região de Una refletem as mudanças na comunidade de plantas, decorrentes do corte seletivo de madeira e conseqüente abertura do dossel nesses fragmentos. Para o dossel dessas florestas, a exploração seletiva de madeira determinou menor densidade total e quantidade de indivíduos tolerantes ao sombreamento e menor abundância de indivíduos de Chrysobalanaceae e Sapotaceae, famílias típicas de florestas fechadas e muito visadas pelos extratores de madeira. Para o estrato intermediário, a abertura do dossel resultou em menor altura média e maior densidade e área basal total de plantas. Espécies de embaúbas e tararangas (Cecropiaceae) e de bicuíbas (Myristicaceae), preferenciais de ambientes com alta luminosidade como clareiras e bordas de florestas, foram as mais abundantes nas áreas mais exploradas.

Na floresta Amazônica do Acre, os efeitos da exploração seletiva de madeira nos fragmentos, mostraram uma redução drástica na biomassa da comunidade vegetal da floresta quando comparados aos fragmentos não explorados⁶³.

Além do efeito direto da exploração madeireira durante o processo de fragmentação, os efeitos indiretos sobre populações de determinadas espécies devem ser evidenciados. A cerejeira (*Amburana cearensis*), por exemplo, importante economicamente pela qualidade de sua madeira e atualmente ameaçada de extinção, teve sua população de adultos remanescentes, tanto nas áreas abertas quanto nas áreas de interior e borda

dos fragmentos de Floresta Estacional Decidual, drasticamente reduzida após o intenso processo de exploração florestal ocorrido na bacia do rio Paranã (GO e TO).

A atividade madeireira, tanto na região da bacia do rio Paranã quanto na região de Una (BA) foi, e ainda é, realizada ilegalmente e sem preocupação alguma com os efeitos nos processos ecológicos (dispersão de propágulos, polinização etc.) e como esses afetam a dinâmica das populações. Espera-se que ocorram modificações ainda mais profundas que as causadas diretamente pela fragmentação na composição e na estrutura das comunidades vegetais, caso não sejam criados mecanismos que evitem o avanço do processo de fragmentação e de exploração dos fragmentos, pois essas atividades são incompatíveis com a preservação dos últimos remanescentes dessas regiões.

Além da exploração madeireira, a extração do palmito doce (*Euterpe edulis*) e de epífitas como as bromélias e orquídeas, é um fator determinante na distinção da estrutura da vegetação entre fragmentos e áreas de mata contínua da bacia do rio Macacu (RJ). Da mesma forma, a mineração também é um importante fator a ser considerado, pois causa impacto negativo acentuado sobre a vegetação, podendo provocar até mesmo o total desaparecimento do fragmento, quer este seja natural ou antrópico, como ocorre em áreas de mineração de rocha calcária (Figura 7) na bacia do rio Paranã. Também as atividades pecuárias desenvolvidas dentro dos fragmentos podem contribuir para a dispersão e o estabelecimento de espécies de plantas não características da vegetação do fragmento. Em áreas de Cerrado da Amazônia e em Florestas Estacionais no vale do rio Paranã, gramíneas exóticas podem comprometer a integridade dos fragmentos, competindo por recursos com as espécies nativas.



Fig.7

Mineração de rocha calcária no vale do rio Paranã (Goiás), que causa a destruição total da vegetação que ocorre sobre esses afloramentos de calcário.

4. Idade do fragmento e heterogeneidade ambiental

Os efeitos da fragmentação sobre as plantas podem ser distintos de acordo com a idade do fragmento. Em fragmentos com pouco tempo de isolamento, modificações na vegetação podem não ser detectadas facilmente. Em geral, espécies cujo ciclo de vida é longo demoram mais a sentir os efeitos da fragmentação do que espécies com ciclo de vida curto. O componente de maior visibilidade formado pelas árvores, pode levar décadas ou mesmo séculos para responder à fragmentação. De fato, árvores podem viver por séculos e, embora vivas dentro de um fragmento, podem não mais estar reproduzindo com a mesma intensidade e frequência que antes da fragmentação ou do isolamento e assim, são caracterizadas como indivíduos mortos-vivos. Os efeitos mais imediatos da fragmentação nas árvores são mais facilmente identificados nas plântulas, cuja resposta à fragmentação é mais imediata e visível. Desta forma, modificações no recrutamento afetam as populações quando as árvores adultas morrem e a substituição não ocorre em níveis similares aos observados em áreas de habitat contínuo. Essas mesmas modificações que afetam negativamente o recrutamento de determinadas espécies, colocando em perigo a sobrevivência da população no fragmento, podem, por outro lado, afetar positivamente o recrutamento de outras espécies que, no longo prazo, podem se tornar mais abundantes ou mesmo dominantes no fragmento, tais como espécies de áreas abertas ou invasoras³⁶.

A localização do fragmento na paisagem original é um fator determinante da riqueza de espécies de árvores em fragmentos de diferentes tamanhos. Nas áreas de Cerrado em Paracatu e Guarda-Mor (MG), fragmentos pequenos (6 a 10ha) apresentaram riqueza de espécies de árvores semelhante aos médios (400 a 700ha). Essa similaridade deve-se ao fato dos fragmentos pequenos localizarem-se em uma área onde a vegetação original de árvores era rica em espécies. Considerando que as espécies de plantas no Cerrado têm uma distribuição restrita^{64,65,66}, fragmentos que contêm maior heterogeneidade de habitats tendem a ter um maior número de espécies. Sendo assim, fragmentos longos incluem, potencialmente, maior variação topográfica resultando em maior heterogeneidade ambiental.

Além da heterogeneidade ambiental, a distância entre os fragmentos deve ser considerada como fator determinante da composição de espécies. Entre os fragmentos que se encontravam em estágio avançado de regeneração natural (cerca de 18 anos) e os fragmentos intactos de Floresta Estacional Decidual no vale do rio Paranã (GO), o que prevaleceu para determinar a maior similaridade florística entre eles foi a distância que os separava, sendo os mais próximos entre si, os mais similares floristicamente.

5. Considerações finais

É essencial observar que os fatores que afetam a diversidade de espécies podem agir em conjunto ou em sinergia e, portanto, um fator isolado geralmente não é o único responsável pelo que se está observando. Os efeitos da fragmentação nas plantas, quer tenham sido detectados ou não, devem sempre ser considerados sob duas variáveis: tempo e espaço.

As respostas dos organismos à fragmentação do habitat dependem do tempo que estão submetidos aos novos fatores, inexistentes antes da fragmentação ou que foram modificados por ela. Portanto, efeitos que em determinado momento não são detectados, podem vir a ser no futuro. A natureza do ambiente é espacialmente heterogênea e, portanto, resultados detectados em determinada área não são necessariamente idênticos à outra área e, conseqüentemente, generalizações podem ter mais efeitos maléficos que benéficos.

Igualmente importante é considerar o ciclo de vida das plantas. Dependendo do tempo de vida da planta, os efeitos da fragmentação podem ser detectados somente após muitos anos. Exemplo disso são as árvores. Embora determinados processos biológicos de suas populações possam estar sendo afetados pela fragmentação, seus indivíduos podem permanecer em um fragmento por longo tempo. Ao contrario, espécies de plantas de vida curta, podem responder imediatamente à fragmentação.

Outra observação importante é que além da perda da biodiversidade causada diretamente pelos fatores acima discutidos, esses mesmos fatores podem contribuir para modificar o habitat de partes ou de todo o fragmento. Essas modificações podem criar as condições necessárias para que invasões biológicas aconteçam no fragmento por intermédio de espécies de plantas, nativas ou exóticas, contribuindo para diminuir a integridade biológica do fragmento em questão. Conforme a fragmentação dos habitats aumenta e os fragmentos degeneram, mais áreas hiper-perturbadas estarão disponíveis para as espécies invasoras, o que eventualmente contribuirá para o declínio de espécies típicas de áreas mais intactas, similares aos habitats contínuos⁶⁷.

Portanto, generalizações são perigosas e as recomendações abaixo devem ser tomadas com cautela.

6. Recomendações

a. Fragmentos grandes são geralmente melhores que pequenos, considerando-se similares a matriz, o histórico e o uso dos fragmentos, pois podem com maior eficiência manter populações viáveis de plantas e os processos ecológicos.

b. Fragmentos pequenos podem ser importantes na paisagem por representarem uma amostra da heterogeneidade espacial original do ambiente. Adicionalmente, pequenos fragmentos podem desempenhar

papel fundamental na conexão entre fragmentos maiores e áreas contínuas, contribuindo para o fluxo de genes entre populações.

c. Nos fragmentos pequenos o manejo deve ser voltado para o controle das forças externas e nos grandes, às forças internas, porém, forças externas são importantes independentemente do tamanho do fragmento.

d. A redução da quantidade de borda pode ser obtida pela diminuição da razão perímetro/área, o que pode ser conseguido com áreas que se assemelhem mais a uma circunferência do que às outras figuras geométricas, portanto com menos invaginações. A intensidade do efeito de borda dependerá do tipo de vegetação e dos organismos estudados. Vegetações em áreas mais úmidas e fechadas sofrem impacto maior que em áreas mais abertas e secas quando a borda é criada.

e. A conexão entre fragmentos é fundamental para a persistência das populações de plantas, pois contribui decisivamente para o fluxo de genes entre populações, que ocorre por intermédio da dispersão de propágulos e pólen. Portanto, áreas conectando os fragmentos antrópicos, ou mesmo pequenos fragmentos e plantas isoladas, podem contribuir para o fluxo de genes. A conexão entre fragmentos nem sempre precisa ser física. O fluxo de genes pode ocorrer também entre áreas disjuntas, através de outros fragmentos, de grupos de plantas e mesmo de plantas isoladas na matriz.

f. Zonas tampão são importantes na implementação de uma Unidade de Conservação e podem atenuar os efeitos do isolamento e da matriz. Portanto, diferentes tipos de zonas-tampão têm distintos níveis de permeabilidade e conseqüentemente, diferentes efeitos na conservação da biodiversidade do fragmento. Quanto maior a similaridade da composição e da estrutura da vegetação entre a zona tampão e o fragmento, maior a eficiência da zona tampão.

g. A permeabilidade da matriz depende do uso ao qual está submetida. Quanto maior a similaridade da estrutura e composição da matriz e dos fragmentos, menor será o efeito negativo sobre a biodiversidade dos fragmentos e da paisagem.

h. Quanto mais intensivo for o uso ao qual a matriz está submetida, mais afetada será a biodiversidade dos fragmentos. São particularmente nocivos os usos de agrotóxicos e de fogo na matriz, pois ambos podem penetrar nos fragmentos. O uso ao qual a matriz está submetida também pode afetar a regeneração das plantas na matriz, impedindo assim o aumento do tamanho do fragmento.

i. O uso da matriz e dos fragmentos pode afetar as populações de animais que funcionam como polinizadores, dispersores de sementes e herbívoros, afetando assim as populações de planta.;

j. A exploração de madeira é uma das atividades que causa mais impacto à vegetação, o que pode comprometer sua estrutura e composição e mesmo a persistência no longo prazo de determinadas espécies no fragmento.

k. Diferentes usos dos fragmentos causam diferentes níveis de impacto na biodiversidade, e mesmo a exploração de produtos não-madeireiros (óleos, fibras, frutos, sementes, cascas etc.) deve ser analisada com cautela, pois pode afetar a sobrevivência dos indivíduos e a regeneração das populações de plantas.

l. O uso dos fragmentos por animais domésticos pode ser particularmente nocivo à sobrevivência e regeneração das plantas

e assim, afetar negativamente a recuperação e persistência das populações. Além disso, animais domésticos funcionam como vetores de propágulos de plantas estranhas (exóticas ou não) à vegetação nativa dos fragmentos.

m. Embora os processos ecológicos possam ser alterados imediatamente após a fragmentação, a detecção dos efeitos na composição, estrutura e dinâmica da vegetação pode demorar. Além disso, os efeitos da fragmentação e isolamento na biodiversidade, podem ser mais facilmente identificados em organismos de ciclo de vida mais curto (ervas e arbustos), que nos de ciclo de vida longo (árvores);

n. Alterações antrópicas que ocasionam mudanças no ambiente físico de um fragmento como, por exemplo, alteração no regime hídrico, abertura de clareiras etc., podem provocar mudanças na composição e abundância de espécies de plantas, alterando também o funcionamento deste sistema e tornando o fragmento todo semelhante ao ambiente de borda.

o. Recomendações de manejo dos fragmentos não podem ser facilmente extrapoladas entre diferentes tipos de vegetação. Por exemplo, a remoção de cipós em fragmentos de florestas estacionais decíduas, pode ser negativa para a regeneração de determinadas espécies de plantas.

p. Ao se analisar os efeitos da fragmentação na biodiversidade, deve-se atentar também para o tempo decorrido desde a fragmentação e outras perturbações, naturais ou não, que tenham ocorrido no passado ou ainda no presente. Análises em fragmentos recém isolados podem produzir resultados que não refletem a realidade e indicar pouca ou nenhuma modificação na vegetação.

Referências bibliográficas

1. SHAFER, C. L., 1990, *Nature reserves: island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press, Washington, 189p.
2. LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., RANKIN, J. M. & SCHUBART, H. O. R., 1983, Ecological dynamics of tropical forest fragments, pp. 377-384. In: S. L. Sutton, T. C. Whitmore & A. C. Chadwick (eds.), *Tropical rain forest: ecology and management*, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
3. SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R., 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.*, 7: 18-32.
4. LAURANCE, W. F., FERREIRA, L. V., RANKIN-DE-MERONA, J. M., LAURANCE, S. G., HUTCHINGS, R. W. & LOVEJOY, T. E., 1998A, Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in amazonian tree communities. *Conserv. Biol.*, 12: 460-464.
5. LAURANCE, W. F., FERREIRA, L. V., RANKIN-DE-MERONA, J. M. & LAURANCE, S. G., 1998B, Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, 79: 2032-2040.
6. Bierregaard, R. O. Jr., Lovejoy, T. E., Kapos, V., Santos, A. S. & Hutchings, R. W., 1992, The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience*, 42: 859-866.

7. LAURANCE, W. F., 1990, Comparative aspects of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *J. Mamm.*, 71: 641-653.
8. OUBORG, N. J., 1993, Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos*, 66: 298-308.
9. PEIXOTO, A. L. & GENTRY, A., 1990, Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Rev. bras. Bot.*, 13: 19-25.
10. TABARELLI, M. & MANTOVANI, W., 1997, Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Rev. bras. Bot.*, 20: 57-66.
11. TABARELLI, M., BAIDER, C. & MANTOVANI, W., 1998, Efeitos da fragmentação na floresta atlântica da bacia de São Paulo. *Hoehnea*, 25: 169-186.
12. THOMAS, W. M. W., CARVALHO, A. M. V., AMORIM, A. M. A., GARRISON, J. & ARBELÁEZ, A. L., 1998, Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brasil. *Biodiversity Conserv.*, 7: 311-322.
13. OLDEMAN, R. A. A., 1990, Dynamics in tropical rain forests. In: L. B. Holm-Nielsen, I. C. Nielsen & H. Balslev, *Tropical Forests*, Academic Press, London.
14. WHITMORE, T. C., 1989, Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, 70: 536-538.
15. MARTÍNEZ-RAMOS, M., 1991, *Patrones, procesos y mecanismos en la comunidad de plantas de una selva húmeda neotropical*. Tese de Doutorado, Universidad Nacional de Mexico, Mexico, 142p.
16. OLIVEIRA, R. J., 1999, *Dinâmica de plântulas e estrutura da Mata Atlântica secundária de encosta, Peruíbe, SP*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 125p.
17. LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O. JR., RYLANDS, A. B., MALCOM, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN, K. S. JR., POWELL, A. H., SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B., 1986, Edge and other effects of isolation on amazonian forests fragments, pp. 237-256. In: M. E. Soulé (ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, Sinauer Associates, Sunderland.
18. KAPOS, V., WANDELLI, E., CAMARGO, J. L. & GANADE, G., 1997, Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia, pp. 33-44. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (ed.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Chicago University Press, Chicago.
19. LOVEJOY, T. E., RANKIN, J. M., BIERREGAARD, R. O., BROWN, K. S., EMMONS, L. & VAN DER VORT, M. E., 1984, Ecosystem decay of amazon forest remnants, pp. 295-325. In: M. H. Nitecki (ed.), *Extinction*, Chicago University Press, Chicago.
20. JANZEN, D. H., 1983, No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41: 402-410.
21. KAPOS, V., 1989, Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *J. Trop. Ecol.*, 5: 173-185.
22. SCARIOT, A., 1996, *The effects of rain forest fragmentation on the palm community in central Amazonia*. Tese de Doutorado, Depto. Ecology, Evolution and Marine Science, University of California, Santa Barbara.
23. HANSKI, I. & SIMBERLOFF, D., 1997, The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation, pp. 4-26. In: I. Hanski & E. Gilpin, *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*, Academic Press, London.

24. METZGER, J. P. M., 1999, Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *An. Acad. bras. Ci.*, 71: 445-463.
25. Alger, K. & Caldas, M., 1996, Cacau na Bahia: decadência e ameaça à Mata Atlântica. *Ciência Hoje*, 20: 28-35.
26. RESTAUNA, 2002, *Projeto RESTAUNA: fauna, flora e conservação de Una, sul da Bahia*, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.
27. JOSE, S., GILLESPIE, A. R., GEORGE, S. J., KUMAR, B. M., 1996, Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *For. Ecol. Manag.*, 87: 51-52.
28. ESSEEN, P. -A., 1994, Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biol. Conserv.*, 68: 19-28.
29. HARRINGTON, G. N., IRVINE, A. K., CROME, F. H. J., MOORE, L. A., 1997, Regeneration of large-seeded trees in Australian rainforest fragments: a study of high-order interactions. pp. 292-303. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (ed.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Chicago University Press, Chicago.
30. LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R. O. JR., 1997, *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago University Press, Chicago, 616p.
31. MURCIA, C., 1995, Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.*, 10: 58-62.
32. LEVENSEN, J. B., 1981, Woodlots as biogeographic islands in south-eastern Wisconsin, pp. 13-39. In: R. L. Burgess & D. M. Sharpe (ed.), *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*, Springer-Verlag, New York.
33. LAURANCE, W. F., LAURANCE, S. G., FERREIRA, L. V., RANKIN-DEMERONA, J., GASCON, C. & LOVEJOY, T. E., 1997, Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science*, 278: 1117-1118.
34. FERREIRA, L. V. & LAURANCE, W. L., 1977, Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conserv. Biol.*, 11: 797-801.
35. SCARIOT, A., 1999, Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *J. Ecol.*, 87: 66-76.
36. SCARIOT, A., 2001, Effects of landscape fragmentation on Amazonian palms and conservation strategies, pp. 121-135. In: R. Bierregaard Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy, & R. Mesquita (eds.), *The ecology and conservation of a fragmented forest: lessons from Amazonia*, Yale University Press, New Haven.
37. BENITEZ-MALVIDO, J., 2001, Regeneration in tropical rainforest fragments, pp. 136-145. In: R. Bierregaard, Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy, & R. Mesquita (ed.), *The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest: Lessons from Amazonia*, Yale University Press, New Haven.
38. BENITEZ-MALVIDO, J., 1998, Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conserv. Biol.*, 12: 380-389.
39. WILLIAMS-LINERA, G., 1990, Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *J. Trop. Ecol.*, 78: 356-373.
40. LAURANCE, W. F. & YENSEN, E., 1991, Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.*, 55: 77-92.
41. MATLACK, G. R., 1994, Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. *J. Ecol.*, 82: 113-123.
42. CAMARGO, J. L. C. & KAPOS, V., 1995, Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.*, 11: 205-211.

43. RANKIN-DE-MÉRONA, J. M. & HUTCHINGS, R. W., 2001, Deforestation effects at the edge of an Amazonian forest fragment, pp. 107-120. In: R. Bierregaard Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy & R. Mesquita (eds.), *The ecology and conservation of a fragmented forest: lessons from Amazonia*, Yale University Press, New Haven.
44. OLIVEIRA-FILHO, A. T., MELLO, J. M. & SCOLFORO, J. R. S., 1997, Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987–1992). *Plant Ecol.*, 131: 45-66.
45. VIANA, V. M., TABANEZ, A. A. J. & BATISTA, J. L. F., 1997, Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest, pp. 351-365. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants, ecology, management, and conservation of fragmented communities*, The University of Chicago Press, Chicago.
46. OLIVEIRA-FILHO, A. T., VILELA, E. A., GAVILANES, M. L. & CARVALHO, D. A., 1994, Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. *Vegetatio*, 113: 99-124.
47. SAMPAIO, A. B., 2001, *Efeito de borda nas espécies arbóreas de uma floresta estacional decidual no Vale do Paranã*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 80p.
48. SAMPAIO, A. B. & SCARIOT, A., *submetido*, Edge effect on tree diversity, composition and structure in a deciduous dry forest in Central Brazil. *Biol. Conserv.*
49. CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T., BRAGA, J. M. A. & RODRIGUES, P. J. F. P., *submetido*, Efeito de borda sobre a estrutura e a composição florística da comunidade arbórea de dois fragmentos naturais de Mata Atlântica de baixada periodicamente alagada. *Rev. Bras. Bot.*
50. CARVALHO, F. A., BRAGA, J. M. A., RODRIGUES, P. J. F. P. & NASCIMENTO, M. T., 2000, Distribuição e densidade de lianas em áreas de borda e interior em dois fragmentos de mata atlântica de baixada periodicamente alagada na REBIO Poço das Antas, RJ, pp. 101-103. In: *Anais do Sexto Congresso e Exposição Internacional sobre Florestas, FOREST 2000*, Porto Seguro, BA, Instituto Ambiental Biosfera/UFV, Rio de Janeiro.
51. VILLELA, D. M., NASCIMENTO, A. C., GONÇALVES, G. M. & COUTO, G. G., 2002, Soil nutrients and litterfall in seasonally flooded Atlantic forests, Brazil: edge effects of fragmentation. In: *4th. International Symposium on Ecosystem Behaviour*, Reading.
52. LORENZI, R., 1992, *Árvores Brasileiras*. Editora Plantarum Ltda, Nova Odessa, 368p.
53. GONÇALVES, G., 2000, *Produção de serapilheira em dois fragmentos de mata atlântica periodicamente inundados*. Monografia de Bacharelado, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual Norte-Fluminense, Campos.
54. DOAK, D. F., MARINO, P. C. & KAREIVA, P., 1992, Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. *Theor. Pop. Biol.*, 41: 315-336.
55. FAHRIG, L. & MERRIAM, G., 1985, Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66: 1762-1768.
56. GUEVARA, S. & LABORDE, J., 1993, Monitoring seed dispersal at isolated standig trees in tropical pastures: consequences for local species

- availability, pp. 319-338. In: T. H. Flemming & A. Estrada (ed.), *Frugivory and Seed Dispersal: Ecological and Evolutionary Aspects*, Kluwer Academic, Dordrecht.
57. METZGER, J. P. M., 1997, Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Land. Urban Plan.*, 37: 29-35.
58. HOFFMANN, W., 1998, Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *J. Appl. Ecol.*, 35: 422-433.
59. COUTINHO, L. M., 1990, Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado, pp. 82-105. In: J. G. Goldhamme (ed.), *Fire in the Tropical Biota*, Springer-Verlag, Berlin.
60. SANAIOTTI, T. M. & MAGNUSSON, W. E., 1995, Effects of annual fires on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. *J. Trop. Ecol.*, 11: 53-65.
61. EITEN, G. & GOODLAND, R., 1979, Ecology and management of semi-arid ecosystem in Brazil, pp. 277-300. In: B. H. Walker (ed.), *Management of Semi-Arid Ecosystems*, Elsevier, Amsterdam.
62. OLIVEIRA, L. C., 2001, *Efeito do processo de fragmentação florestal sobre a biomassa e composição florestal em ecossistemas no sudeste e sudoeste acreano*. Dissertação de Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais, INPA/FUA, Manaus.
63. WHITMORE, T. C., 1997, Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss, pp. 3-12. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (ed.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Chicago University Press, Chicago.
64. FELFILI, J. M. & SILVA JUNIOR, M. C., 1993, A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brasil. *J. Trop. Ecol.*, 9: 277-289.
65. FELFILI, J. M., FILGUEIRAS, T. S., HARIDASSAN, M., SILVA JÚNIOR, M. C., MENDONÇA, R. & REZENDE, A. v., 1994, Projeto biogeografia do bioma cerrado: vegetação e solos. *Cad. Geociênc. IBGE*, 12: 75-166.
66. FELFILI, M., REZENDE, A. V., NOGUERIA, P. E., WALTER, B. M. T., SILVA, M. & NOGUEIRA, J. I., 1997, Comparação florística e fitossociológica do Cerrado nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros, pp. 6-11. In: L. Leite & C. H. Saito (eds.), *Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado*, Ed. Universidade de Brasília, Brasília.
67. SCARIOT, A., 2001, Weedy and secondary palm species in central Amazonian forest fragments. *Acta bot. bras.*, 15: 271-280.

5

MAMÍFEROS

Marcus Vinícius Vieira
Deborah Maria de Faria
Fernando Antônio dos Santos Fernandez
Stephen Francis Ferrari
Simone Rodrigues Freitas
Denise de Alemar Gaspar
Raquel Teixeira de Moura
Natalie Olifiers
Paula Procópio de Oliveira
Renata Pardini
Alexandra Santos Pires
André Ravetta
Marco Aurélio Ribeiro de Mello
Carlos Ramon Ruiz
Eleonore Zулnara Freire Setz

Introdução

Fragmentos maiores tendem a abrigar um maior número de espécies, porém esta relação é mais clara quando se considera uma ampla variação de tamanho, por exemplo, fragmentos de 10 a 1.000.000ha. Quando a variação não é tão grande, a relação positiva entre o número de espécies e o tamanho da área não aparece, ou não é tão evidente, não só para mamíferos, mas para a maioria dos grupos de organismos estudados¹. Este efeito é denominado de *Efeito de Pequenas Ilhas (Small Island Effect)*. Outros fatores podem ter maior importância para a riqueza de espécies em paisagens fragmentadas do que simplesmente o tamanho de um fragmento, denominados na literatura freqüentemente de *qualidade* do fragmento (em oposição ao tamanho, que seria sua *quantidade*). Entre estes fatores estão a estrutura da vegetação, a riqueza de habitats, o grau de isolamento e a natureza do entorno dos fragmentos, relações interespecíficas (relações predador-presa) e intraespecíficas, incluindo o comportamento social no caso de primatas e interferências antrópicas, como a caça, extração seletiva de madeira e regime artificial de queimada. A seguir são analisadas as evidências dos subprojetos em relação à importância relativa destes fatores sobre a biodiversidade de mamíferos.

1. Tamanho do fragmento

1.1. Tamanho *versus* riqueza e composição de espécies

Ao contrário do esperado pela teoria clássica de biogeografia de ilhas² e do observado em fragmentos de outras regiões da Mata Atlântica^{3,4}, a redução de área de floresta em Una, no sul da Bahia, não levou à perda de espécies de pequenos mamíferos (marsupiais e roedores)⁵ e de morcegos⁶. Pelo contrário, a comunidade de pequenos mamíferos tende a ser mais rica e abundante, e a abundância de três espécies é maior nos pequenos fragmentos (< 100ha) em comparação com os grandes fragmentos (> 1.000ha) da região. Já que fragmentos menores apresentam uma borda proporcionalmente maior do que fragmentos maiores, o aumento da riqueza e abundância nos pequenos fragmentos de Una pode dever-se à maior intensidade do efeito de borda em fragmentos pequenos do que nos grandes, como foi observado para pequenos mamíferos no Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, na região de Manaus⁷.

Na Mata Atlântica do sul da Bahia, fragmentos pequenos (40 a 60ha) mantêm no seu conjunto, o mesmo grupo de espécies de morcegos encontrados nas áreas de floresta contínua, incluindo espécies raras e de níveis tróficos superiores, como os insetívoros e carnívoros catadores da sub-família Phyllostominae⁶. De fato, estes fragmentos pequenos mostraram os mesmos valores de diversidade encontrados para áreas controle, indicando que a conservação dos vários fragmentos pequenos na região de Una é também importante para preservar a diversidade de morcegos em uma escala de paisagem.

Um resultado semelhante foi encontrado também nos pequenos fragmentos (1 a 15ha) nas Ilhas dos Barbados, na REBIO Poço das Antas, RJ. A abundância de quase todas as espécies de pequenos mamíferos é cerca de dez vezes maior nestes remanescentes do que na área controle de floresta contínua (3.500ha).

Na bacia do rio Macacu, também no Estado do Rio de Janeiro, onde o tamanho dos fragmentos variou de 10 a 70ha, só foi encontrada correlação positiva entre tamanho do fragmento e riqueza de espécies de pequenos mamíferos, quando uma grande área contínua de mata na Serra dos Órgãos foi incluída (Figura 1)⁸. Esta correlação desaparece quando só os fragmentos são considerados.

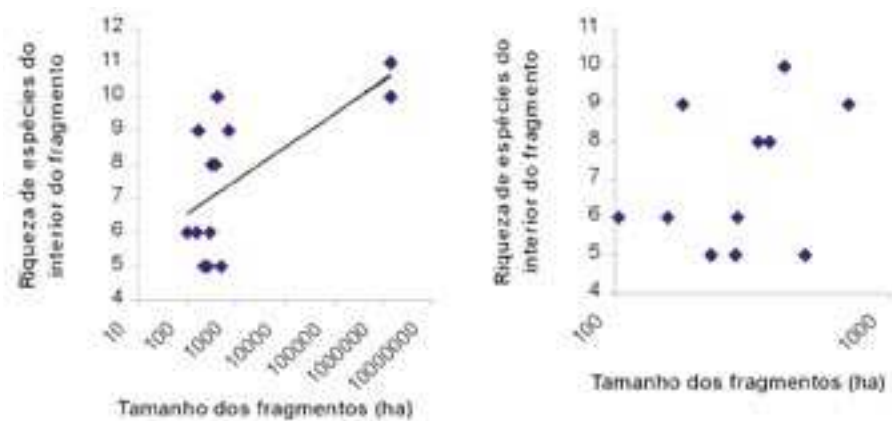


Fig.1 Relação entre riqueza de espécies de pequenos mamíferos e tamanho de fragmentos florestais da bacia do rio Macacu, RJ (excluindo espécies do entorno que ocorrem nos fragmentos).

Portanto, mesmo em regiões onde os fragmentos florestais são bem delimitados e separados por áreas abertas, como na bacia do rio Macacu, a riqueza pode não ter relação com o tamanho dos fragmentos. Os fragmentos em sua totalidade poderiam até mesmo ter um maior número de espécies que áreas florestais maiores, contínuas e em melhor estado de conservação devido à ocorrência de espécies de áreas abertas ou perturbadas nas bordas dos mesmos.

Será então que o desmatamento nestas regiões não é motivo para preocupações? Na verdade, os resultados aqui apresentados indicam que a composição e abundância de espécies são mais importantes para avaliar os efeitos da fragmentação de habitats do que simplesmente a riqueza ou um índice de diversidade. Por exemplo, apesar do aumento observado na riqueza de pequenos mamíferos nos pequenos fragmentos, as duas espécies que dominam a comunidade nas florestas da região de Una, *Oryzomys laticeps* e *Marmosops incanus*, diminuem em abundância com a redução do tamanho dos fragmentos⁵. Ao contrário das demais, a variação da abundância destas duas espécies está associada à diminuição do tamanho dos fragmentos, e não pode ser explicada apenas por mudanças na estrutura da vegetação. Estas duas espécies são as mais vulneráveis de Una e são, de fato, espécies com baixa capacidade de ocupar os habitats do entorno (ver tópico Entorno, neste capítulo). O mesmo acontece ao se analisar a composição de morcegos de Una: a espécie *Artibeus obscurus*, a terceira mais capturada na região,

foi significativamente menos capturada em fragmentos do que em áreas controle⁶.

Já para mamíferos maiores, como primatas e ungulados, para os quais a necessidade de espaço é bem maior do que para pequenos mamíferos, o tamanho do fragmento parece ter um papel importante tanto na riqueza de espécies como em sua abundância. Na Amazônia Central (baixo Tapajós), há uma tendência de perda de diversidade de ungulados e primatas com a redução do tamanho do fragmento. O macaco-aranha ou coatá-de-testa-branca (*Ateles marginatus*), não ocorre em nenhum dos fragmentos de menor tamanho (<100ha). Outras espécies do mesmo gênero que ocupam áreas de vida da ordem de centenas de hectares, também não ocorrem em fragmentos pequenos^{9,10,11}. Entretanto, uma segunda espécie com necessidade de espaço semelhante¹², como o cuxiú-de-nariz-branco (*Chiropotes albinasus*), foi encontrada em um dos fragmentos menores, reforçando observações na Amazônia oriental^{13,14}, que confirmaram o potencial de sobrevivência do gênero em fragmentos com menos de 100ha.

Ao contrário do observado para a riqueza, que diminui, no baixo Tapajós há uma tendência de aumento de abundância de primatas e ungulados com a redução no tamanho do fragmento, sendo esta tendência bem marcada para espécies como o bugio ou guariba-de-mãos-vermelhas (*Alouatta belzebul*). Curiosamente, o sagüi ou sauim-branco (*Mico argentatus*), uma espécie bem adaptada às paisagens fragmentadas^{15,16}, é menos abundante nos fragmentos menores, embora a espécie seja geralmente mais comum em fragmentos do que na floresta contínua.

1.2. Tamanho **versus** dinâmica das populações

Nos fragmentos de Poço das Antas (Ilhas dos Barbados) os processos populacionais de pequenos mamíferos não são diferentes entre os fragmentos, ou entre estes e a mata contínua. As estações reprodutivas são similares nos fragmentos e em matas maiores: os marsupiais apresentam uma sazonalidade muito clara, enquanto os roedores são bem mais flexíveis em seus padrões reprodutivos¹⁷. As flutuações populacionais do marsupial *Micoureus demerarae*, apresentaram um padrão muito regular nos fragmentos, similar ao de matas contínuas^{18,19}. Populações diferentes dentro da metapopulação tiveram flutuações altamente sincrônicas¹⁹, o que aumenta a probabilidade de desaparecimento da metapopulação como um todo. Isto ocorre porque em uma determinada época, todas as populações apresentarão populações de pequeno tamanho sendo, portanto, mais suscetíveis à extinção local.

1.3. Tamanho **versus** viabilidade de populações

Existem evidências de que a viabilidade de populações de mamíferos em fragmentos pequenos é reduzida, pelo menos para o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e para o marsupial *Micoureus demerarae*. No caso do mico-leão-dourado, populações de fragmentos entre 20 e 250ha são pequenas demais para garantir sua persistência, já que estas populações encontram-se isoladas nos fragmentos imersos em áreas de pastagens e áreas agrícolas. Dado este panorama, a translocção desses grupos para uma área de mata maior e

bem preservada foi considerada prioridade para a conservação do mico-leão-dourado. Durante o workshop Análise de Viabilidade Populacional de *Leontopithecus*, realizado em 1990, concluiu-se ser necessário um total de 2.000 indivíduos de micos-leões-dourados e 23.000ha de matas para garantir a sobrevivência da espécie. Em 2001, a população estimada foi de 1.000 indivíduos distribuídos em 17.000ha de florestas. Apesar das altas taxas de crescimento das populações reintroduzidas e translocadas, o mico-leão-dourado ainda está muito ameaçado porque as populações existentes são pequenas demais para assegurar sua viabilidade no longo prazo.

No estudo da metapopulação do marsupial *Micoureus demerarae* nas Ilhas dos Barbados, também em Poço das Antas, estimou-se um tempo mediano de persistência da metapopulação inferior a cem anos em qualquer das simulações realizadas por Análise de Viabilidade de Populações²⁰. Mesmo esta limitada persistência só foi possível devido à conexão, por meio de indivíduos migrantes, entre as populações que constituem a metapopulação.

1.4. Tamanho **versus** comportamento

A vida em um ambiente fragmentado levaria, teoricamente, a um custo alto em saúde, possivelmente relacionado a uma dieta menos nutritiva ou mal equilibrada. Entretanto, no caso do macaco bugio-ruivo em fragmentos de Mata Atlântica variando de 40 a 380ha, não houve uma correlação entre condição nutricional e tamanho do fragmento. Os bugios são os mais folívoros dos primatas neotropicais. Sua dieta folívora, muito fibrosa e pouco calórica, é considerada responsável por seu baixo grau de atividade, áreas de vida relativamente pequenas dos grupos e razoável persistência em fragmentos florestais. Na Amazônia, a persistência do bugio vermelho em fragmentos florestais às vezes está associada às densidades inflacionadas²¹, embora com maior prevalência de parasitas intestinais²².

Na Mata Atlântica, como em outros estudos com primatas, os padrões de sazonalidade de dieta do bugio-ruivo são claros (maior proporção de frutos no verão e de folhas no inverno), indicando que os bugios podem estar engordando no verão para sobreviver à escassez de frutos no inverno^{23,24,25,26,27,28,29}. Entretanto, nenhuma das variáveis analisadas mostrou relação com o tamanho do fragmento (Figura 2).

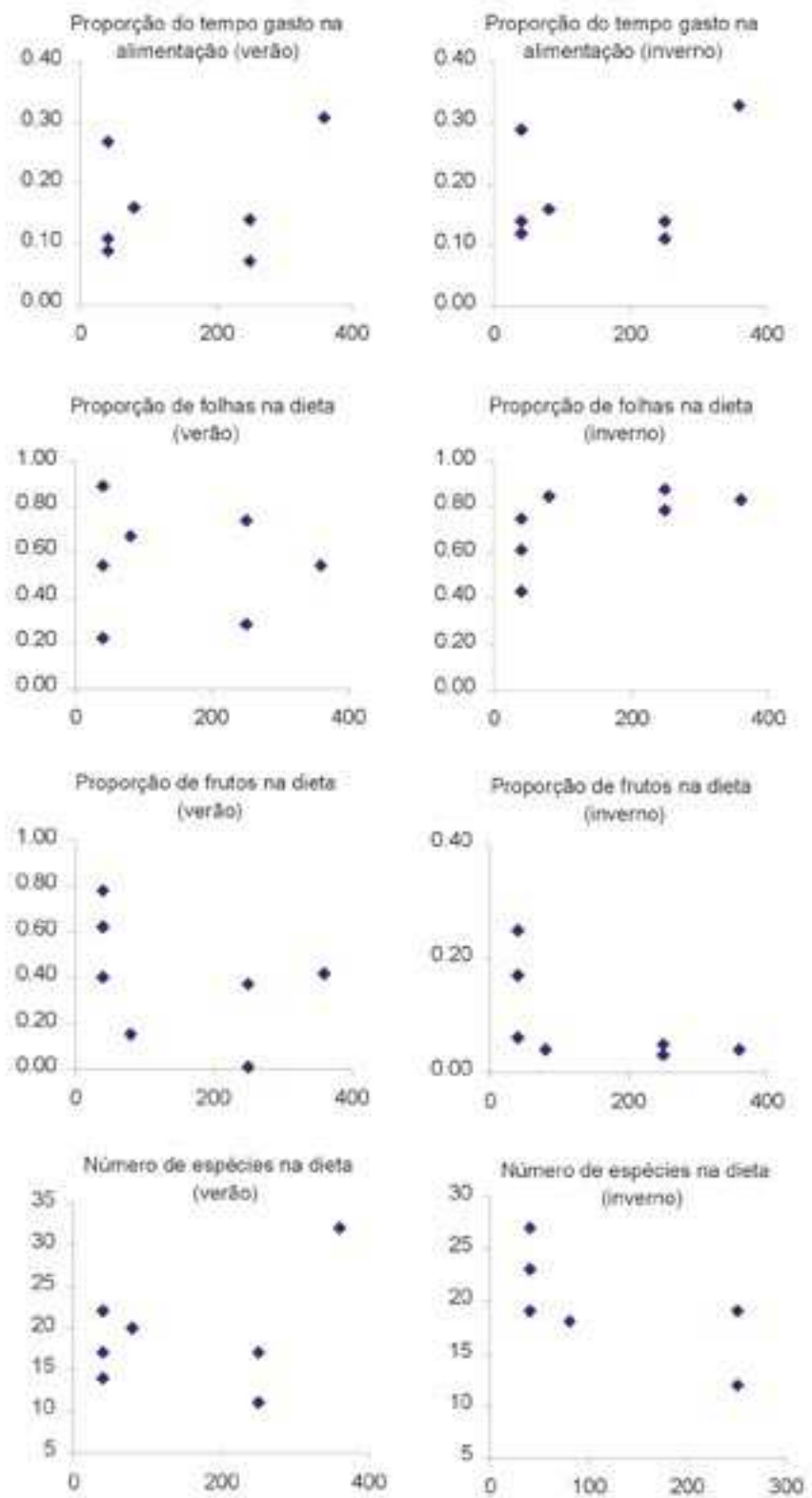


Fig.2 Comportamento alimentar e dieta do macaco bugio ruivo em fragmentos florestais da Mata Atlântica

Há grande variação entre os fragmentos de tamanhos semelhantes e entre anos e grupos de bugios habitando o mesmo fragmento. Estes resultados sugerem grande incerteza relacionada à frutificação das espécies nas pequenas áreas de vida dos bugios. Por exemplo, um grupo pode ter uma grande figueira frutificando e o vizinho nenhuma. Considerando a proporção de itens de cipós na alimentação como indicadora da qualidade da dieta (quanto maior, mais baixa a qualidade), não parece haver uma relação simples entre tamanho do fragmento e qualidade dos recursos para bugios (Figura 3).

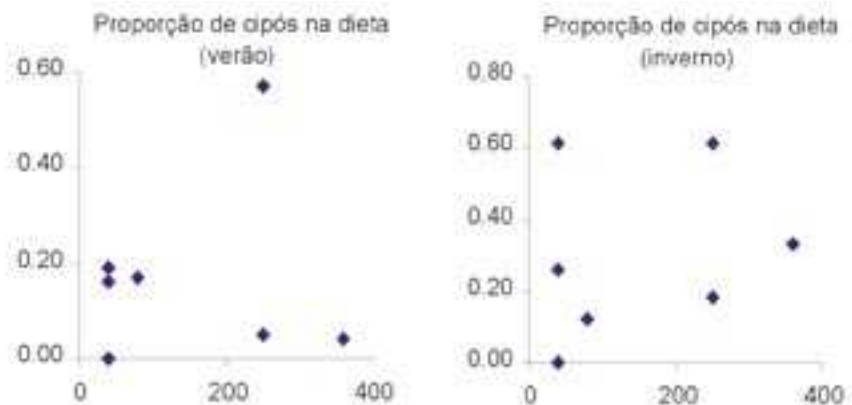


Fig.3 A proporção de cipós na dieta do bugio ruivo (indicador de qualidade da dieta) não se relaciona com o tamanho de fragmentos florestais de Mata Atlântica.

Existem poucos estudos sobre como a fragmentação do habitat afeta o comportamento social de primatas. O comportamento social é a base dos sistemas de acasalamento e da estrutura dos grupos, portanto mudanças no comportamento social podem afetar padrões de emigração e imigração, fluxo gênico e taxas de reprodução. No que se refere ao comportamento, a redução de habitat e o isolamento podem levar a um aumento na competição por recursos alimentares, causando um acréscimo no número de interações sociais. Habitats degradados com poucos recursos podem levar à diminuição de certos tipos de comportamento social. Além disso, o isolamento reduz as oportunidades de emigração, o que leva a um tamanho de grupo maior do que o normal e, portanto, acréscimo no número de interações sociais.

Em Poço das Antas, não foram observadas diferenças no comportamento social de filhotes do mico-leão-dourado em três fragmentos de tamanhos diferentes (87, 1.000 e 5.600ha)^{30,31}. Os filhotes dos três locais gastam menos de 4% do dia em interações lúdicas, nem sempre diárias. Uma possibilidade é que a disponibilidade de alimentos, especialmente de presas, seja baixa e semelhante entre estas matas. Entretanto, foram encontradas diferenças entre as matas de 1.000ha e de 87ha no que se refere ao tempo gasto em forrageio de presas³². Os grupos da Fazenda do Rio Vermelho (1.000ha) gastaram 20% do tempo na procura de insetos e presas escondidas, enquanto os micos da Fazenda do Estreito (87ha) gastaram mais de 50% na procura de insetos. Estes dados sugerem que em fragmentos menores a disponibilidade de frutos pode ser menor e, portanto, os animais procuram mais presas, especialmente durante o inverno.

2. Qualidade do fragmento (solos, estrutura da vegetação, fitossociologia, mesohabitat, microhabitat, dieta e fitoquímica)

Na região de Una, no sul da Bahia, a estratificação da vegetação é importante para os pequenos mamíferos, sendo em grande parte responsável pelas diferenças nas comunidades destes animais entre matas e cabruças (plantações sombreadas de cacau)³³. O mesmo acontece para os morcegos⁶. Em comparação com ambientes de interior de floresta de Una, as faixas de borda dos fragmentos e as florestas secundárias, ou capoeiras, apresentaram uma diminuição no número de árvores grossas e adensamento dos estratos superiores, seguidos de uma diminuição na densidade da folhagem no sub-bosque (1-5m). A abundância, diversidade e riqueza de espécies de morcegos tendem a diminuir nestes ambientes modificados (Figura 4). Por outro lado, ambientes florestais alterados que mantêm uma cobertura parcial no dossel e que apresentam uma menor densidade no sub-bosque, como as cabruças, parecem manter uma rica e diversa fauna de morcegos, especialmente quando existem florestas em suas proximidades.



Fig.4

Diminuição do número de espécies de morcegos na região de Una: a riqueza diminui em ambientes com maior densidade foliar no sub-bosque e menor densidade de árvores grandes.

Porém, mesmo quando se considera apenas um habitat, a estrutura da vegetação continua sendo uma variável importante para as comunidades animais. Entre as matas da região de Una, a variação na estrutura vertical da vegetação é o gradiente ambiental mais representativo associado às mudanças na comunidade de pequenos mamíferos. No padrão de fragmentação desta paisagem, com 49% de matas maduras remanescentes e onde 46% das áreas perturbadas do entorno dos fragmentos têm estrutura florestal (capoeiras em estágio inicial de regeneração, cabruças e plantações de seringueira), a estrutura vertical das florestas é relativamente mais importante para pequenos mamíferos do que outros fatores como o tamanho do fragmento, seu

grau de isolamento ou abundância de predadores e competidores de maior porte (Figura 5)⁵.

Comunidade de pequenos mamíferos nas matas de Una: qual gradiente ambiental é mais importante?

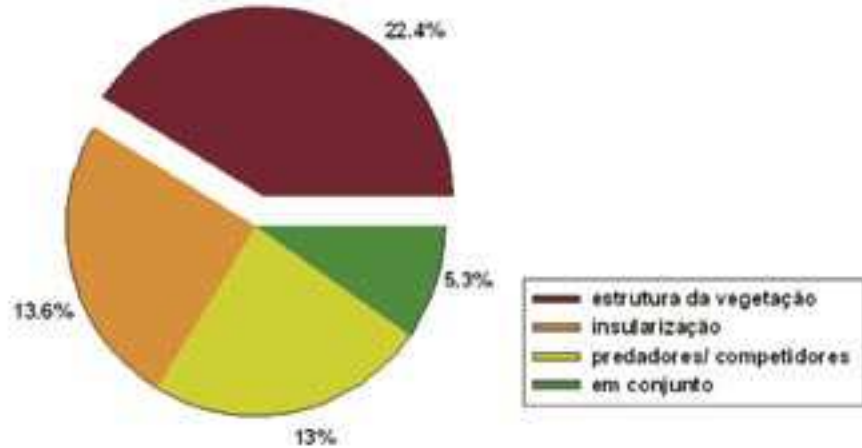


Fig.5 Porcentagem da variação total da estrutura da comunidade de pequenos mamíferos associada a diferentes fatores, entre 24 áreas de mata na região de Una

Além da estrutura da vegetação, a diversidade de habitats pode ser importante quando se considera uma escala maior. Na comparação entre comunidades de morcegos de três áreas no Estado do Rio de Janeiro, a Fazenda do Rio Vermelho apresentou os maiores valores para os dois índices calculados, devido ao fato de sua vegetação ter uma estrutura espacial com heterogeneidade média. Em relação às REBIOS Poço das Antas e União, a Fazenda do Rio Vermelho tem um equilíbrio entre áreas de florestas e áreas abertas (capoeiras, pastagens etc.). Além disso, em relação às outras duas, a Rio Vermelho é uma área com maior variedade de mesohabitats. Na área estudada em Poço das Antas predominam as áreas abertas, chamadas de matriz, que são compostas por gramíneas, samambaias e diversas plantas pioneiras; a floresta restringe-se aos fragmentos. A União, por outro lado, é uma reserva muito homogênea, com grande dominância de ambientes florestais incluindo matas nativas e plantações de eucalipto que não receberam manutenção; nesta reserva as áreas abertas são poucas e pequenas.

Para os bugios a influência da qualidade do habitat sobre a dieta se mostrou no consumo de itens de cipós e de figos (*Ficus* spp.). A abundância de cipós e a presença das figueiras revelam algum nível de perturbação da floresta^{34,35}, embora os figos sejam importantes na dieta de várias espécies de bugios^{36,37,38,39}. Muitas espécies de figueiras produzem frutos mais de uma vez ao ano, ou em épocas de escassez geral de frutos, como na estação seca ou no inverno. Em áreas perturbadas os cipós podem dominar a paisagem⁴⁰. Em dois fragmentos em Campinas, SP, com tamanho (250ha), riqueza e diversidade de vegetação semelhantes, o grupo de bugios da Mata Ribeirão Cachoeira, com figueiras em sua área de uso, apresentou uma dieta significativamente mais frugívora na estação úmida, do que o grupo da Reserva Santa Genebra. Novamente os fragmentos de Campinas mostraram resultados contrastantes: na Reserva Santa Genebra a dieta foi baseada em itens de cipós (folhas

principalmente), enquanto na Mata Ribeirão Cachoeira os cipós foram apenas um complemento (Figura 6).

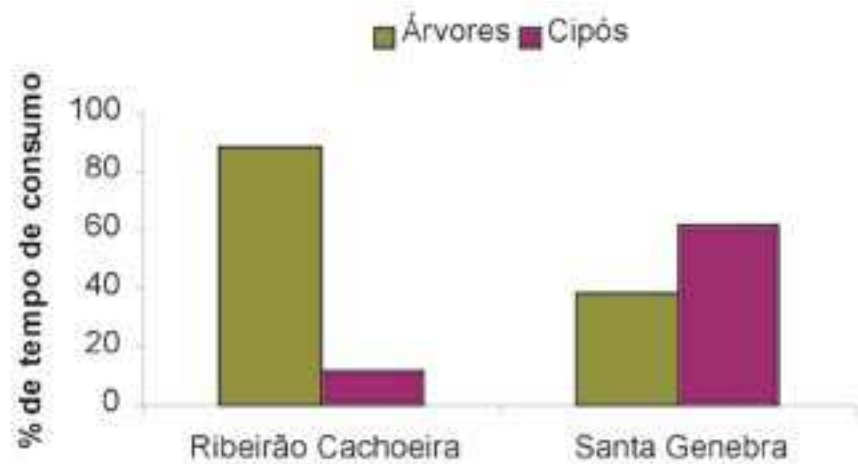


Fig.6

Contribuição de árvores e cipós à dieta dos bugios em dois fragmentos florestais de 250ha, no Município de Campinas, SP.

3. Biogeografia: efeitos da escala regional sobre a composição das comunidades

No baixo Tapajós foi encontrado um padrão regional de variação na distribuição e na abundância de espécies de primatas, que ofuscou parcialmente os padrões relacionados ao tamanho do fragmento e outros efeitos potenciais como a pressão de caça. Este é um problema sério para a avaliação dos efeitos da fragmentação antrópica *a posteriori*. Sem um conhecimento detalhado da composição da fauna antes do processo de fragmentação, a ausência ou a baixa densidade de certas espécies, pode ser interpretada como resultado do processo de fragmentação em si, ao contrário de um padrão biogeográfico que poderia ou não ser reforçado pela fragmentação de habitat.

No baixo Tapajós parece existir um gradiente norte-sul de diversidade, acompanhando um gradiente altitudinal e mudança de topografia da planície do Tapajós para a paisagem submontana do Escudo Brasileiro. Em geral, os primatas são mais abundantes em direção ao sul, o que sugere que baixas densidades naturais poderiam ter tornado as populações setentrionais mais vulneráveis à extinção local. Este padrão é mais claro em *Ateles marginatus* e *Chiropotes albinasus*, frugívoros especializados e menos tolerantes às perturbações antrópicas, para os quais também a caça parece ter sido relevante (veja abaixo). Quatro outras espécies destacam-se aqui. *Mico argentatus* exibe densidades elevadas na área mais setentrional; esta espécie é particularmente comum ao norte da área do estudo, onde a floresta dá lugar às savanas da formação de Alter do Chão^{15,16}. Padrão exatamente contrário foi encontrado para o zogue-zogue (*Callicebus moloch*). Já para roedores como a cutia (*Dasyprocta leporina*) e o

esquilo (*Sciurus aestuans*), a abundância nas áreas controle (mata contínua) aumenta consistentemente do norte para o sul.

De forma semelhante também na região sul da Bahia, há distinções geográficas na comunidade de pequenos mamíferos. Existe um conjunto de espécies de ocorrência comum em várias localidades e sub-regiões geográficas, mas algumas têm ocorrência mais restrita (norte do rio de Contas; sul do rio Jequitinhonha e região entre os rios de Contas e Jequitinhonha). É o caso do rato-de-espinho (*Trinomys iheringi denigratus*)^{41,42} registrado ao norte do rio de Contas e de *Trinomys* sp., encontrado no Parque Nacional do Pau Brasil, espécie nova que está sendo descrita⁴². Na região entre o rio de Contas e o rio Jequitinhonha não há referência sobre a ocorrência do gênero. Já o roedor *Oxymycterus dasytrichus*⁴³ ocorre ao norte do rio de Contas, mas não ao sul. Para os mamíferos de médio e grande porte, as diferenças na composição de comunidades entre as três sub-regiões geográficas, são menores com diferenças na abundância relativa das ordens Primates, Artiodactyla e Perissodactyla. Outras espécies têm distribuição bastante restrita e estão ameaçadas de extinção, como o mico-leão-de-cara-dourada (*Leontopithecus crysomelas*), o macaco-prego do peito amarelo (*Cebus xanthosternos*) e o guariba (*Allouata guariba*). Foi registrada a ocorrência de outras espécies de mamíferos de Mata Atlântica ameaçadas de extinção, dentre elas destacam-se o sauá (*Callicebus personatus*), a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*), o ouriço (*Chaetomys subspinosus*) e a onça parda (*Panthera onca*).

4. Efeito de borda

De maneira geral, pode-se dizer que o efeito de borda e suas consequências para a estrutura da vegetação são responsáveis por boa parte das modificações na comunidade de pequenos mamíferos e morcegos nas paisagens fragmentadas estudadas.

Em Una, o efeito de borda leva ao aumento da densidade de folhagem do sub-bosque de 1-10m, e diminuição da densidade de folhagem nos estratos superiores da floresta. Várias espécies de pequenos mamíferos respondem a estas mudanças de vegetação, aumentando ou diminuindo de abundância conforme o sub-bosque da floresta se torna mais denso e os estratos superiores menos densos nas bordas das matas. O marsupial *Marmosa murina*, por exemplo, uma espécie que se locomove e se alimenta principalmente no sub-bosque, é tão mais comum quanto mais denso for o sub-bosque da floresta (Figura 7A)⁵. Entretanto, *Monodelphis americana*, espécie que se locomove por debaixo do folhiço, diminui de abundância nas bordas onde a abertura do estrato superior e a proximidade da área aberta, provavelmente causam um aumento de temperatura e de dessecação do solo da floresta (Figura 7B)⁵.

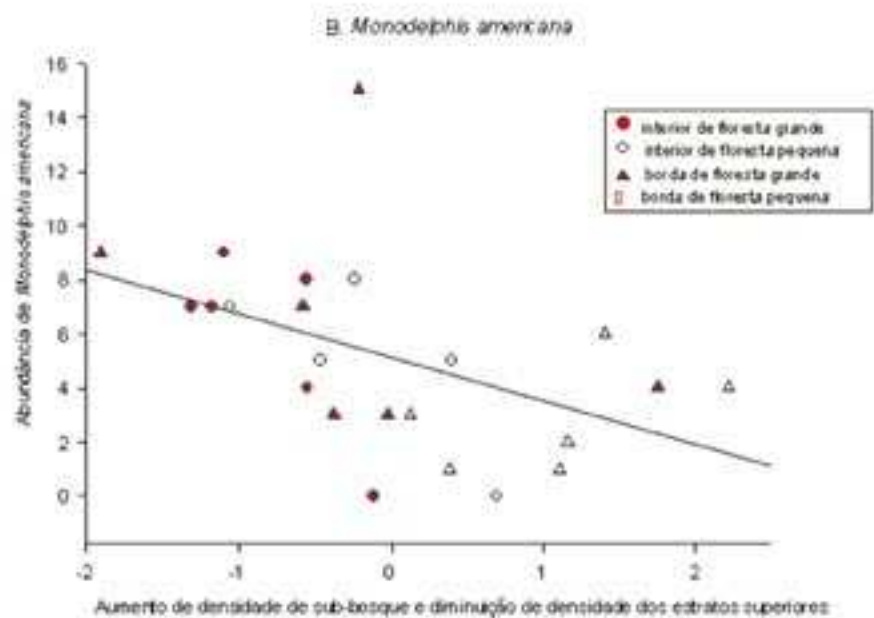
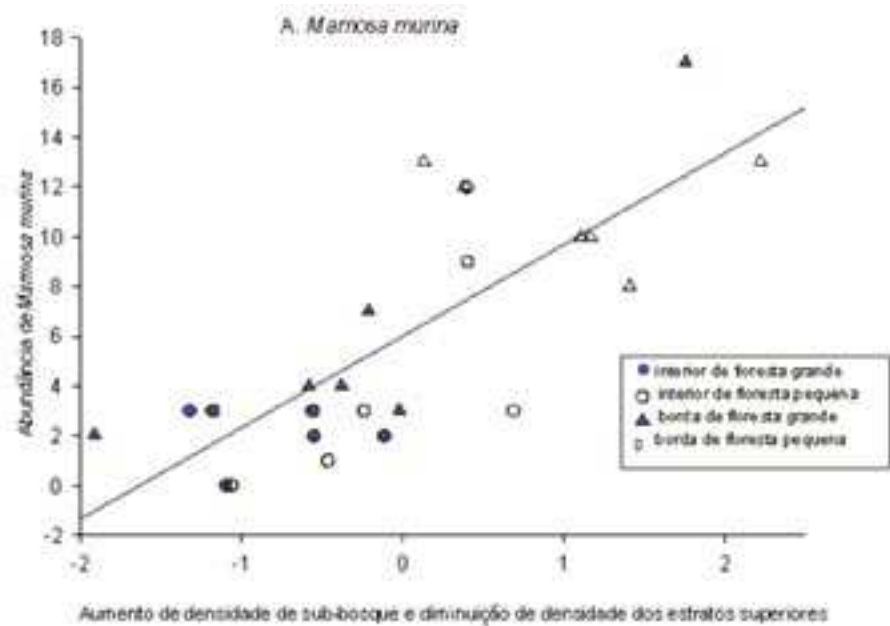


Fig.7 Abundância de duas espécies de pequenos mamíferos que têm relação direta, embora oposta, com o efeito de borda.

Além disso, espécies características de ambientes abertos *invadem* os fragmentos, estando presentes apenas nas bordas, mas nunca no interior dos fragmentos. É o caso de *Akodon cursor* e do *Oligoryzomys* sp., que são tão mais comuns quanto mais abertos os estratos superiores da floresta⁵. Estas espécies *invasoras* terrestres podem estar, de alguma forma, competindo com as espécies terrestres características do interior da mata. *Oryzomys laticeps*, espécie terrestre que domina o interior de mata em Una, é tanto menos comum quanto maior o número de indivíduos das espécies invasoras (Figura 8)⁵.

Nos fragmentos de Poço das Antas, as áreas abertas do entorno dos fragmentos também parecem servir de *fonte*, a partir da qual o roedor *Akodon cursor* invadiu os fragmentos, especialmente após o incêndio de 1997, afetando a composição das comunidades e sua equitabilidade. Este roedor foi beneficiado por sua afinidade com os habitats modifica-

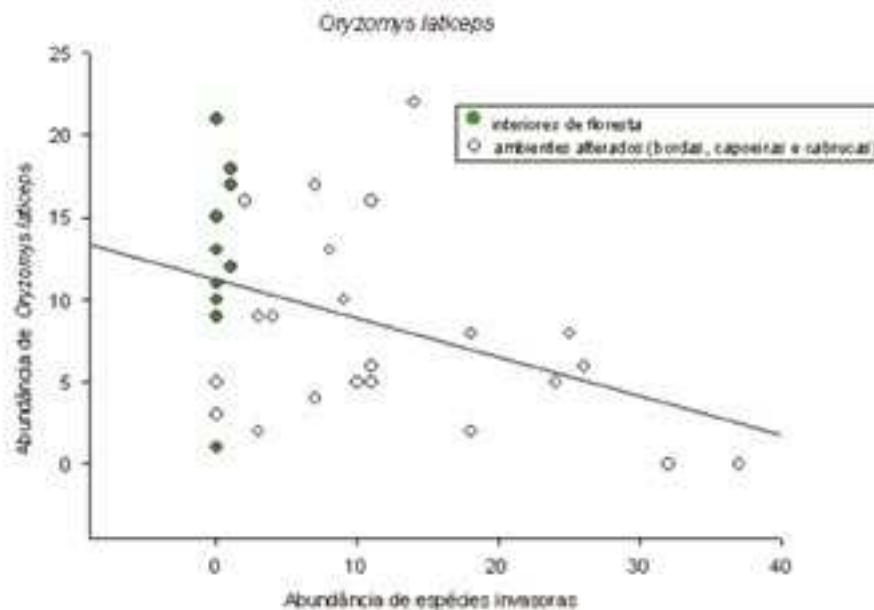


Fig.8 Pequenos mamíferos e a invasão de espécies nas bordas de mata de Una.

dos pelo efeito de borda^{44,45}. Nesta região, os fragmentos estudados são pequenos (<10ha). O fato de nenhuma das espécies ter sido capturada exclusivamente na borda ou no interior dos fragmentos pode ser devido ao uso de áreas sub-ótimas pelos indivíduos. Adicionalmente, espécies mais suscetíveis aos efeitos de borda, que necessitam de condições de interior de floresta, podem já ter desaparecido dos fragmentos⁴⁶. A ocorrência de *A. cursor* nos fragmentos da bacia do rio Macacu, RJ, também foi associada à sua maior abundância no entorno, sendo mais comum nos fragmentos do que nas florestas contínuas (Figura 9)⁸.

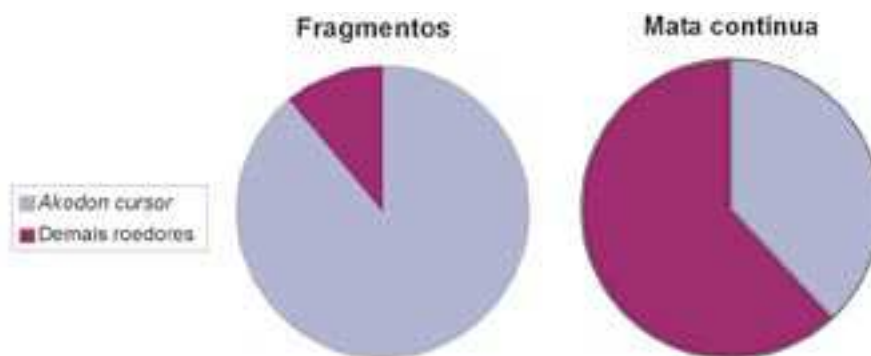


Fig.9 Abundância relativa de *Akodon cursor* em fragmentos e na mata contínua na região da bacia do rio Macacu, Rio de Janeiro.

O efeito de borda afeta também a comunidade de morcegos. Em Una, a riqueza total de espécies nas bordas é menor que no interior da floresta, onde foram encontradas 26 espécies, contra apenas 16 nas bordas. Além disso, houve uma maior similaridade entre os transectos de borda do que entre aqueles localizados no interior dos fragmentos (menor *turnover* entre transectos das bordas ou menor diversidade). Em Poço das Antas, a grande abundância de bordas de matas em virtude do alto grau de fragmentação da área, parece ter propiciado uma grande densidade populacional de morcegos filostomídeos (*Carollia perspicillata*)⁴⁷. Preferencialmente esta espécie costuma habitar ambientes marginais das florestas, pois a base de sua alimentação é composta de plantas pioneiras e arbustivas, principalmente as piperáceas. O desproporcional tamanho da população de *C. perspicillata* observado em Poço das Antas não foi observado nas outras duas áreas estudadas, apesar de ambas também terem apresentado uma dominância da mesma espécie.

5. Isolamento espacial e conectividade dos fragmentos

Em paisagens onde o processo de fragmentação encontra-se em estágio avançado, com poucos fragmentos imersos numa paisagem inóspita, espera-se que as populações animais dos fragmentos estejam isoladas e, conseqüentemente, mais suscetíveis à extinção. Porém, mais freqüentemente, a conectividade entre fragmentos e o isolamento das populações remanescentes são variáveis e dependem de dois fatores básicos: a distância entre fragmentos e a qualidade dos habitats do entorno (matriz). Se, por outro lado, a paisagem ainda possui uma fração considerável de habitat original, a distância entre os fragmentos será menor e uma gama maior de espécies será capaz de atravessar a matriz e colonizar outros fragmentos. Habitats menos alterados e, portanto, mais semelhantes ao habitat original, podem abrigar um maior número de espécies, facilitando o fluxo entre as populações dos remanescentes.

5.1. Efeitos da distância entre os fragmentos sobre a estrutura de comunidades

Na bacia do rio Macacu (RJ), a similaridade na composição de espécies de pequenos mamíferos entre fragmentos está relacionada à distância entre eles (Figura 10)⁸. Nesta paisagem os remanescentes florestais se conectam nos topos dos morros, com limites bem definidos e separados de outros remanescentes por áreas de pastagens ou agrícolas.

Este fato pode ser um indício de que os processos de colonização estão influenciando a composição de espécies nos fragmentos florestais. Por outro lado, a fragmentação na região ocorreu de forma gradual, com poucos fragmentos grandes formados no início do processo e, subseqüentemente, subdivididos com o agravamento da fragmentação na região. O resultado deste processo é que os fragmentos que se originaram de um mesmo fragmento maior, estão mais próximos entre si e tendem a apresentar semelhanças na composição de espécies, quando comparados aos fragmentos mais distantes e originados de outros grandes fragmentos.

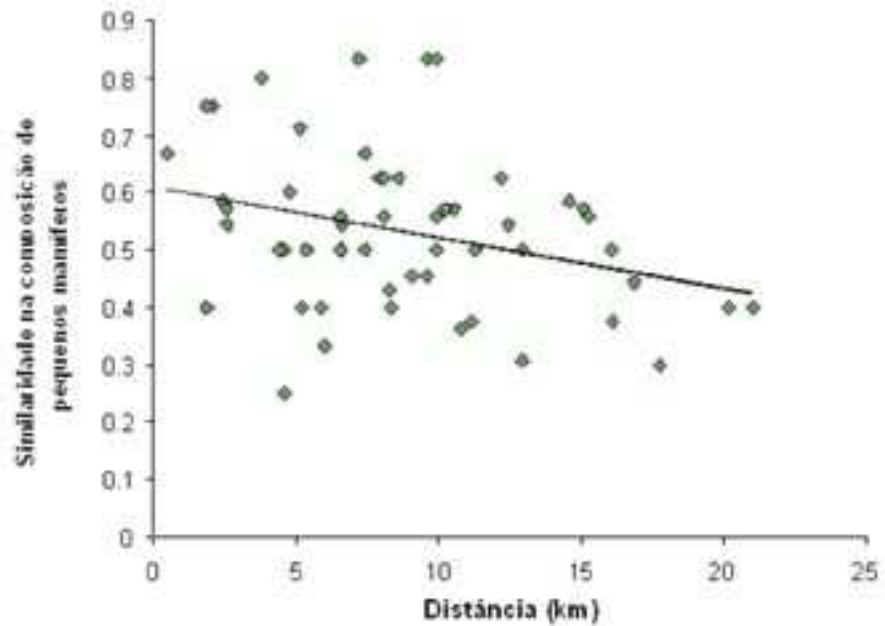


Fig.10 Quanto maior a distância entre fragmentos florestais na bacia do rio Macacu, RJ, menor a similaridade entre as comunidades de pequenos mamíferos dos fragmentos.

Em Una, a distância média entre um fragmento e o mais próximo é de menos de 550m, e a existência de habitats de estrutura florestal no entorno dos remanescentes, como cabruças e capoeiras, aumenta a conectividade entre os remanescentes da região, diminuindo o efeito deletério causado pela distância de isolamento (ver tópico Entorno, neste capítulo). De fato, a distância entre fragmentos ou o grau de isolamento dos remanescentes, não é importante na determinação da comunidade de pequenos mamíferos⁵ ou de morcegos⁶ nas matas da região de Una.

5.2. Efeitos da distância entre os fragmentos sobre os movimentos individuais

As taxas de movimento das espécies de pequenos mamíferos entre fragmentos foram estimadas em Poço das Antas, onde a distância entre os fragmentos de mata varia de 60 a 1.300 metros e o entorno é composto por áreas abertas dominadas por gramíneas. O gambá (*Didelphis aurita*) teve a maior taxa de movimento entre fragmentos (19,4%), seguido dos marsupiais *Metachirus nudicaudatus* (10%), *Philander frenatus* (7,5%), do rato d'água (*Nectomys squamipes*) (3,6%), do marsupial *Micoureus demerarae* (1,2%) e do roedor *Akodon cursor* (0,3%)⁴⁶. Em mais de sete anos de estudos nestes fragmentos, apenas um movimento entre fragmentos foi detectado para o marsupial *Caluromys philander* e nenhum para o roedor *Oecomys concolor*. Estes resultados demonstram o quão variável é o impacto da fragmentação entre as espécies, mesmo quando se considera um mesmo grupo taxonômico. Enquanto, alguns marsupiais e roedores florestais são capazes de se movimentar com relativa freqüência no entorno de ambientes abertos, outras estão restritas aos fragmentos e são potencialmente mais suscetíveis à extinção.

Esse mesmo entorno de ambientes abertos em Poços das Antas não impede, porém dificulta o movimento entre fragmentos de indivíduos ou de grupos do mico-leão-dourado. Como exemplo, em um determinado

grupo foram constatados movimentos entre fragmentos atravessando grandes áreas de gramíneas, porém, durante um desses movimentos o macho do grupo foi predado por um cachorro doméstico.

6. Entorno: efeitos da natureza do entorno (habitats, uso da terra: pecuária, agricultura, urbanização) sobre a estrutura de comunidades do fragmento

As atividades econômicas desenvolvidas no entorno dos fragmentos têm impactos diferenciados sobre as comunidades dos fragmentos, incluindo os mamíferos. Por exemplo, na região da bacia do rio Macacu (RJ), a pecuária é a atividade predominante. Porém, onde predomina a pecuária leiteira, fragmentos têm estrutura de vegetação mais complexa. Quando predomina a pecuária de corte no entorno, a estrutura da vegetação dos fragmentos é mais perturbada em comparação com pecuária leiteira. A explicação parece estar no fato do gado de corte ser criado solto, entrando freqüentemente nos fragmentos, pisoteando plântulas e introduzindo plantas forrageiras. Além disso, a criação de gado de corte freqüentemente é feita por pequenos proprietários, ficando o fragmento rodeado por um maior número de habitantes no seu entorno. Nesta situação a freqüência de corte seletivo de árvores e de caça, deve ser maior. O gado leiteiro está mais associado às grandes propriedades, onde o acesso ao fragmento é mais controlado. Além do gado criado de forma extensiva, outros animais domésticos podem invadir e prejudicar a fauna dos fragmentos. Em Una (BA), a presença do cachorro doméstico parece estar relacionada a menor abundância de algumas espécies terrestres de pequenos mamíferos.

Afora o impacto que as atividades humanas têm sobre os fragmentos, as áreas que rodeiam os remanescentes têm importância fundamental na determinação da dispersão das espécies nativas e na conexão das populações dos fragmentos. No caso da região de Una, os dois tipos de habitats modificados mais importantes do entorno são as capoeiras e as cabruças, plantações sombreadas de cacau. Estes dois ambientes têm permeabilidade significativamente diferente para a comunidade de morcegos⁶. Apenas oito espécies foram observadas nas capoeiras, que são em média mais pobres e menos abundantes do que as florestas primárias. Novamente o morcego *Artibeus obscurus*, uma das três espécies mais freqüentes nas florestas primárias, foi significativamente menos observada nas capoeiras. Por outro lado, as cabruças se mostraram extremamente abundantes, diversas e ricas em espécies de morcegos quando comparadas às florestas primárias. Foram coletadas 39 espécies de morcegos nos seis transectos de cabruca contra 29 espécies em todos os 24 transectos de floresta primária. Apenas quatro espécies de morcegos encontradas nas florestas primárias não foram capturadas nas cabruças, sendo todas espécies raras (< 2 capturas) e, portanto, com taxas de captura muito influenciadas pelo acaso.

No caso dos pequenos mamíferos de Una, tanto capoeira como cabruças sustentam uma fauna tão rica e abundante quanto as florestas,

incluindo todas as espécies comuns ali encontradas⁵. Assim, a elevada riqueza de espécies de roedores e de marsupiais observadas nos pequenos fragmentos florestais desta região parece intimamente ligada ao valor das capoeiras e cabruças, o que revela a importância destes ambientes na manutenção e conservação da fauna na região. Entretanto, algumas espécies são vulneráveis à fragmentação e esta vulnerabilidade está vinculada à capacidade da espécie de ocupar o entorno. Se, por um lado, as espécies de pequenos mamíferos das florestas de Una estão presentes nos ambientes alterados do entorno, por outro, nem todas as espécies são comuns e abundantes nestes ambientes.

Pode-se calcular um índice de vulnerabilidade das espécies à fragmentação da região de Una, dividindo-se a abundância das mesmas nos grandes remanescentes pela abundância nos pequenos remanescentes – quanto maior o índice, maior é a queda de abundância da espécie nos fragmentos pequenos e, portanto, mais vulnerável é a espécie. Pode-se também, calcular um índice que sintetiza a capacidade da espécie de ocupar os ambientes alterados do entorno, dividindo-se a abundância das espécies nestes ambientes alterados pela abundância das mesmas nas matas da região – quanto menor o índice, maior a queda de abundância nos ambientes alterados e, menor a capacidade de ocupar o entorno. Usando estes índices, os resultados de Una mostram que a resposta à fragmentação entre as espécies de pequenos mamíferos é variável. Algumas espécies são vulneráveis à fragmentação (índices maiores do que 1) e esta vulnerabilidade está vinculada à capacidade de ocupação do entorno. Como mostra a [Figura 11](#), existe uma relação negativa entre a vulnerabilidade da espécie em Una e a capacidade de ocupar o entorno – quanto maior a vulnerabilidade, menor a capacidade de ocupar o entorno⁵. Estes resultados mostram de forma clara, a enorme importância dos habitats do entorno na determinação da riqueza e dinâmica de uma paisagem fragmentada.

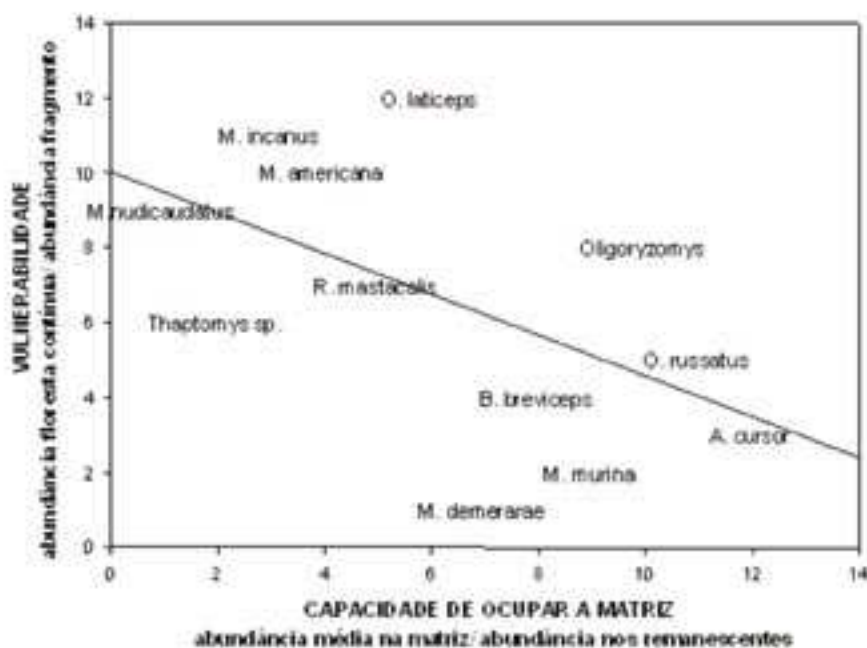


Fig.11 Relação negativa entre a vulnerabilidade e a capacidade de ocupar o entorno para as espécies de pequenos mamíferos da região de Una.

7. Histórico

Dados sobre como o histórico de uma região ou a evolução de uma paisagem, afetam a estrutura de comunidades em regiões tropicais, são escassos para não dizer inexistentes. Entretanto, para algumas espécies é possível avaliar a situação atual de suas populações e prever as consequências para sua dinâmica e genética.

O desenho experimental do estudo no Baixo Tapajós visou avaliar um possível padrão histórico em relação ao processo de colonização humana ao longo da rodovia BR-163 (Santarém-Cuiabá). Entretanto, foram encontradas poucas evidências de um padrão sistemático de variação de diversidade em relação ao tempo de colonização e consequente isolamento dos fragmentos. No caso dos primatas, grupo que forneceu os melhores dados para análise, foi encontrada uma tendência geral de redução tanto na riqueza quanto na abundância de espécies com o tempo de colonização, embora esta tendência tenha sido menos aparente nos fragmentos de menor tamanho (< 100ha). Por outro lado, um padrão semelhante foi observado também no caso dos controles (floresta contínua), o que sugere a existência de um gradiente de diversidade anterior ao processo de fragmentação antrópica.

Os demais grupos de mamíferos forneceram poucas evidências de um processo histórico sistemático, e muitas tendências contraditórias, como a maior abundância de ungulados na área colonizada há mais tempo. Assim, a soma das evidências pode ser interpretada de várias formas. Talvez a conclusão mais pertinente seja que a escala de tempo da implantação e colonização da rodovia foi pouco relevante como fator de influência sobre a estrutura das comunidades de mamíferos. Uma conclusão complementar, e não exclusiva, é de que este aspecto histórico teve uma influência menos importante em comparação com outros fatores.

8. Invasão de espécies exóticas

O processo de fragmentação de habitat, em geral aumenta a probabilidade de invasões de espécies exóticas ao ecossistema original⁴⁸. A invasão de espécies exóticas por sua vez, pode agravar os efeitos da fragmentação através da competição, predação e introdução de doenças nas espécies nativas. Um bom exemplo é o caso do mico estrela ou sagüi de tufo branco (*Callithrix jacchus*) e tufo preto (*Callithrix penicillata*), que vêm sendo introduzidos no Estado do Rio de Janeiro como resultado do tráfico ilegal de animais silvestres^{49,50}. Estes calitriquídeos são originários do Nordeste brasileiro⁵¹, sendo considerados espécies exóticas no Rio de Janeiro. A presença dos sagüis tem sido detectada no interior do Rio de Janeiro desde 1960⁴⁹. A partir de 1985 foi observada a presença de indivíduos do mico estrela (*Callithrix jacchus*) em fragmentos de mata nas fazendas utilizadas para a reintrodução do mico-leão-dourado. Sua distribuição parece estar aumentando em direção ao norte do Estado, pela região das baixadas,

com uma taxa estimada em 1,2km por ano⁵⁰. Os sagüis introduzidos representam um problema potencial para as populações de mico-leão-dourado e de sagüis da serra (*Callithrix aurita*). A ecologia dos *Callithrix* introduzidos é parecida com a dos *Leontopithecus* e com a de *C. aurita* e, por isso, podem ser competidores⁵². Estas espécies são consideradas frugívoro-insetívoras^{53,54} e os sagüis também se alimentam de exudatos de árvores^{51,55}. Dados preliminares mostram evidências de competição entre as espécies. Os micos-leões respondem à presença dos sagüis com comportamentos territoriais e foram observadas lutas entre os adultos das duas espécies. A presença dos sagüis faz com que os micos aumentem o tempo gasto em forrageio⁵⁶.

Um outro problema potencial é a transmissão de doenças. Em 1998, amostras de sangue foram coletadas dos micos-leões e dos sagüis da Fazenda Rio Vermelho para um estudo da distribuição de *Trypanosoma cruzii* no meio silvestre^{57,58}. Nessa data não houve evidência deste parasita nos micos, mas seis sagüis se mostraram positivos (C. Lisboa, dados não publicados). Dois anos depois, já foi detectada a presença do *T. cruzii* em alguns micos-leões da mesma fazenda⁵⁷. A análise das fezes mostrou que houve sobreposição dos parasitas entre as espécies, mas mais notável ainda, foi a presença de vários parasitas geralmente encontrados em animais domésticos. Uma hipótese a ser examinada é que os sagüis, por terem vindo de locais humanos, estejam introduzindo novos parasitas no ciclo selvagem. Nesta situação, o potencial para uma epidemia é alto.

9. Evidências de que a caça afeta a estrutura da comunidade de mamíferos

Muitos estudos demonstram que mesmo a caça de subsistência desenvolvida por populações humanas relativamente pequenas, pode levar ao declínio e ao desaparecimento local de determinadas espécies animais. Assim, porções relativamente grandes de florestas aparentemente intocadas, podem estar vazias devido à caça⁵⁹. É de se esperar que o efeito da caça seja ainda mais exacerbado em áreas fragmentadas onde, em geral, a densidade da população humana é maior, o acesso às matas mais fácil e o tamanho das populações animais, teoricamente, é menor. Apesar dos estudos de fragmentação de habitat que estão sendo reportados neste capítulo não enfocarem diretamente a caça, vários resultados indicam que a pressão de caça é um dos fatores de maior impacto para os mamíferos de médio e grande porte em paisagens fragmentadas.

O uso de parcelas de areia para registro de pegadas⁶⁰ indica que a fauna de grande porte está bastante depauperada em Una (BA), sendo drasticamente menos rica e menos abundante em comparação às outras áreas de Mata Atlântica estudadas com o mesmo método (Figura 12). De todos os grupos faunísticos analisados (borboletas, sapos, lagartos, aves, morcegos, pequenos mamíferos e grandes mamíferos terrestres), os grandes mamíferos terrestres são os únicos que já foram drasticamente afetados em Una⁶¹.

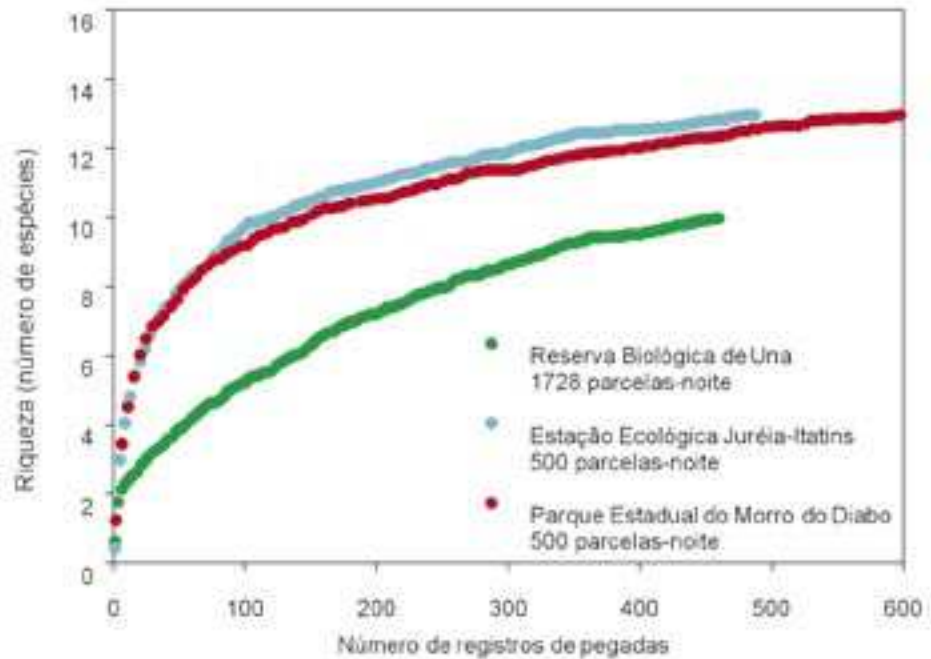


Fig.12

Curva de acúmulo do número de espécies de grandes mamíferos terrestres com o aumento no número de registros de pegadas em três áreas de Mata Atlântica, mostrando que, mesmo com um esforço de amostragem duas a três vezes maior, a região de Una apresenta uma fauna menos rica (menor número de espécies) e menos abundante (menor número de registros) do que a Estação Ecológica Juréia-Itatins e o Parque Estadual do Morro do Diabo.

Ao contrário do que acontece com os demais grupos da fauna, as variações da comunidade de grandes mamíferos na paisagem de Una, praticamente não tem relação nenhuma com o tamanho dos fragmentos, a distância da borda, o uso do solo (tipo de habitat) ou a estrutura da vegetação. As diferenças mais nítidas nas comunidades de grandes mamíferos ocorrem entre os locais de áreas privadas e aqueles localizados dentro da Reserva Biológica de Una, indicando que a maior proteção e fiscalização da Unidade de Conservação são fundamentais. Estes resultados indicam também que o processo de fragmentação na região do Una não é a causa fundamental do empobrecimento da fauna de grande porte e sim as atividades de caça.

De fato, esta atividade é muito comum na região de Una: 40% de todos os chefes de família caçam freqüentemente e comeram carne de caça recentemente e 70% das famílias moram em fazendas cujos proprietários não impõem nenhuma restrição à caça. O alto impacto da caça na região pode ser facilmente percebido pela altíssima porcentagem (74%) em que o animal caçado não é o preferido – as espécies preferidas já não são mais facilmente encontradas. Na visão da maioria dos caçadores e residentes, todos os animais de grande porte desapareceram ou têm diminuído na região. O impacto da caça é também atestado pela lista das espécies caçadas em Una, da qual estão ausentes várias espécies usualmente caçadas nos Neotrópicos. Os médios e grandes mamíferos terrestres são, sem dúvida, o grupo mais afetado pela caça: 10 das 13 espécies caçadas são mamíferos e três espécies de mamíferos perfazem 53% de todos os registros de caça das entrevistas⁶¹.

Na região do baixo Tapajós, a relação entre a abundância de grandes mamíferos, a densidade populacional humana e o tempo de colonização

foram observadas somente para algumas espécies. Ungulados, de um modo geral, foram mais abundantes nas áreas de matas contínuas e com baixa pressão de caça do que em áreas fragmentadas com maior pressão de caça. Para o coatá de testa branca, primata ameaçado de extinção, foram encontradas evidências de pressão de caça, o que poderia ter sido um dos fatores determinantes de sua extinção em uma das áreas amostradas⁶². A presença de populações aparentemente saudáveis de *Alouatta belzebul*, um primata de tamanho corporal semelhante, e de ungulados na mesma área, sugere que a extinção local de *Ateles marginatus* não teria sido causada por pressão de caça por si só, mas por uma combinação de fatores que inclui a fragmentação de habitat e, possivelmente, baixas densidades naturais na área⁶³. Esta conclusão é reforçada pela ausência, nos fragmentos da mesma área, do cuxiú de nariz branco, outro primata frugívoro especializado com uma vulnerabilidade às perturbações antrópicas semelhante à de *Ateles marginatus*.

10. Considerações finais

a. Em paisagens já bastante fragmentadas, como a Mata Atlântica, todos os subprojetos demonstraram o valor de fragmentos pequenos, menores que 100ha, na preservação de pequenos mamíferos e morcegos. Os maiores fragmentos e áreas contínuas de cada estudo apresentaram maior riqueza de espécies, mas outros fatores são mais importantes para a riqueza de espécies em escalas intermediárias, principalmente fatores que associados à estrutura da vegetação.

b. Os fragmentos pequenos mantêm uma parcela significativa da biodiversidade quando considerados individualmente, e seu valor aumenta quando são vistos no contexto da paisagem, como uma rede de pequenas populações conectadas por eventos de migração, formando uma metapopulação. A persistência da metapopulação depende da manutenção não só do número, mas da qualidade dos fragmentos e da natureza do entorno.

c. Avaliações do efeito da fragmentação sobre a biodiversidade devem ser baseadas em comparações da composição e abundância de espécies. Riqueza e diversidade são frequentemente utilizadas, mas podem esconder impactos importantes resultantes da fragmentação dos habitats sobre as comunidades biológicas, como foi claramente demonstrado neste capítulo.

d. Se por um lado muitas espécies estão presentes em pequenos fragmentos, por outro, os estudos aqui reportados sobre viabilidade de mamíferos em paisagens fragmentadas, indicam que mesmo populações de espécies de pequeno porte podem ter baixa probabilidade de sobrevivência no longo prazo. De fato, vários resultados apresentados sugerem que tanto o isolamento das populações (distância entre fragmentos ou qualidade do entorno) quanto as modificações do habitat original, induzidas pela criação de bordas, afetam negativamente os mamíferos nas paisagens fragmentadas.

e. A diversidade ainda presente em paisagens fragmentadas, aliada aos efeitos negativos de fatores como o isolamento e o efeito de

borda, indicam a importância de técnicas de manejo que aumentem as chances de persistência das espécies nestas paisagens. Estas técnicas devem focar a atenuação do efeito de borda sobre a estrutura da vegetação e o aumento da conectividade entre fragmentos, seja por meio da criação de habitats mais semelhantes ao original no entorno (melhoria da qualidade do entorno), ou da diminuição da distância entre fragmentos (recuperação da vegetação).

f. Medidas de condição física de indivíduos têm grande potencial para estudos relacionados à biologia da conservação, já que podem ser utilizadas como sinais de alerta sobre o estado das populações. Estes sinais aparecem antes que os impactos ambientais se tornem aparentes em termos de decréscimo das populações.

g. A fragmentação de habitats aumenta a probabilidade de invasões de espécies exóticas, que por sua vez, pode agravar os efeitos da fragmentação por intermédio da competição, predação e introdução de doenças nas espécies nativas. É o caso do mico estrela (*Callithix jacchus* ou *C. penicillata*), que vêm sendo introduzidos no Estado do Rio de Janeiro como resultado do tráfico ilegal de animais silvestres, e que podem competir com espécies nativas como o mico-leão-dourado e o sagüi da serra (*C. aurita*).

h. Para mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica, a caça nos fragmentos remanescentes torna-se um fator de grande importância, sendo possivelmente preponderante aos fatores diretamente ligados à fragmentação, como o tamanho ou grau de isolamento dos fragmentos ou intensidade do efeito de borda.

i. Em paisagens não fragmentadas, como no Baixo Tapajós, Amazônia Central, o problema consiste no desenvolvimento de estratégias sistemáticas para o planejamento de programas de ocupação humana. Uma recomendação óbvia é que a floresta nativa não seja fragmentada no processo de ocupação humana, por exemplo, estabelecendo reservas comunitárias no modelo de Reservas da Biosfera. Neste sentido, levantamentos faunísticos antes da definição de áreas destinadas à ocupação humana são fundamentais, assim como o monitoramento após a ocupação.

11. Recomendações

a. Em paisagens já bastante fragmentadas, fragmentos pequenos, menores que 100ha, devem ser preservados, pois mantêm uma parcela significativa da biodiversidade de mamíferos.

b. Fragmentos devem ser vistos no contexto da paisagem, como uma rede de populações locais conectadas por eventos de migração, formando uma metapopulação.

c. Os habitats da matriz e no entorno dos fragmentos devem ser considerados na avaliação da biodiversidade e da conectividade entre populações de fragmentos diferentes.

d. Avaliações do efeito da fragmentação sobre a biodiversidade de mamíferos devem ser baseadas em comparações da composição e abundância de espécies, e não apenas na riqueza de espécies.

e. Técnicas para atenuação de efeito de borda sobre a estrutura da vegetação e para o aumento da conectividade devem ser consideradas no manejo da paisagem.

f. Medidas de condição física de indivíduos devem ser utilizadas como sinais de alerta sobre o estado das populações.

g. Espécies de outras regiões do país introduzidas após o processo de fragmentação devem ser consideradas exóticas e formas de manejo de suas populações devem ser utilizadas.

h. O controle efetivo da caça é política fundamental, caso se objective conservar a biodiversidade de grandes mamíferos em paisagens fragmentadas.

i. Em paisagens não-fragmentadas, o processo de ocupação humana deve ser feito evitando-se a fragmentação da floresta. O levantamento faunístico antes ocupação é fundamental, assim como o seu monitoramento posterior.

Referências bibliográficas

1. LOMOLINO, M. & WEISER, 2001, Towards a more general species-area relationship: diversity on all islands, great and small. *J. Biogeog.* 28: 431-445.
2. MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O., 1967, *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
3. FONSECA, G. A. B., 1989, Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Rev. brasil. Zool.*, 6: 381-422.
4. VIEIRA, E. M., 1999, *Estudo comparativo de comunidades de pequenos mamíferos em duas áreas de Mata Atlântica situadas a diferentes altitudes no sudeste do Brasil*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas.
5. PARDINI, R., 2001, *Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: processos e conservação*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.
6. FARIA, D. M., 2002, *Impacto do processo de fragmentação e uso de habitat na comunidade de morcegos da região de Una, sul da Bahia*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas.
7. MALCOLM, J. R. 1991. *The small mammals of Amazon forest fragments: pattern and process*. Ph.D. Dissertation, University of Florida. Gainesville, Florida.
8. OLIFIERS, N., N., 2002, *Fragmentação, habitat e as comunidades de pequenos mamíferos na bacia do rio Macacu*, RJ. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
9. VAN ROOSMALEN, M.G.M., 1985, Habitat preferences, diet, feeding strategy and social organization of the black spider monkey (*Ateles paniscus paniscus* Linnaeus 1758) in Surinam. *Acta Amazonica*, 15: 1-238.
10. SYMINGTON, M.M., 1988, Demography, ranging patterns and activity budgets of black spider monkeys (*Ateles paniscus chamek*) in the Manu National Park, Peru. *Am. J. Primatol.*, 15: 45-67.

11. NUNES, A.P.F., 1992, *Uso do habitat, Comportamento Alimentar e Organização Social de Ateles belzebuth belzebuth (Primates: Cebidae)*. Dissertação de mestrado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém do Pará.
12. JOHNS, A. D. & AYRES, J. M. C., 1987, Bearded sakis beyond the brink? *Oryx*, 21: 164-167.
13. PORT-CARVALHO, M. & FERRARI, S. F., 2002, *Estimativas da abundância de cuxiú-preto (Chiropotes satanas satanas) e outros mamíferos não-voadores em fragmentos antrópicos de floresta da região Tocantina, Amazônia oriental. Resumos do XXIVº Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí, SC, pg. 531-532.*
14. SANTOS, R. R., 2002, Definição de fatores limitantes para a viabilidade de populações de Cuxiú-Preto (*Chiropotes satanas satanas*, Cebidae: Primates) na paisagem fragmentada da Amazônia Oriental. Dissertação de mestrado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém do Para.
15. ALBERNAZ, A. L. & MAGNUSSON, W., 1999, Home-range size of the bare-ear marmoset (*Callithrix argentata*) at Alter do Chão, Central Amazonia, Brazil. *Int. J. Primatol.*, 20: 665-677.
16. CORRÊA, H. K. M., Em prep., *Determinantes Ecológicos da Biologia Reprodutiva de Callithrix argentata*. Tese de doutorado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém do Para.
17. ROCHA, F. S., 2000, *Ecologia Reprodutiva de Pequenos Mamíferos (com ênfase no marsupial Micoureus demerarae) em Fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
18. FERNANDEZ, F. A. S., PIRES, A. S., CARVALO, F. M. V., PINHEIRO, P. S., LEINER, P. S., LIRA, P. K., FIGUEIREDO, M. S. L. & CARLOS, H. S. A., no prelo, Ecologia do marsupial *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. Em: T. R. O. Freitas (ed.), *Estudos Sobre a Fauna de mamíferos do Brasil, Sociedade Brasileira de Mastozoologia*, Porto Alegre.
19. QUENTAL, T. B., FERNANDEZ, F. A. S., DIAS, A. T. C. & ROCHA, F. S., 2001, Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *J. Trop. Ecol.*, 17: 339-352.
20. BRITO, D. & FERNANDEZ, F. A. S., 2000a, Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Animal Cons.*, 3: 201-9.
21. GILBERT, K. A. & SETZ, E. Z. F., 2001, Primates in a Fragmented Landscape, six species in Central Amazonia. In: R. O. Bierregaard, C. Gascon, T. E. LOVEJOY & R. C. MESQUITA, *Lessons from Amazonia, the ecology and conservation of a fragmented forest*, Yale University Press., New Haven, Pp. 262-270.
22. GILBERT, K. A., 1997, Red howling monkey use of specific defecation sites as a parasite avoidance strategy. *Animal Behav.*, 54: 451-455.
23. TERBORGH, J., 1983, *Five New World Primates: a study in comparative ecology*. Princeton University Press, Princeton.
24. RYLANDS, A. B., 1986, Ranging behaviour and habitat preference of a wild marmoset group, *Callithrix humeralifer* (Callitrichidae, Primates). *J. Zool. (Lond.)* 210: 489-514.
25. SETZ, E. Z. F., 1987, Feeding ecology of *Pithecia pithecia* (Pitheciinae, Cebidae) in a forest fragment. *Int. J. Primatol.* 8: 543-543.
26. SETZ, E. Z. F., 1993, *Ecologia alimentar de um grupo de parauacus (Pithecia pithecia chrysocephala) em um fragmento florestal na Amazônia Central*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas.

27. GALETTI, M., PEDRONI, F. & MORELLATO, L. P. C., 1994, Diet of the brown howler monkey *Alouatta fusca* in a forest fragment in southeastern Brazil. *Mammalia*, 58:111-118.
28. PERES, C. A., 1994 a, Primate responses to phenological changes in an Amazonian terra firme Forest. *Biotropica* 26: 98-112.
29. MARTINS, M. M. & SETZ, E. Z. F., 2000, Diet of buffy tufted-eared marmosets (*Callithrix aurita*) in a forest fragment in southeastern Brazil. *Int. J. Primatol.* 21:467-476.
30. OLIVEIRA, L. C., 2001, *Diversidade e composição de espécies de mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
31. OLIVEIRA, C. R. & RUIZ-MIRANDA, C. R., no prelo, Micos leões dourados minimizam os custos de brincadeira? In: S. L. Mendes A. G. & Chiarello (eds.), *A Primatologia no Brasil*, Vol. 8, Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Santa Teresa.
32. FARIA, G. V., RUIZ-MIRANDA, C. R., STOINSKI, T. & BECK, B. B., 2001, Foraging success of captive-born reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) and their wild born offspring. *Ethology*, 36: 151.
33. MOURA, R. T. M., 1999, *Análise comparativa da estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em remanescente de Mata Atlântica e em plantio de cacau em sistema de cabruca no sul da Bahia*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
34. HEGARTY, E. E. & CABALLÉ, G., 1991, Distribution and abundance of vines in forest communities. In: F. E. Putz & H. A. Mooney, *The Biology of Vines*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 313-335.
35. PERES, C. A., 1994 b, Diet and feeding ecology of gray woolly monkeys (*Lagothrix lagotricha cana*) in central Amazonia: Comparisons with other Atelines. *Int. J. Primatol.* 15: 333-372.
36. MILTON, K., 1980, *The foraging strategy of howler monkeys: a study in primate economics*. Columbia University Press, New York.
37. ESTRADA, A. & COATES-ESTRADA, R., 1984, Fruit eating and seed dispersal by howling monkeys (*Alouatta palliata*) in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Am. J. Primatol.* 6: 77-91.
38. STONER, K. E., 1996, Habitat selection and seasonal patterns of activity and foraging of mantled howling monkeys (*Alouatta palliata*) in northeastern Costa Rica. *Int. J. Primatol.* 17: 1-30.
39. ESTRADA, A., JUAN-SOLANO, S., ORTÍZ-MARTÍNEZ, T. J. & COATES-ESTRADA, R., 1999, Feeding and general activity patterns of a howler monkey (*Alouatta palliata*) troop living in a forest fragment at Los Tuxtlas, Mexico. *Am. J. Primatol.* 48: 167-183.
40. GERWING J. J., 2001, Testing liana cutting and controlled burning as silvicultural treatments for logged forest in the eastern Amazon. *J. App. Ecol.* 38: 1264-1276.
41. PESSOA, L. M., VON ZUBEN, F. J. & REIS, S. F., 1998, Morfological affinities of *Proechimys yonenagae* Rocha, 1995 (Rodentia: Echimyidae): Evidence from bacular and cranial characters. *Bonn. Zool. Beitr.*, 48: 167-177.
42. LARA, M. & PATTON, J., 2000, Evolutionary diversification of spiny rats genus *Trinomys* (Rodentia: Echimyidae), in the Atlantic Forest of Brasil. *Zool. J. Linn. Soc.*, 130: 661-686.
43. GONÇALVES, P. R., 2001, *Identidade e alocação taxonômica de duas formas simpátricas de Oxymycterus (Rodentia: Sigmodontinae) do sudeste do Brasil: uma avaliação de hipóteses sobre a diversidade*

do gênero. Dissertação de Mestrado em Zoologia, Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

44. PIRES A. S., FERNANDEZ, F. A. S., FREITAS, D. & FELICIANO, B. R., no prelo (a); Influence of distance from edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.*

45. FELICIANO B. R., FERNANDEZ, F. A. S., FREITAS, D. & FIGUEIREDO, M. S. L., no prelo, Population dynamics of small rodents in a grassland among fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Z. Säugetierkunde.*

46. PIRES, A. S., LIRA, P. K., FERNANDEZ, F. A. S., SCHITTINI, G. M. & OLIVEIRA, L. C., no prelo (b), Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biol. Cons.*

47. RIBEIRO DE MELLO, M. A. & FERNANDEZ, F. A. S., 2000, Reproductive ecology of the bat *Carollia perspicillata* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a fragment of the Brazilian Atlantic coastal forest. *Z. Säugetierkunde*, 65: 340-349.

48. SAUNDERS, d. a., HOBBS, R. J. & MARGULIS, C. R., 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Cons. Biol.*, 5: 18-32.

49. CERQUEIRA, C., MARROIG, G. & PINDER, L., 1998, Marmosets and lion-tamarins distribution (Callitrichidae, Primates) in Rio de Janeiro, South-eastern Brazil. *Mammalia*, 62: 213-226.

50. RUIZ-MIRANDA, C. R., AFFONSO, A. G., MARTINS, A. & BECK, B. B., 2000, Distribuição do sagüi (*Callithrix jacchus*) nas áreas de ocorrência do mico leão dourado no Estado de Rio de Janeiro. *Neotrop. Prim.*, 8: 98-101.

51. STEVENSON, M. F. & RYLANDS, A. B., 1988, The Marmosets, Genus *Callithrix*, Em: R. Mittermeier, A. Coimbra Filho & G. Fonseca (eds.), *Ecology and behaviour of neotropical primates*, Vol. 2, Washington, pp. 131-222.

52. RYLANDS, A. B. & FARIA, D. S., 1993, Habitats, feeding ecology, and homerange size in the genus *Callithrix*, Em: A. B. Rylands (ed.), *Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology*, Oxford University Press, Oxford, pp. 262-272.

53. KLEIMAN, D. G., HOAGE, R. J. & GREEN, K. M., 1988, The lion tamarins, Genus *Leontopithecus*, Em: R. Mittermeier, A. Coimbra Filho & G. Fonseca (eds.), *Ecology and behaviour of neotropical primates*, Vol. 2, Washington, pp. 299-347.

54. ROSENBERGER, A. L., 1992, Evolution of feeding niches in New World monkeys. *Am. J. Physical Anthropol.*, 88: 525-562.

55. FERRARI, S. F., 1993, Ecological differentiation in the Callitrichidae, Em: A. B. Rylands (ed.), *Marmosets and tamarins: systematics, behaviour, and ecology*, Oxford University Press, Oxford, pp. 314-328.

56. AFFONSO, A. G., RUIZ-MIRANDA, C. R. & BECK, B. B., no prelo, Interações ecológicas entre mico leão dourado (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1758) reintroduzido e mico estrela (*Callithrix jacchus* Linnaeus, 1758) introduzido em fragmentos de mata atlântica, RJ, Em: S. L. Mendes A. G. & Chiarello (eds.), *A Primatologia no Brasil*, Vol. 8, Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Santa Teresa.

57. VERONA, C. E. S., 2001, Avaliação da condição física versus custos de reprodução e lactação em fêmeas de *Callithrix jacchus* e *Leontopithecus rosalia* selvagens. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Norte Fluminense, Campos.

58. JANSEN, A. M., DE PINHO, A. P. S., LISBOA, C. V., CUPOLILLO, E., MANGIA, R. H. & FERNANDES, O., 1999, The sylvatic cycle of *Trypanosoma cruzi*: a still unsolved puzzle. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 94: 203-204.
59. REDFORD, K. H., 1992, The empty forest. *Bioscience*, 42: 412-422.
60. PARDINI, R., CULLEN, L. & DITT, E. H., no prelo, Nova metodologia para levantamento rápido de mamíferos de médio e grande porte terrestres. Em: L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua (eds.), *Manual Brasileiro em Técnicas na Biologia da Conservação e no Manejo da Vida Silvestre*.
61. PROJETO RESTAUNA, No prelo, Projeto Restauna: Fauna, Flora e Conservação de Una, Sul da Bahia. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia.
62. RAVETTA, A.L., 2001, *O Coatá-de-testa-branca (*Ateles marginatus*) do baixo rio Tapajós, Pará: distribuição, abundância e conservação*. Dissertação de mestrado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém do Para.
63. FERRARI, S. F., IWANAGA, S., RAVETTA, A. L., FREITAS, F. C., SOUSA, B. A. R., SOUZA, L. L., COSTA, C. G. & COUTINHO, P. E. G., No prelo, Dynamics of primate communities along the Santarém-Cuiabá highway in southern central Brazilian Amazonia. Em: L. K. Marsh (ed.), *Primates in Fragments*, Plenum Press, New York.

6

AVES

Rudi Ricardo Laps
Paulo Henrique Chaves Cordeiro
Douglas Kajiwara
Rômulo Ribon
Antônio Augusto Ferreira Rodrigues
Angelica Uejima

Introdução

As aves têm demonstrado ser ferramentas úteis para estudos em ecologia devido, principalmente, ao fato de existirem métodos bem desenvolvidos para seu estudo¹. Como em outras áreas da ecologia, estudos em biologia da conservação ao redor do mundo enfocando aves, têm mostrado que os fragmentos de habitats guardam uma porção menor da biodiversidade original anteriormente abrigada num ambiente contínuo, ou seja, antes de sofrer a destruição e fragmentação pelo homem. O tipo de matriz no entorno dos fragmentos influencia a capacidade dos organismos que existiam no ambiente original de se manterem nos fragmentos remanescentes. Quanto mais diferente for a matriz em relação ao ambiente original, e quanto maior a distância entre os fragmentos, ou seja, o grau de isolamento, menores são as chances dos organismos se manterem nos fragmentos. Dessa forma, espécies que não conseguem transpor a matriz para ir de um fragmento ao outro, são mais propensas à extinção local (no município, microrregião etc.). Várias espécies de aves que vivem em florestas não conseguem transpor ambientes alterados (apesar de voarem), isto é, não possuem *autonomia de vôo*. As alterações microclimáticas, especialmente o aumento na luminosidade e diminuição da umidade, que se seguem ao processo de destruição e fragmentação, expulsam espécies mais sensíveis de sub-bosque. Outras espécies que naturalmente necessitam de grandes áreas de vegetação original para sobreviver, também não conseguem recursos básicos para sobrevivência em pequenos fragmentos remanescentes, tais como alimentos em quantidade suficiente e local para construir ninhos, e também tendem a desaparecer¹.

Embora em regiões temperadas, como Europa e América do Norte, já exista um grande número de trabalhos sobre a influência da fragmentação florestal sobre aves, um impulso maior sobre esse assunto em regiões tropicais se iniciou nos últimos 15 anos. No Brasil vários zoólogos já alertavam há décadas para o perigo da destruição florestal, especialmente da Mata Atlântica, e seus efeitos sobre a avifauna, como os professores João Moojen de Oliveira e Helmut Sick, ambos do Museu Nacional do Rio de Janeiro, já falecidos^{2,3}. Entretanto o trabalho pioneiro com enfoque específico sobre aves em fragmentos florestais foi publicado em 1979 por Edwin O. Willis, da Universidade Estadual de Rio Claro, São Paulo⁴.

Citado em várias obras de Ecologia e Biologia da Conservação produzidas ao redor do mundo, o trabalho de Willis mostrou que fragmentos pequenos de Mata Atlântica continham menos espécies do que fragmentos grandes. Ele também verificou que alguns grupos de espécies de pássaros eram mais sensíveis à diminuição da área dos fragmentos, ou seja, não conseguiam se manter em fragmentos de pequeno tamanho (2 e 20ha)⁴.

Foi também em 1979 que pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e do Fundo Mundial para a Natureza (WWF-US) iniciaram o projeto *Tamanho Mínimo Crítico de Ecossistemas* na região de Manaus, Amazonas. Posteriormente rebatizado de *Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais* (PDBFF), o projeto atualmente é mantido em cooperação científica entre o INPA e o Smithsonian Institution (EUA) e, é tido como um dos maiores projetos sobre fragmentação florestal em andamento, sendo referência mundial no assunto. Os dados obtidos pelo PDBFF também mostram que muitas espécies são perdidas em fragmentos

florestais pequenos e que uma intrincada rede de associações de padrões e processos ecológicos ocorrem conforme o tamanho do fragmento, seu tempo de isolamento e a matriz que o circunda^{5,6,7}.

Na década de 90 o efeito da fragmentação florestal sobre a avifauna passou a ser estudado em outras regiões do país, sobretudo no Paraná e Minas Gerais, sob a coordenação, respectivamente, dos professores Luiz dos Anjos (Universidade Estadual de Londrina)⁸ e Miguel Ângelo Marini (Universidade Federal de Minas Gerais).

1. Subprojetos abordados neste capítulo

Cinco subprojetos são abordados neste capítulo, dos quais quatro foram desenvolvidos em ambientes florestais (Mata Atlântica), enquanto um foi desenvolvido na região costeira (Tabela 1).

A) Subprojeto Araucária - Angelica Uejima e Douglas Kajiwara, que realizaram seus estudos na área de ocorrência da Floresta com Araucária do Paraná.

B) Subprojeto Insetos e Aves - Rômulo Ribon, que realizou estudos dos impactos da fragmentação sobre populações de aves silvestres na região de Viçosa, na Zona da Mata de Minas Gerais.

C) Subprojeto Corredor Sul da Bahia – Paulo H. C. Cordeiro, que realizou inventários de aves da Mata Atlântica do sul da Bahia.

D) Subprojeto Restauna - Rudi R. Laps, que fez estudos sobre o efeito da fragmentação sobre a avifauna da Reserva Biológica de Una na Bahia.

E) Subprojeto Aves Migratórias - Antônio Augusto F. Rodrigues, realizado na costa norte do Brasil (Maranhão, Pará e Amapá), observando o efeito da fragmentação de áreas úmidas nas populações de aves limícolas migratórias intercontinentais.

A metodologia utilizada em cada pesquisa variou bastante, mas basicamente envolveu levantamento das comunidades de aves ou parte delas. Um dos estudos enfocou populações de aves.

Tabela 1. Caracterização dos projetos abordados neste capítulo.

Responsável	LOCAL	ECOSSISTEMA/SUBDIVISÃO	MÉTODO	ASPECTO ESTUDADO
Angelica Uejima Douglas Kajiwara	Paraná	Floresta com Araucária	Transecto Entrevista	Riqueza
Rudi R. Laps	Una - BA	Mata Ombrófila Densa Restinga e Tabuleiro	Pontos Transecto	Riqueza Abundância
Rômulo Ribon	Minas Gerais	Floresta Semidecídua	Pontos	Riqueza Abundância Seleção de habitats
Paulo C. H. Cordeiro	Sul da Bahia	Mata de Tabuleiro Mata Semidecídua Restinga e Manguezal Campos naturais	Transectos aleatórios	
Antônio Augusto F. Rodrigues	Costa Norte do Brasil - MA, PA, AP	Áreas Úmidas/Costa	Censos Anilhamento	Abundância sazonal Rotas populacionais Migração

2. Estrutura e qualidade do habitat

Quando se refere à estrutura do habitat estudado, geralmente está se lidando com componentes do ambiente no qual as aves vivem. Vários estudos demonstraram que as comunidades de aves respondem às alterações na floresta (desmatamento, clareiras naturais, alterações no curso e volume dos riachos), sendo que algumas espécies desaparecem das áreas enquanto outras são dependentes destas estruturas como, por exemplo, aves que necessitam de margens de rios florestados para sua sobrevivência^{3,9}. Portanto, determinar as alterações na estrutura do habitat é parte importante nos estudos dos efeitos das ações humanas nas comunidades de aves.

A análise da abundância das 40 espécies mais comuns na região de Viçosa indicou uma distinção nas comunidades de aves em fragmentos de mata semidecídua tanto em relação ao relevo como em relação à vegetação.

Algumas espécies mostraram maior abundância em áreas de florestas situadas em grotas e baixadas. Dentre estas, estão a choquinha-lisa (*Dysithamnus mentalis*) (Figura 1), o patinho (*Platyrinchus mystaceus*) (Figura 2) e o sabiá-coleira (*Turdus albicollis*) (Figura 3). É importante ressaltar que a maioria dos fragmentos florestais na região está localizada em áreas de encostas e topos de morros, uma vez que as áreas de baixadas e grotas foram quase totalmente derrubadas para implantação de agropecuária.

O mesmo tipo de análise também mostrou que uma parte da comunidade de aves da região de Viçosa tendeu a ser mais abundante em áreas dos fragmentos florestais em estágio avançado de regeneração



Fig.1 Choquinha-lisa (*Dysithamnus mentalis*), espécie mais abundante em florestas de grotas e baixadas.



Fig.2 Patinho (*Platyrinchus mystaceus*), outra espécie que possui maior abundância em florestas de grotas e baixadas na região de Viçosa.



Fig.3 Outra espécie mais abundante em grotas e baixadas de Viçosa, o sabiá-coleira (*Turdus albicollis*).

(mata secundária). Esse foi o caso do patinho, do sabiá-coleira e da choquinha-lisa, todas fortemente associadas ao estágio avançado de regeneração. Outras espécies, entretanto, mostraram associação com vegetação em estágio inicial de regeneração ou bordas de matas, como foi o caso do formigueiro-da-serra (*Formicivora serrana*) e da maria-verdinha (*Hemitriccus nidipendulus*), ambas endêmicas da Mata Atlântica. Uma outra espécie endêmica, o arapaçu-de-bico-negro-torto (*Campylorhamphus falcularius*), (Figura 4) teve maior abundância em taquarais nativos do que em qualquer outro tipo de vegetação. Essas análises para um número maior de espécies confirmam os resultados já obtidos com espécies de chocas e papa-formigas (aves florestais da família Thamnophilidae) nos mesmos fragmentos florestais: algumas espécies se mostraram associadas tanto às grotas como às baixadas [olho-de-fogo, *Pyriglena leucoptera* (Figura 5),



Fig.4 Arapaçu-de-bico-negro-torto (*Campylorhynchus falcularius*), espécie abundante em taquarais nativos da região de Viçosa (MG).

e borralhara, *Mackenziaena severa*], às áreas em estágio avançado de regeneração (borralhara e olho-de-fogo) e aos taquarais [choquinha-de-dorso-vermelho, *Drymophila ochropyga* (Figura 6)]¹⁰.

No caso das aves limícolas na costa norte do Brasil, fragmentos de alta qualidade geralmente recebem grandes populações migratórias (Figura 7). No caso específico dos ecossistemas costeiros, dois importantes fatores físicos contribuem para uma melhor qualidade do habitat: dinâmica natural



Fig.5 Olho-de-fogo (*Pyriglena leucoptera*), espécie associada tanto às grotas como às baixadas na região de Viçosa (MG).



Fig.6 Choquinha-de-dorso-vermelho (*Drymophila ochropyga*), espécie associada aos taquarais de Viçosa (MG).

de sedimentos e marés. É claro que fatores químicos como salinidade, pH e oxigênio também têm papel decisivo no estabelecimento de populações de organismos marinhos em uma determinada área. O fato é que a estabilidade dos sedimentos parece funcionar como fator primário para o estabelecimento de populações de organismos bentônicos. Espera-se encontrar uma grande abundância de aves em áreas costeiras onde há grande abundância de bentos, exceto quando o substrato onde elas se alimentam não permite a penetração de seus bicos (rochas ou areia muito compactada). Ao longo da costa norte do Brasil, entre o Maranhão e o Amapá, existem vários habitats de alimentação disponíveis para diversas espécies de aves costeiras, aqui incluídas também os Ciconiiformes (garças, guarás etc.).



Fig.7 Aves limícolas migratórias nas praias do litoral norte.

3. Tamanho dos fragmentos

Vários estudos desenvolvidos sobre o tema fragmentação de ambientes florestais e seu impacto na avifauna têm mostrado perda significativa de espécies quanto menor a área e maior o seu isolamento^{1,11}.

Frugívoros de grande porte são os que sofrem maior impacto, pela redução da diversidade de espécies vegetais zoocóricas (cujos frutos são dispersos por animais) observadas em remanescentes pequenos⁴. De fato, nenhum representante da família Cotingidae (arapongas, anambés) foi registrado nas amostragens em florestas de Araucária. Os jacus (família Cracidae) foram registrados em oito áreas (jacuguaçu, *Penelope obscura* e jacupemba, *P. superciliosus*). Tucanos (família Ramphastidae) foram registrados em cinco áreas e estavam representados por uma única espécie (tucano-de-bico-verde, *Ramphastos dicolorus* ou araçari-banana, *Bailloniidae bailloni*), porém, nunca as duas espécies juntas. Os tucanos foram encontrados principalmente nos remanescentes localizados em áreas protegidas e(ou) regiões que apresentam proporção de cobertura florestal entre 20 e 40%.

Na Estação Experimental de São João do Triunfo (PR) foi obtido o menor número de registros nos estudos com floresta de Araucária. Das 38 espécies registradas, apenas duas são consideradas de interior de floresta. Vale ressaltar que apenas neste remanescente, que possui 31,5ha e encontra-se na região de menor cobertura florestal, composta de uns poucos fragmentos de pequeno tamanho, não foi registrado representante algum da família Cracidae.

Nos fragmentos florestais da região de Viçosa foram registradas 179 espécies de aves. O número total de espécies foi maior nos fragmentos maiores, sendo que os fragmentos menores foram mais pobres em espécies, confirmando as informações anteriores obtidas na região e em outras áreas do mundo (Figura 8). A mesma relação foi encontrada ao se analisar as espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica e aquelas espécies que são fortemente dependentes de áreas de floresta nativa para sua sobrevivência (espécies flo-

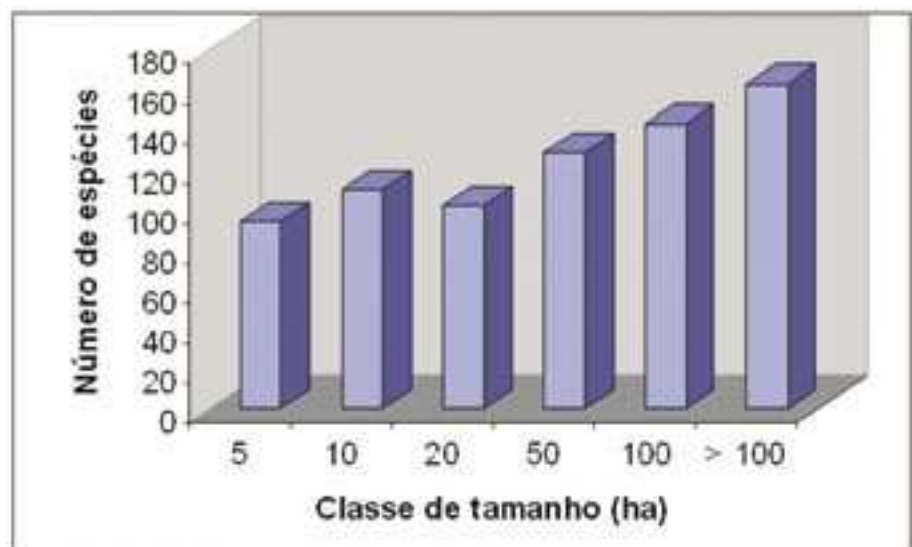


Fig.8

Quanto maior o fragmento florestal, mais espécies de aves ele contém. Riqueza de espécies de aves nas diferentes classes de tamanho dos fragmentos florestais na região de Viçosa, Minas Gerais. Classe 5 (fragmentos de 1 a 5ha), Classe 10 (5,1 a 10ha); Classe 20 (10,1 a 20ha); Classe 50 (20,1 a 50ha); Classe 100 (50,1 a 100ha), Classe > 100 (fragmentos maiores do que 100ha).

restais). Deste modo, fragmentos florestais maiores também possuem mais espécies de aves endêmicas e de aves florestais.

Em Una não foram encontradas diferenças na riqueza e abundância de espécies de aves entre fragmentos maiores (>1.000ha) e fragmentos menores (<100ha), chamados *efeito de área*. Entretanto, seis espécies de aves mostraram alterações na abundância com a diminuição do tamanho do fragmento (interior de fragmentos grandes *versus* interior de fragmentos). O bastião (*Lipaugus vociferans*) e o surucúá (*Trogon viridis*) tiveram maior abundância nos fragmentos grandes do que nos fragmentos pequenos, mesmo padrão observado para o vissíá (*Rhytipterna simplex*). Já outras espécies diminuíram sua abundância com o aumento do tamanho do fragmento (bem-te-vi-gamela, *Megarynchus pitangua*, caneleiro-bordado, *Pachyramphus marginatus* e balança-rabo-de-bico-longo, *Ramphocaenus melanurus*).

Deste modo, quando comparados fragmentos pequenos e grandes em Una, a riqueza e abundância podem ser semelhantes, mas a composição da comunidade de aves varia, sendo que espécies oportunistas se tornam abundantes no ambiente alterado dos fragmentos. Como o desenho amostral do Projeto Restauna não mediu o efeito da diminuição gradativa do tamanho do fragmento (somente foram estudados fragmentos pequenos e grandes), é provável que fragmentos menores que 100ha na região mostrem o depauperamento da avifauna já detectado em outros estudos.

Após o inventário de 31 áreas no sul da Bahia, foi encontrada uma relação entre a riqueza de espécies e o tamanho dos fragmentos: quanto maior o fragmento, maior o número de espécies. Na [Figura 9](#) é apresentada a distribuição espacial dessa riqueza. Diversos fragmentos pequenos para a região (<500ha) não conseguem manter a comunidade de aves esperada para essas localidades. Por outro lado, as áreas maiores (>2.000) podem ser consideradas como ideais para a conservação de espécies da avifauna. Essas áreas se concentram, principalmente, na porção do extremo sul da área estudada.

Figura 1: Estimativa da distribuição da riqueza de espécies de aves no sul da Bahia.

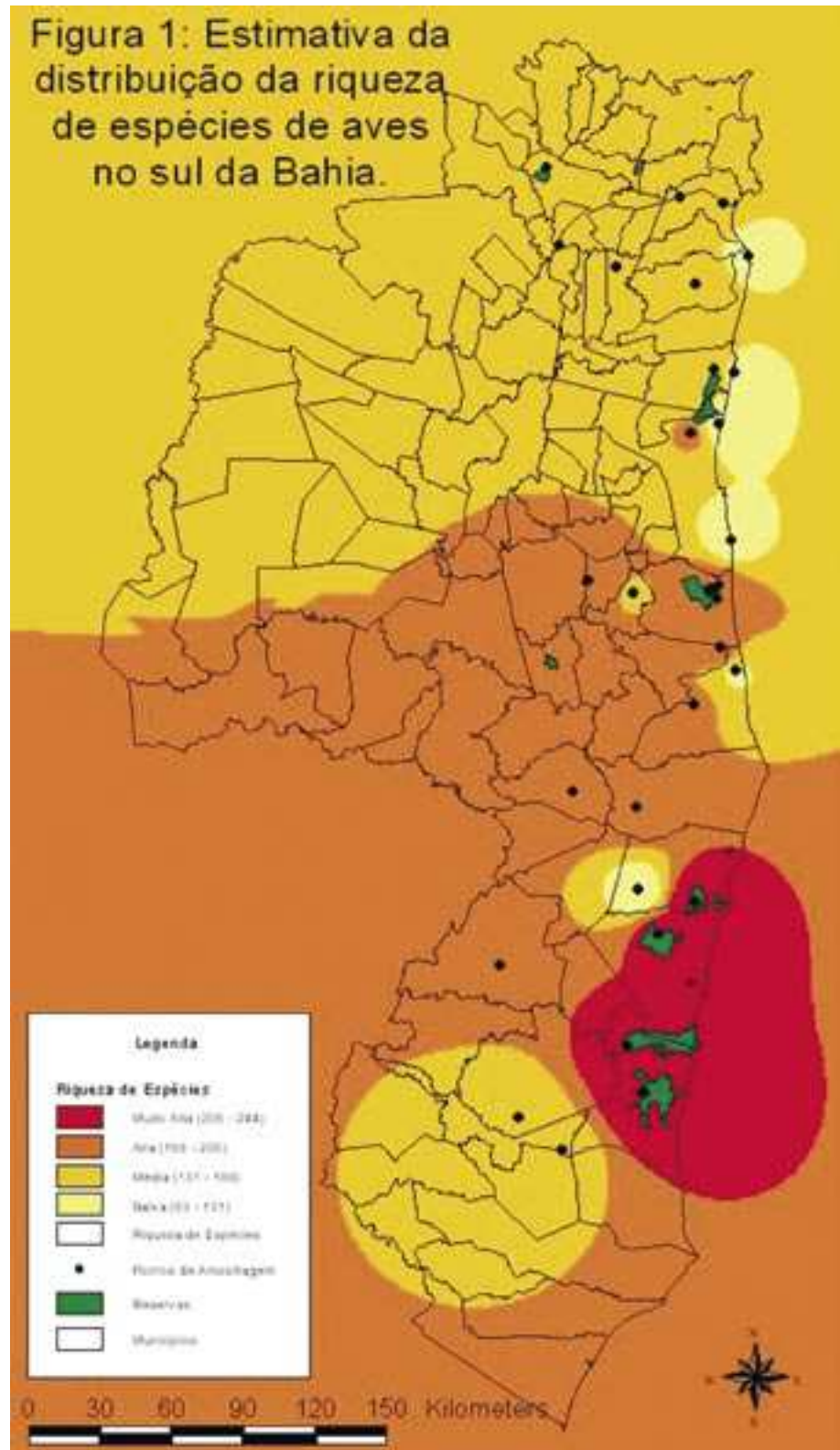


Fig.9 Estimativa da distribuição de riqueza de espécies de aves no sul da Bahia.

Um exemplo de fragmento de tamanho grande é o Parque Nacional do Descobrimento que apresenta uma alta riqueza biológica com 244 espécies de aves assinaladas, sendo o maior fragmento identificado em toda a região estudada. Esta Unidade de Conservação ocupa uma posição de destaque na região do sul da Bahia para a preservação de espécies ameaçadas de extinção e para as espécies endêmicas da Mata Atlântica.

Das espécies existentes no Parque, 14 constam na listagem oficial de espécies ameaçadas de extinção do IBAMA. Nesse contexto, 18 espécies estão incluídas em alguma categoria de ameaça da União Internacional para a Conservação da Natureza - IUCN¹² (órgão que estabelece os critérios e define as espécies ameaçadas do mundo): duas espécies criticamente ameaçadas são o mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*) e o beija-flor-de-cauda-oliva (*Glaucis dohrnii*); três espécies ameaçadas - suia (*Touit surda*), chauá (*Amazona rhodocorytha*) e crejoá (*Cotinga maculata*); sete vulneráveis - gavião-branco (*Leucopternis lacernulata*), fura-mato (*Pyrrhura cruentata*), rabo-amarelo (*Tripophaga macroura*), sabiá-pimenta (*Carpornis melanocephalus*), jandaia-sol (*Aratinga auricapilla*), choquinha-da-cauda-cintada (*Myrmotherula urosticta*) e escarradeira (*Xipholena atropurpurea*) e seis quase ameaçadas - macuco (*Tinamus solitarius*), gavião-real (*Harpia harpyja*), choquinha-de-peito-pintado (*Dysithamnus stictothorax*), chororózinho-baiano (*Herpsilochmus pileatus*), maria-verdinha (*Hemitriccus nidipendulus*) e araponga (*Procnias nudicollis*). Aves endêmicas da Mata Atlântica¹³ também foram muito bem representadas no Parque, sendo registradas 43 espécies.

O tamanho dos fragmentos em zonas costeiras pode ser um fator determinante da abundância de aves limícolas. Em espécies migratórias que costumam congregam milhares de maçaricos (Figura 7), pequenos fragmentos não são suficientes para abrigar tais populações. Entretanto, fragmentos em torno de 5ha, como aqueles da Ilha de Maiaú, litoral ocidental do Maranhão, podem abrigar populações de tamanho razoável como os 5.000 maçaricos migratórios que anualmente ocupam esse fragmento (Figuras 10 e 11). Vale ressaltar que a qualidade do habitat em termos de produtividade, nesse caso a alta abundância de organismos bentônicos, exerce um papel crucial nas populações de aves migratórias. Em geral, diminuindo o tamanho do fragmento há uma tendência de queda na disponibilidade de presas para as aves e, conseqüentemente, na qualidade do habitat.



Fig.10

Maçarico-de-papo-vermelho (*Calidris canutus*) uma das aves limícolas que migram anualmente para as praias do litoral norte do Brasil.



Antônio Augusto F. Rodrigues

Fig.11 Batuíra-norte-americana (*Charadrius semipalmatus*), outra espécie de ave migratória.

A distribuição das aves migratórias costeiras parece estar associada à distribuição de recursos alimentares e de locais de descanso e abrigo (tipo de praia). A fragmentação natural de habitats como, por exemplo, a que ocorreu ao longo da costa entre o Maranhão e o Pará no período Pleistoceno, pode ter influenciado a fragmentação das populações de aves migratórias. Uma larga área da costa foi recortada formando o que é conhecido hoje como Reentrâncias Maranhenses e Salgado Paraense. Embora os dados ainda sejam preliminares, as populações que ocorrem na costa do Pará parecem diferir daquelas que ocorrem no Maranhão. Nessas áreas de invernada, extremamente importantes, as informações atuais ainda não são suficientes para precisar se essas populações ocupam a mesma área de reprodução no Ártico canadense. Informações adicionais são necessárias para definir os limites de distribuição das populações de maçaricos migratórios tanto nas áreas de invernada como nas áreas de reprodução.

Na região do Corredor do Descobrimento foram estabelecidos os limites das principais paisagens. No total, nove sub-regiões biogeográficas foram identificadas ao longo da área estudada. As sub-regiões são determinadas latitudinalmente pelos rios e, longitudinalmente pela vegetação. Dessa forma, cada sub-região apresenta um padrão de cobertura vegetal e composição faunística diferenciados.

Os resultados dos inventários nas 30 localidades estão resumidos na **Tabela 2**. No total, foram registradas 287 espécies de aves, sendo que 197 têm hábitos florestais, 232 espécies usam as bordas e florestas secundárias (capoeiras), 68 espécies ocorrem associadas aos ambientes abertos, como pastagens e lavouras, além de outras 32 que preferem ambientes aquáticos.

Tabela 2. Localidades inventariadas no sul da Bahia com sua posição geográfica (UTM), tamanho (em hectares) e riqueza de espécies.

Localidades	Norte	Leste	Área do Fragmento	Riqueza de Espécies
Faz. Bolandeira	495220	8298486	1000	188
Faz. Montecristo	484176	8274414	400	173
Faz. Taquara	459695	8231937	3000	201
Faz. Palmeiras	433047	8238344	900	193
Faz. Rio Capitão	492221	8414989	1600	165
Faz. Caititu	482881	8388297	550	175
PARNA Descobrimento	463159	8111937	11000	244
Faz. Alcoprado	428467	8088016	1000	152
Faz. P. Pajaú	410473	8101529	300	136
RPPN Ecoparque	494201	8324537	9000	190
Faz. Boa Sorte	458575	8321374	1200	167
RPPN Teimoso	439764	8326701	500	191
Faz. Jueirana	493332	8318700	9000	182
P. A. Zumbi Palmares	484524	8450278	800	162
Faz. Pedra Formosa	451267	8457445	200	142
Faz. São Roque	427314	8467113	400	142
PARNA Monte Pascoal	456169	8131517	7000	230
RPPN Veracruz	484469	8191962	7000	244
Faz. Cara Branca	460761	8196877	200	100
Faz. Vista Bela	402650	8165378	500	180
PARNA Pau Brasil	469033	8178281	8000	225
Rest. Serra Grande	500551	8413546	800	114
Rest. de Ilhéus	494331	8391889	600	96
Rest. de Uma	499329	8343355	500	93
Camp. Canavieiras	501439	8288491	400	125
Rest. de Maraú	506435	8462394	200	123
REBIO de Una	490306	8321989	9000	197
Faz. Subaúma	496040	8484268	800	134
Faz. São João	478119	8487188	500	137
Nova Esperança	422364	8499566	1600	149

Com base nessas amostragens e com auxílio de um programa de computador¹⁴, foi realizada uma análise para estimar qual o número de espécies de aves ao longo da área do Corredor do Descobrimento (Figura 9).

Ao sul do rio Jequitinhonha se encontram as áreas de maior riqueza, muitas delas protegidas sob grandes Unidades de Conservação como os Parques Nacionais do Descobrimento, Monte Pascoal e Pau-Brasil e a RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural Veracruz. Diversos fatores parecem determinar a riqueza de aves nessa região. Em primeiro lugar ainda existem grandes fragmentos (>5.000ha), muitos deles com extensas florestas bem conservadas e adequadas à ocorrência de boa quantidade de espécies florestais típicas da Mata Atlântica. Uma região de alta riqueza pode ser identificada ao sul do rio de Contas. Essa região também conta com diversas áreas protegidas, como a Reserva Biológica de Una e as RPPNs Ecoparque de Una e da Serra do Teimoso. Isso se deve provavelmente aos diferentes usos compatíveis com a conservação de paisagens florestais, como as cabucas e outros sistemas agroflorestais desenvolvidos na região.

Já na porção norte do rio de Contas observa-se uma riqueza média de aves devido, principalmente, ao desmatamento generalizado, com a ocorrência de pequenos fragmentos isolados. Essas características ambientais, associadas à história biogeográfica indicam uma grande diminuição na diversidade uma vez que, no passado, essa região podia ser caracterizada como de alta riqueza biológica¹⁵. Iniciativas de conservação são urgentes nessa região, sendo as áreas florestadas próximas de Camamú as mais prioritárias.

Por fim, as porções mais próximas do litoral cobertas por restingas, possuem potencialmente menos espécies, embora a média de espécies assinaladas para esses ambientes no sul da Bahia seja superior a 100, número significativamente grande em relação aos outros encontrados em fragmentos localizados na Mata Atlântica do sudeste brasileiro¹⁰. No entanto, é importante lembrar que nessas áreas também ocorrem diversas espécies ameaçadas de extinção, como o chauá (*Amazona rhodocorytha*)

4. Efeito de borda

O Projeto Restauna foi o único a avaliar o efeito de borda sobre a avifauna, não tendo sido detectada diferença na abundância das espécies entre a borda e o interior de fragmentos. Entretanto, quando analisadas apenas as espécies florestais, a abundância nas bordas foi menor que no interior. A borda é utilizada por um grande número de espécies de áreas abertas e, paralelamente, há espécies florestais que a evitam⁵. O mesmo padrão não se repete com a riqueza de espécies florestais - o interior dos fragmentos possui aparentemente, maior riqueza que as bordas, mas essa diferença é pequena. Isso pode ser devido à substituição das espécies florestais sensíveis à borda por espécies especialistas em bordas.

As aves podem ser agrupadas em grupos (guildas) de acordo com sua dieta e o local onde obtêm alimentos. Observou-se em Una que alguns grupos (aves carnívoras, frugívoras e insetívoras que se alimentam no sub-bosque e insetívoros que capturam insetos nas cascas das árvores) evitam as bordas, sendo menos abundantes nestes locais. Provavelmente o efeito de borda altera a disponibilidade de alimento ou outro recurso para estes grupos, mas isso não foi avaliado pelo projeto. Já os frugívoros que se alimentam nas copas e insetívoros generalistas de áreas abertas, são mais abundantes nas bordas (Figura 12 e 13).



Gustavo M. Accacio

Fig.12 Sai-de-pé-vermelho (*Cyanerpes cyaneus*), uma espécie frugívora encontrada nas copas das árvores de bordas florestais.



Gustavo M. Accacio

Fig.13 Gaturamo-verdadeiro (*Euphonia violacea*), espécie frugívora abundante nas bordas florestais.

Um total de 22 espécies de aves apresentou respostas ao efeito de borda. Destas, 12 espécies aumentaram sua abundância nas bordas em relação ao interior. Outras dez espécies diminuíram a abundância nas bordas em relação ao interior.

Deste modo, o efeito de borda se mostrou importante para as espécies florestais mais sensíveis às alterações do habitat. Algumas destas espécies também são sensíveis à diminuição no tamanho das florestas (o bastião, o surucuá e o vissíá), enquanto outras vivem em fragmentos pequenos, evitando a borda, como o caso da galinha-do-mato (*Formicarius colma*), do ferro-velho (*Euphonia pectoralis*) e do uirapuru-de-bando (*Thamnomanes caesius*). Mesmo espécies comuns em capoeiras mostraram-se sensíveis ao efeito de borda (p. ex., o tangará-rajado, *Machaeropterus regulus* e a choquinha-de-rabo-cintado, *Myrmotherula urosticta*), sugerindo que a continuidade de habitat é mais importante para estas espécies que o estágio sucessional da floresta.

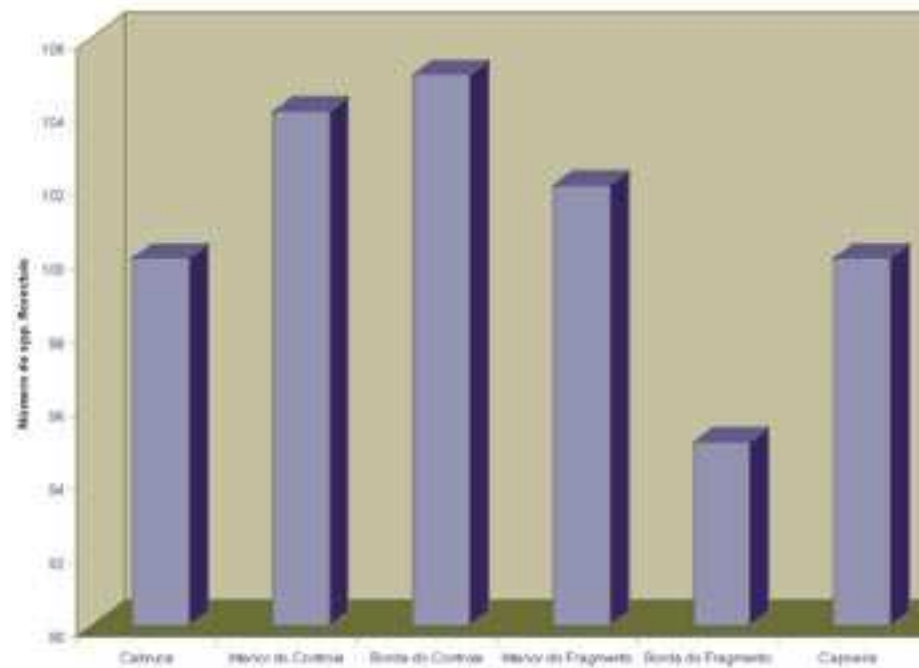


Fig.14 Número de espécies de aves florestais nos diferentes habitats amostrados na região de Una (BA).

5. Isolamento espacial e conectividade dos fragmentos

Dentre as áreas de floresta de araucária estudadas, o maior número de espécies foi obtido na ARIE Althea (município de Mallet, PR), a despeito da pequena extensão (34ha). Das 88 espécies registradas, 67 são exclusivamente florestais, destacando-se o uru (*Odontophorus capueira*), o macuru (*Nonnula rubecula*), o tovacuçu (*Grallaria varia*), a galinha-domato (*Formicarius colma*) e o pinto-do-mato (*Hylopezus nattereri*). Observa-se que este remanescente encontra-se na região centro-sul do Estado, composta por áreas cuja cobertura florestal é superior a 40% (ver capítulo sobre Vegetação). Nesta região são encontrados vários remanescentes próximos entre si, em condições de pouco isolamento. Deste modo, a matriz do entorno permite a colonização dos fragmentos menores a partir dos fragmentos maiores (modelo fonte-ralo, ver capítulo de Fragmentação: alguns conceitos).

Situação semelhante é encontrada no Parque Estadual das Araucárias, Bituruna, PR, onde são encontrados os maiores e mais próximos remanescentes de Floresta com Araucária no Paraná. Neste Parque foram registradas 63 espécies com destaque para o negrinho-do-mato (*Amaurospiza moesta*), espécie localmente rara.

Os resultados, embora preliminares, sugerem que o nível de isolamento do remanescente e a proporção de cobertura florestal são determinantes na manutenção da avifauna florestal e tornam-se critérios relevantes na implementação de áreas protegidas.

Quando analisado separadamente, o grau de isolamento dos fragmentos da região de Viçosa - MG, mostrou afetar a riqueza de espécies de aves nos fragmentos, ou seja, quanto mais distante um fragmento estiver de seus vizinhos, menos espécies de aves ele terá. Entretanto, ao se analisar o isolamento juntamente com demais características dos fragmentos, como a área e os tipos de relevo e vegetação, verifica-se que o isolamento não foi importante. Isso talvez seja devido à coincidência apresentada pelos fragmentos da área de estudo, onde fragmentos maiores são mais próximos e fragmentos menores são mais isolados.

Quando se analisou a distribuição de cada espécie separadamente, verificou-se que enquanto algumas espécies não apresentam problemas quanto ao isolamento, ou seja, não são sensíveis ao isolamento, outras são afetadas por ele, sendo mais comuns em fragmentos mais próximos uns dos outros. Isso foi visto para a choquinha-de-dorso-vermelho (*Dryophila ochropyga*) nos mesmos fragmentos florestais estudados¹⁰.

Na região de Viçosa, em fragmentos com até 5ha e isolados não mais que 400m de pelo menos um de seus vizinhos, foi verificada uma grande substituição de espécies tanto durante um mesmo dia, como de um mês para outro. Também se verificou que algumas espécies de aves de pequeno tamanho parecem residir durante todo o ano nos fragmentos, mantendo aí seus territórios. Esse fato confirma dois pontos encontrados na literatura sobre fragmentos florestais em regiões temperadas: 1) fragmentos florestais pequenos são importantes pontos de passagem entre fragmentos maiores de espécies menos abundantes e mais exigentes, fornecendo alimento e abrigo temporário para várias espécies; 2) Fragmentos pequenos são importantes, pelo menos para a manutenção de populações regionais de algumas espécies mais comuns.

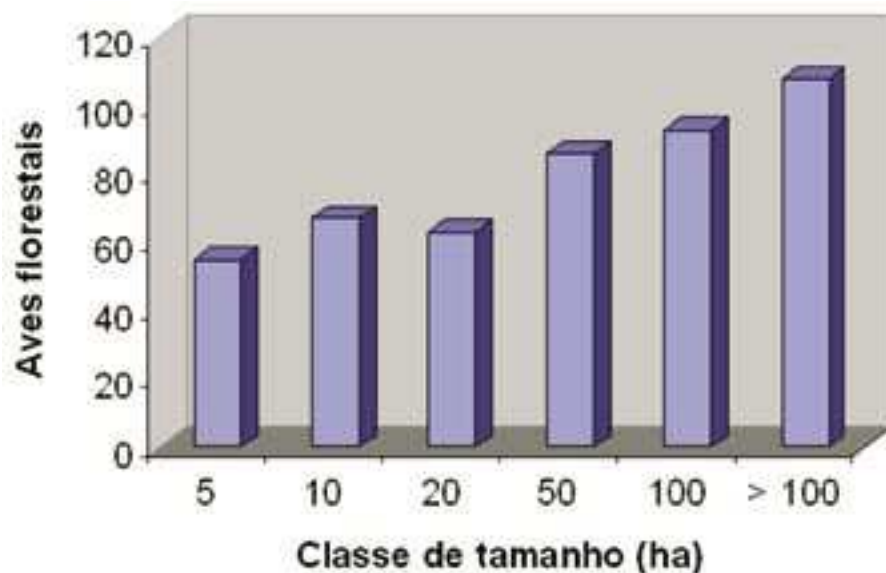


Fig.15

Quanto maior o fragmento florestal, maior a quantidade de espécies de aves florestais ele abrigará. O gráfico mostra o número de espécies de aves florestais nas diferentes classes de tamanho dos fragmentos florestais na região de Viçosa, Minas Gerais. Classe 5 (fragmentos de 1 a 5ha), Classe 10 (5,1 a 10ha); Classe 20 (10,1 a 20ha); Classe 50 (20,1 a 50ha); Classe 100 (50,1 a 100ha), Classe > 100 (fragmentos maiores do que 100ha).

Em Una, a ausência de diferenças globais na riqueza e abundância de espécies de aves entre os fragmentos maiores e os menores (efeito de área), provavelmente se dá devido à conectividade entre os ambientes florestais através das capoeiras e cabruças. As cabruças e principalmente as capoeiras têm um papel importante como elementos de ligação entre fragmentos menores e outras áreas de mata, funcionando como corredores.

As cabruças são potenciais corredores para muitas espécies de aves devido à conservação de um microhabitat florestal representado pelas copas das árvores que sombreiam os cacaueiros. Deste modo, frugívoros e insetívoros de copas utilizam-se das cabruças como se fossem florestas. Além disso, o enriquecimento das cabruças com espécies exóticas (por ex. *Erythrina* spp. e a jaca) pode fornecer recursos importantes para as aves (notadamente para os beija-flores, no caso da *Erythrina*). Entretanto, devido à remoção do sub-bosque, muitas espécies de aves insetívoras que habitam esse estrato da floresta e insetívoras que vivem no solo, não ocorrem nas cabruças. Outro impacto negativo das cabruças ocorre nas espécies que sofrem pressão de caça, pois com a constante passagem de pessoas pelas cabruças estas espécies ficam mais vulneráveis.

Entretanto, é preciso frisar que na região de estudo (área litorânea de Una e sul de Ilhéus) as cabruças representam apenas uma pequena parte da matriz. Desta forma, elas podem estar sendo utilizadas apenas como corredor e(ou) área de alimentação para muitas espécies. Na região de Itabuna, onde as cabruças são extensas e há relativamente pouca área de floresta remanescente, a situação pode ser totalmente diferente, já que os fragmentos florestais remanescentes servem como fonte de espécies e indivíduos.

Para a região de Una pode-se afirmar que a capoeira é bastante importante como elemento de ligação entre fragmentos menores e outras áreas de mata para muitas espécies de sub-bosque, particularmente

insetívoros e, entre estes, principalmente os que forrageiam em folhas mortas acumuladas em cipós e galhos. A capoeira não é bom corredor para um número limitado de espécies como o chupa-dentes-mascarado (*Conopophaga melanops*), ferro-velho, olho-de-fogo, arapaçuzinho-verde (*Sittasomus griseicapillus*), o uirapuru-de-bando e o pintadinho (*Drymophila squamata*), mas ainda assim é melhor que as cabrucas. Os insetívoros de solo também utilizam as capoeiras como corredores entre áreas de mata. Algumas espécies de plantas que são abundantes nas capoeiras (por ex. Melastomatáceas) tornam esse ambiente favorável aos frugívoros.

Deste modo, estes elementos da paisagem de Una são importantes para entender os padrões de distribuição das espécies dentro de uma região fragmentada.

Cerca de 400 espécies de aves ocorrem na região do Corredor de Descobrimento no sul da Bahia, sendo que aproximadamente 50 são endêmicas da Mata Atlântica^{13,16}. Esses números demonstram a relevância do sul da Bahia para a conservação da diversidade de aves da Mata Atlântica, principalmente pela existência de extensas áreas de matas de baixadas, outrora abundantes e hoje muito reduzidas em todo o bioma¹⁷.

O conceito de corredores biológicos é uma das soluções utilizadas para minimizar a fragmentação de ecossistemas naturais e conseqüente perda de diversidade biológica, e busca o estabelecimento de Unidades de Conservação em áreas representativas de habitats naturais ricos em espécies relevantes^{18,19}.

Os corredores biológicos devem ser compostos por conjuntos de Unidades de Conservação sob diferentes categorias de manejo, incluindo os remanescentes florestais sob domínio privado, distribuídos em áreas representativas das diferentes comunidades vegetais e animais destes ecossistemas²⁰. Por outro lado, estudos têm evidenciado que esta estratégia dissociada de abordagens que assegurem a conservação de extensões mais abrangentes das paisagens naturais e modificadas, não irá assegurar a manutenção de comunidades ecologicamente viáveis no longo prazo^{21,22}.

6. Histórico

A cultura do café no final do século XIX parece ter sido a grande responsável pela destruição e fragmentação florestal na região de Viçosa, MG^{23,24}. É também possível que a retirada de madeira pela indústria siderúrgica a partir da década de 40, tenha tido alguma influência sobre a destruição de parte do que fora deixado pelos proprietários rurais na região, embora ela pareça ter atuado mais intensamente em regiões então ainda extensamente cobertas de florestas, como o médio rio Doce e a Serra do Brigadeiro. Essas duas atividades (cafeicultura e siderurgia), portanto, influenciaram de maneira crucial a deterioração da avifauna nativa da região de Viçosa, levando à extinção local de várias espécies e à situação de conservação crítica de várias outras. Embora não existam dados precisos sobre a caça na região, sabe-se, por meio de entrevistas com antigos moradores, que ela foi intensa e pode ter levado à extinção local espécies como o macuco ou à sua quase extinção, como o inhambu-açu (*Crypturellus obsoletus*)²⁴.

7. Matriz e impactos antrópicos

No estudo desenvolvido na Bahia, as análises preliminares indicam que entre os seis habitats estudados (interior e borda de mata contínua, interior e borda de fragmentos, capoeiras e cabruças), a cabruca foi o ambiente com maior abundância de aves. Entretanto, esta abundância é devida às espécies não-florestais que utilizam as cabruças como local de forrageamento e reprodução - espécies de papa-moscas (família Tyrannidae) de áreas abertas foram observados nidificando em cabruças. Ou seja, se forem analisadas apenas as espécies de aves florestais, não há diferença entre os habitats quanto à abundância.

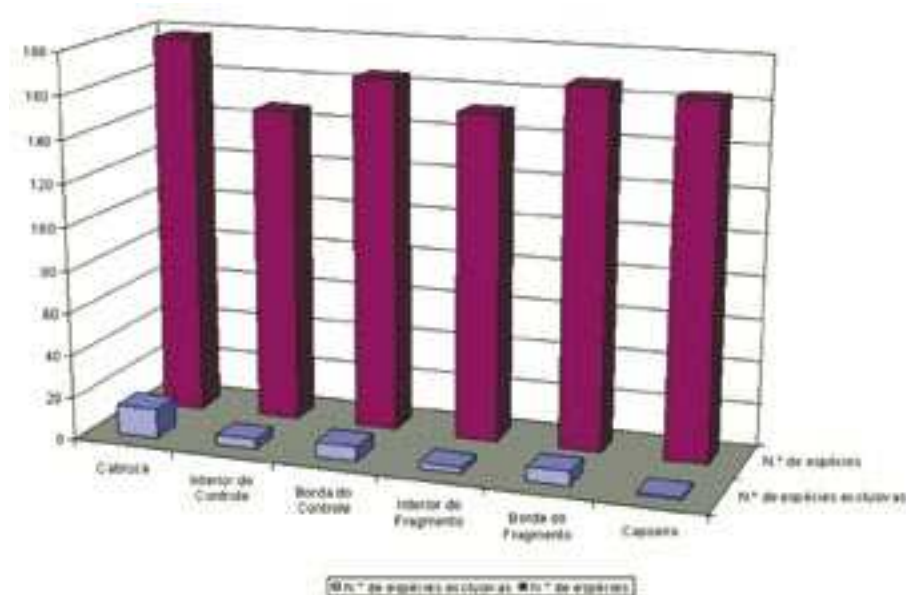


Fig.16 Número de espécies de aves nos diferentes habitats estudados na região de Una (BA).

Uma das hipóteses sobre as causas deste aumento de espécies de áreas abertas nas cabruças está em sua estrutura florestal simplificada. Com o raleamento do sub-bosque e sua substituição por cacau, que geralmente forma um estrato de altura uniforme, abre-se um espaço que pode ser livremente ocupado por espécies diferentes do sub-bosque que existia anteriormente. As alterações microclimáticas advindas desse processo de distúrbio, especialmente o aumento na luminosidade, expulsa espécies mais sensíveis de sub-bosque. Entretanto, espécies de copas sentem menos estas alterações, desde que existam florestas próximas que possam abrigá-las.

Desta forma, a cabruca reproduz verticalmente um ecótono normalmente encontrado horizontalmente. Ecótonos geralmente possuem maior abundância e riqueza que os habitats adjacentes^{1,25}, já que espécies florestais menos sensíveis aos distúrbios coexistem com espécies de áreas alteradas.

Esta característica de ecótono como responsável pela maior abundância das cabruças fica clara quando são analisadas apenas as espécies florestais. Neste caso, a maior abundância das cabruças desa-

parece. Isto indica que a profusão de indivíduos das cabruças é devido às espécies de áreas abertas e(ou) ambientes alterados que ocupam as cabruças.

A riqueza em Una não foi diferente entre os habitats, provavelmente porque há uma substituição da avifauna conforme o grau de distúrbio. Apesar disso, as cabruças continuam a ser o habitat mais rico, seguido das bordas de fragmento. Esta riqueza maior em ambientes com distúrbios moderados já fora encontrada em outros estudos^{9,24}. A compensação por densidade em distúrbios médios a grandes (incluindo fragmentação) aumenta a taxa de espécies de borda ou invasoras dentro dos fragmentos¹¹, ou seja, espécies invasoras ou espécies florestais mais robustas têm suas populações aumentadas devido à ausência de outras espécies mais sensíveis ao distúrbio.

Algumas guildas mostraram resultados interessantes quanto a sua distribuição nos diferentes habitats. Os frugívoros de copas são mais abundantes nas cabruças que nos demais habitats, mas os frugívoros de sub-bosque são menos abundantes nas cabruças que nos tratamentos restantes. Para os frugívoros de copas, a cabruca representa uma continuidade do ambiente florestal, enquanto que a descontinuidade do estrato vegetacional influencia a presença dos frugívoros de sub-bosque. Isso fica mais evidente quando se verifica que essas espécies evitam as bordas, preferindo as capoeiras.

As aves insetívoras que se alimentam nas copas também foram mais abundantes nas cabruças, devido à continuidade do ambiente. Já os insetívoros que utilizam o sub-bosque não diminuíram sua abundância nas cabruças. Diferentemente dos frugívoros deste estrato da vegetação, vários insetívoros deste grupo ocorreram nas cabruças e foram observados forrageando nas folhas de cacauzeiros. O encontro de algumas aves insetívoras está ligado ao fato de que algumas cabruças foram amostradas enquanto estavam sujas (com sub-bosque regenerando). Este grupo respondeu ao efeito de borda, mostrando sensibilidade à descontinuidade de habitat. Portanto, aparentemente algumas espécies encaram o sub-bosque das cabruças substituído por cacau como um ambiente contínuo. Entretanto, outras espécies de insetívoros que ocorreram no sub-bosque da floresta não foram registradas nas cabruças, mostrando que há uma variação específica nas respostas a este distúrbio.

Em Una, os insetívoros de tronco mostraram padrões de distribuição bem peculiares. Enquanto as aves que se alimentam de insetos capturados no interior de tronco (basicamente os pica-paus – família Picidae) não mostraram variação de abundância nas diferentes áreas pesquisadas, os insetívoros que se alimentam de insetos capturados na superfície de tronco (arapaçus - família Dendrocolaptidae) evitaram capoeiras e preferiram interior dos fragmentos grandes. O quanto à distribuição de recursos é responsável por este padrão não foi avaliado. Outros estudos mostraram maior abundância de insetívoros de interior de tronco nas bordas, já que neste habitat a presença de árvores mortas aumenta a disponibilidade de recursos⁵. Os arapaçus são predominantemente florestais³, sendo que provavelmente são afetados pela alteração de habitat.

No Projeto Aves Migratórias constatou-se que a diminuição de áreas de alimentação (disponibilidade de presas), reprodução e descanso para aves limícolas migratórias em função da urbanização, especulação imobiliária e movimentação portuária, pode afetar a estrutura de

comunidade das aves e a dinâmica populacional de algumas espécies em um dado fragmento. Essas atividades causam uma alteração na dinâmica natural de sedimentos (deposição e transporte), acarretando assoreamento de áreas onde o fluxo da maré antes era contínuo, sufocando extensas áreas de manguezais.

Nas áreas onde a abundância de aves é comprovadamente alta, a utilização inadequada por banhistas como o livre trânsito de veículos pela praia, pode afugentar enormes populações, obrigando-as a procurar outras localidades que estejam disponíveis para o pouso, alimentação e descanso. Em larga escala, perturbações dessa natureza podem afetar a viabilidade das populações que ocorrem em um determinado corredor migratório.

Do ponto de vista da dinâmica populacional, há uma tendência de diminuição na abundância de algumas espécies de aves pouco tolerantes às alterações ambientais. De fato, o fator principal é a perda de recursos tróficos e estruturais fundamentais para a permanência daquela população naquela localidade²⁷. Degradando-se uma determinada área, seja por ocupação urbana ou derramamento de óleo na costa, haverá uma tendência de diminuição da população, com graves conseqüências para a sua viabilidade genética. Vários indivíduos tenderão a procurar novas áreas não ocupadas e(ou) degradadas.

Entretanto, do ponto de vista das aves migratórias, essa é uma questão difícil de solucionar. Em primeiro lugar, embora a costa entre o Maranhão e o Amapá seja gigantesca, poucos locais estão disponíveis com uma grande abundância de bentos e espaço. Em geral, a maioria das áreas de importância para maçaricos migratórios está ocupada por outras populações, o que poderia ocasionar uma grande competição com populações advindas de outras áreas. Além disso, o deslocamento dos maçaricos entre áreas requer gasto energético que, por sua vez, requer acúmulo de gordura no corpo. É provável que espécies recém-chegadas da migração, vindas do Ártico e exaustas, que encontram um habitat degradado e sem disponibilidade de recursos alimentares, não consigam realizar outros deslocamentos em busca de novas áreas disponíveis para a subsistência. Portanto, habitats úmidos distribuídos ao longo do planeta são criticamente importantes para várias espécies não só de aves migratórias, mas de todas as espécies que deles dependem, inclusive o homem.

8. Caça

Na região de Una, a pressão de caça deve ser responsável pelo pequeno número de registros de algumas espécies. O macuco (*Tinamus solitarius*) e o jaó-do-sul (*Crypturellus noctivagus*) são raros na região. A jacupemba (*Penelope superciliaris*) só foi observada em fragmentos onde a caça foi reprimida pelos proprietários. O mutumdo-sudeste (*Crax blumenbachii*), espécie endêmica da Mata Atlântica e em perigo de extinção, foi observado raras vezes e todas elas dentro da REBIO Una. Todas estas espécies são aves de grande porte e de grande interesse cinegético. Porém, aparentemente suas populações

não são capazes de responder rapidamente à perda de muitos indivíduos, tornando-as vulneráveis à extinção.

O fenômeno verificado em Una se repete em outras áreas do sul da Bahia, conforme verificado pelos inventários de avifauna do Corredor do Descobrimento. O macuco é uma espécie muito apreciada pelos caçadores, mas sua população no Parque Nacional do Descobrimento é razoavelmente grande. O monitoramento dessa espécie nas áreas em regeneração pode indicar ações de manejo que otimizem sua recuperação.

O mutum-do-sudeste está muito ameaçado em toda a Mata Atlântica, ocorrendo originalmente do norte do Rio de Janeiro e leste de Minas Gerais ao Espírito Santo e sul da Bahia, onde pode ser encontrada em poucas localidades. A ocorrência do mutum no Parque Nacional do Descobrimento representa um grande passo para a preservação dessa espécie. Um programa de conservação que envolva estudos sobre o tamanho populacional e *status* de conservação do seu habitat é urgente e deve ser implementado com prioridade.

9. Extinção

A análise comparativa de dados históricos com aqueles dos últimos 15 anos, mostrou que dentre as espécies de aves florestais registradas até hoje na região de Viçosa, 16% já estão localmente extintas. Dentre as espécies restantes, 39% estão em alguma categoria de ameaça de extinção na região, sendo que cerca de 25% estão em situação crítica, ou seja, tiveram menos de 10 registros na região nos últimos 15 anos ou então só foram registrados em até três fragmentos florestais²⁴.

Deve-se também considerar a possibilidade de que algumas das espécies com poucos registros nos últimos anos podem estar tentando uma recolonização da região, em vista do abandono de muitos cafezais e conseqüente regeneração da vegetação florestal, observada pelo grande número de fragmentos de vegetação secundária na região. De qualquer modo e na melhor das hipóteses, se estiver havendo recolonização da região é porque já houve um processo maior de extinção local do que o registrado a partir dos dados existentes.

No caso da região de Una, a pressão de caça deve ter sido a principal responsável pela extinção da jacutinga (*Pipile jacutinga*), um cracídeo muito apreciado pela sua carne. Esta espécie não é conhecida pelos moradores locais contemporâneos.

Diversas espécies assinaladas para o sul da Bahia não foram registradas durante o inventário de aves de Mata Atlântica do Corredor do Descobrimento.

A suia (*Touit melanonota*), ave endêmica da Mata Atlântica ocorria na porção do extremo sul da Bahia, borda norte de sua distribuição. O cuiucuiú, (*Pionopsitta pileata*) também endêmico da Mata Atlântica, possui registros apenas para o extremo sul do Estado. A maritaca (*Pionus maximiliani*) ocorre em muitas regiões do Brasil, mas não foi registrada durante os censos. A sabiá-cica (*Triclaria malachitacea*) cuja distribuição é semelhante à da suia, ocorre mais ao sul, sendo que o limite norte é o extremo sul da Bahia. Por fim, o papagaio-do-peito-roxo (*Amazona*

vinacea), espécie vulnerável à extinção, não foi registrado na região, mas possivelmente ocorre na porção ocidental do Corredor.

Maiores esforços devem ser orientados para a verificação do atual estado de conservação das espécies esperadas para a região e não registradas durante os inventários. Embora sejam em sua maioria categorizadas em algum nível de ameaça, e por isso raras na região, um estudo de sua distribuição e densidade possivelmente poderia indicar áreas e propor medidas para o manejo de espécies mais sensíveis.

10. Invasões

Muitas espécies estão expandindo sua área de ocorrência, podendo ser consideradas invasoras da Mata Atlântica, já que originalmente ocupavam os ambientes mais secos (xéricos) do interior da Bahia. Na região de Una, a rolinha fogo-apagou (*Scardafella squammata*) recentemente invadiu a área litorânea. O joão-de-barro (*Furnarius rufus*) é bastante abundante nas áreas abertas; os moradores locais relatam que esta espécie é invasora recente da região, tendo chegado por volta de 1994. Outras espécies como o petrim (*Synallaxis frontalis*), a pipira-preta (*Tachyphonus rufus*), a coruja-buraqueira (*Speotyto cunicularia*), o galo-da-campina (*Paroaria dominicana*) e o sofrê (*Icterus jamacaii*) certamente estão em expansão devido ao desmatamento. Além disso, solturas espontâneas ou acidentais de animais cativos podem introduzir novas espécies na região (p. ex. o galo-da-campina e o sofrê), cujo impacto na avifauna local não pode ser avaliado.

11. Considerações finais

As pesquisas nas florestas remanescentes da região de Viçosa, MG, indicam que já houve uma grande perda de espécies florestais, além de um grande número de espécies encontrar-se em situação crítica, com poucos indivíduos sobreviventes. A pesquisa aponta, inequivocamente, para um processo de deterioração da avifauna da Mata Atlântica, especialmente em regiões com cobertura vegetal nativa menor do que os cerca de 30% da região de Viçosa²⁴.

Os resultados obtidos apontam um destino semelhante para áreas densamente florestadas como a Amazônia, caso o governo brasileiro permita que o mesmo processo predatório de colonização e uso de recursos naturais ocorrido na Mata Atlântica seja adotado na Amazônia. O mesmo é válido para áreas de mata seca e outras formações florestais que se encontram em franco processo de destruição.

O padrão mostrado pela comunidade de aves nos fragmentos florestais da região de Viçosa indica que uma parcela da comunidade pode ser diferenciada do restante pela sua associação com trechos de florestas em grotas e baixadas, ao invés de encostas e topos de morro. Também há uma diferenciação da comunidade em relação ao tipo de vegetação,

com várias delas associadas a trechos com vegetação secundária em estágio avançado de regeneração, bem como aos taquarais.

Os grandes fragmentos como o Parque Nacional do Descobrimento, são muito importantes no panorama geral da conservação dos recursos naturais do sul da Bahia e, conseqüentemente, de toda a Mata Atlântica. As espécies que compõem a comunidade de aves dessas áreas indicam com clareza a relevância das Unidades de Conservação para a manutenção da riqueza de espécies e de espécies ameaçadas e(ou) endêmicas da Mata Atlântica.

É necessária a ampliação do Parque Nacional do Descobrimento, numa tentativa de eliminar as bordas excessivas que diminuem a eficiência da Unidade, tornando-a carente de porção nuclear significativa e vulnerável às ações do entorno. Dentro do esforço de criação e manutenção do Corredor Central da Mata Atlântica é necessário um projeto que ligue o Parque Nacional do Descobrimento ao Parque Nacional do Monte Pascoal. A partir de uma análise com auxílio de imagens de satélite é possível identificar fragmentos que permitirão esta conexão.

As características biológicas do Parque Nacional do Descobrimento devem ser aproveitadas para reunir informações úteis ao manejo da fauna mais ameaçada. Esse é o caso, por exemplo, do mutum-do-sudeste, espécie muito ameaçada e cuja biologia ainda pode ser estudada no Parque. Os resultados dessas pesquisas são fundamentais para a preservação das espécies e dos ambientes aos quais estão associadas.

O entorno da Reserva Biológica de Una é formado por um mosaico vegetacional cuja distribuição pode ter causado muitos dos padrões observados neste estudo. A interligação dos fragmentos por cabruças e capoeiras, bem como a movimentação de indivíduos entre estes habitats, pode ter evitado o surgimento de padrões tipicamente encontrados em outros estudos de fragmentação, tais como diminuição do número de espécies com a diminuição da área do fragmento. Isso alerta para a necessidade da adequação da amostragem para a realidade da região, refletindo diretamente nas conclusões tiradas dos estudos, que não devem ser generalizadas para outras áreas.

No contexto do entorno da REBIO Una, as cabruças representam um importante reservatório de espécies, explicitado pela sua abundância e riqueza. As cabruças podem funcionar como corredores para a avifauna, bem como local de alimentação e reprodução. Aparentemente, espécies de copas utilizam as cabruças como um ambiente tão bom quanto as matas. Possivelmente, cabruças abandonadas cujo sub-bosque em regeneração volte a se assemelhar àqueles das matas nativas, abrigam as mesmas espécies das florestas adjacentes que evitam cabruças devido à descontinuidade do sub-bosque roçado.

É importante frisar que as cabruças na região estudada são pequenas quando comparadas com aquelas do interior da Bahia (por ex. região de Itabuna). Deste modo, em Una as cabruças são *alimentadas* por indivíduos das florestas vizinhas, que representam parte significativa da paisagem local. No interior do estado, o contexto é completamente oposto, sendo a matriz formada por extensas cabruças com poucas e pequenas matas imersas nesta paisagem. Portanto, qualquer extrapolação dos resultados deste estudo para toda a região cacauzeira é temerária e incorreta.

Neste contexto, as capoeiras também podem funcionar como bons corredores para algumas espécies de sub-bosque. Algumas espécies

de aves parecem necessitar de ambientes contínuos, evitando bordas. Neste caso, as capoeiras em regeneração são ambientes importantes na paisagem da região.

Espécies naturalmente candidatas a bioindicadoras surgiram no estudo da região de Una: o bastião, o surucuá e o vissíá. Um estudo mais profundo determinará a possibilidade destas espécies servirem como guias da *saúde* de áreas que futuramente poderão ser incorporadas à Reserva Biológica de Una ou transformadas em Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs).

12. Recomendações

a. Fragmentos florestais maiores têm mais espécies do que fragmentos florestais menores (Floresta de Araucária e Viçosa) e, nas áreas litorâneas de congregação de aves limícolas migratórias o tamanho do fragmento também é importante, estando correlacionado com a qualidade de habitat (Costa Norte); portanto, o tamanho do fragmento deve ser levado em consideração em qualquer estratégia de conservação da biodiversidade de aves.

b. Fragmentos florestais pequenos, embora não consigam manter todas as espécies de aves de uma região ao mesmo tempo, abrigam algumas espécies florestais ao longo de todo o ano e podem servir de ponto de parada ou alimentação temporários para outras espécies (Floresta de Araucária, Viçosa, Una, Costa Norte).

c. É importante conservar diferentes áreas de congregação migratória para aves limícolas devido à falta de informação sobre rotas migratórias de algumas espécies (Costa Norte).

d. O efeito de borda tem influência sobre algumas espécies de aves e deve ser considerado como elemento na escolha de áreas para conservação, pois para algumas espécies a continuidade de habitat é mais importante que o estágio sucessional (Una).

e. Áreas de baixada e grotas de matas semidecíduas devem receber especial atenção quanto à implementação de programas de regeneração da vegetação e formação de corredores, pois são o habitat preferencial de várias espécies (Viçosa).

f. Na região de Una as cabruças representam importante papel na conexão entre fragmentos florestais, principalmente para espécies de copas e, portanto, são mais interessantes do ponto de vista de conservação do que outros tipos de cultivos (Una).

g. Deve-se permitir a recuperação de fragmentos florestais até que cheguem ao estágio avançado de regeneração, pois é aí que algumas espécies atingem sua maior abundância (Viçosa).

h. As capoeiras são importantes elos de ligação entre fragmentos florestais, devendo ser incorporadas nos planos de manejo, principalmente quando são extensas (Una).

i. Áreas de taquarais são importantes para algumas espécies endêmicas da Mata Atlântica e, apesar de geralmente negligenciados pela população em geral, são importantes para a manutenção da biodiversidade.

j. Processos locais de extinção devido à destruição de habitat ou caça devem ser considerados nos planos de manejo, principalmente considerando corredores e reintroduções como ferramentas de manejo (Araucária; Viçosa; Una).

k. Há possibilidade de se utilizar espécies bioindicadoras de habitats bem conservados ou alterados, mas estas espécies devem ser determinadas numa escala local.

Referências bibliográficas

1. WIENS, J. A., 1989a, *The Ecology of Bird Communities. Vol. I. Foundations and Patterns*. Cambridge University Press, Cambridge, 539p.
2. MOOJEN, J., 1943, Fauna de Minas Gerais: aves. *Rev. Ceres*, 5: 115-120.
3. SICK, H., 1997, *Ornitologia Brasileira. Edição revisada e ampliada por J. F. Pacheco*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 912p.
4. WILLIS, E. O., 1979, The composition of avian communities in remanent woodlots in southern Brazil. *Pap. Avul. Depto. Zool. (S. Paulo)*, 33: 1-25.
5. BIERREGAARD, R. O., Jr. & LOVEJOY, T. E., 1989, Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amaz.*, 19: 215-241
6. LOVEJOY, T. E. & BIERREGAARD, R. O., Jr., 1990, Central Amazonian Forests and the Minimum Critical Size of Ecosystems Project, pp. 60-71. In: A. H. Gentry (ed.) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven.
7. BIERREGAARD, R. O., Jr. & STOUFFER, P. C., 1997, Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests, pp.138-155. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.) *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago University Press, Chicago.
8. ANJOS, L., 1992, *Riqueza e abundância de aves em "ilhas" de floresta de araucária*. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
9. REMSEN, J. V., Jr. & PARKER, T. A., III, 1983, Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonia. *Biotropica*, 15: 223-231.
10. RIBON, R., 1998, *Fatores que influenciam a distribuição da avifauna em fragmentos de Mata Atlântica nas montanhas de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.*
11. WIENS, J. A., 1989b, *The Ecology of Bird Communities Vol II. Processes and variations*, Cambridge University Press, Cambridge, 316p.
12. COLLAR, N. J., CROSBY, M. J. & STATTERSFIELD, A. J., 1994, *Birds to watch 2. The world list of threatened birds*. Birdlife International, Cambridge U.K.
13. BROOKS, T., TOBIAS, J. & BALMFORD, A., 1999, Deforestation and bird extinction in the Atlantic Forest. *Animal Cons.*, 2: 211-222.
14. ESRI, 1998, *ArcView 3.1*. ESRI, United States.
15. PINTO, O. M. O., 1935, Aves da Bahia. *Rev. Mus. Paulista* 19: 1-321.

16. STOTZ, D. F., FITZPATRICK, J. W., PARKER III, T. A. & MOSKOVITS, D. K., 1996, *Neotropical birds, ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.
17. CORDEIRO, P. H. C., 1999, *Padrões de distribuição geográfica dos Passeriformes endêmicos da Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.
18. FORMAN, R. T. T., 1995, *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
19. WIENS, J., 1996, Wildlife in patchy environments: metapopulations, mosaics and management. In D. R. McCullough (ed.), *Metapopulations and Wildlife Conservation*. Island Press.
20. AYRES, J. M., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., QUEIROZ, H. L., PINTO, L. P. S., MASTERTON, D. & CAVALCANTI, R. B., 1997, *Abordagens Inovadoras para Conservação da Biodiversidade do Brasil: Os Corredores Ecológicos das Florestas Neotropicais do Brasil - Versão 3.0*. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Neotropicais, Projeto Parques e Reservas. Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e da Amazônia Legal MMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis Ibama, Brasília, 277 pp.
21. SOULÉ, M. E., WILCOX, B. A. & HOLTBY, C., 1979, Benign neglect: A model of faunal collapse in the game reserves of East Africa. *Biol. Cons.*, 15:259-272.
22. FONSECA, G. A. B., 1997, Biodiversidade e impactos antrópicos. In: J. A. Paula (Org.) *Biodiversidade, População e Economia: Uma região de Mata Atlântica*. UFMG, Belo Horizonte, MG.
23. VALVERDE, O., 1958, O estudo regional da Zona da Mata, de Minas Gerais. *Rev. Bras. Geogr.*, 20: 3-82.
24. RIBON, R., SIMON, J. E. & MATTOS, G. T., Submetido, Bird extinctions in the Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Cons. Biol.*, :
25. TERBORGH, J., 1971, Distribution on environmental gradients: theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the Cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology*, 52: 23-40
26. PETRAITIS, P. S., LATHAM, R. E. & NIESENBAUM, R. A., 1989, The maintenance of species diversity by disturbance. *Quart. Rev. Biol.*, 64: 393-418
27. RODRIGUES, A. A. F & LOPES, A. T. L., 2000, The occurrence of Red Knots *Calidris canutus* in the north-central coast of Brazil. *Bull. B. O. C.*, 120(4).

Agradecimentos

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) proporcionou apoio financeiro através de uma bolsa DCR. Agradeço aos colegas pesquisadores do Projeto Restaura pela ajuda indispensável, a J.F. Pacheco, B.M. Whitney e L.F. Silveira pelas informações sobre avifauna da região e aos proprietários de terra pela permissão em trabalhar nas suas áreas, a Saturnino de Souza (diretor da

REBIO Una) pela autorização e apoio e aos moradores locais pelas valiosas informações sobre ocorrência de aves [RRL].

O CNPq financiou os trabalhos de campo. A Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) ofereceu o suporte acadêmico fundamental para a pesquisa biológica. A Conservation International do Brasil (CI) e o Center for Applied Biodiversity Sciences (CABS) apoiaram a iniciativa e também financiaram os trabalhos de campo. O Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia (IESB) deu todo o apoio logístico e otimizou os contatos com proprietários e instituições locais. Aos proprietários que gentilmente permitiram o acesso às suas reservas de matas e disponibilizaram as informações históricas sobre as áreas. A todos os pesquisadores da equipe biológica do Projeto “Abordagens Ecológicas e Instrumentos Econômicos para o Estabelecimento do Corredor do Descobrimento: Uma Estratégia para reverter a fragmentação Florestal na Mata Atlântica do Sul da Bahia” pelas discussões e constante troca de informações [PCHC].

O Programa Natureza e Sociedade (WWF/SUNY: Projeto “Tovacuçu” – WWF/SUNY CSR 142-00), CNPq e CAPES proporcionaram apoio financeiro indispensável para a realização dos trabalhos na região de Viçosa. Parte das informações foram obtidas a partir de pesquisa financiada pelo American Bird Conservancy (PMAY 00396). O Museu de Zoologia João Moojen de Oliveira (Universidade Federal de Viçosa) permitiu o acesso ao seu acervo. Agradecimentos também aos Departamentos de Biologia Geral, Biologia Animal e Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa, à Secretaria de Agricultura e Meio Ambiente de Viçosa, Museu Nacional do Rio de Janeiro, a Miguel Ângelo Marini, Paulo de Marco Júnior, Natália Rust Neves, Emílio Campos Acevedo Nieto, Rodrigo Ferreira Fadini, Samantha Dias de Souza e aos proprietários rurais de Viçosa, Paula Cândido e Cajuri [RR].

Gostaria de agradecer o IEPA - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado do Amapá. Às prefeituras de Cururupu e Porto Rico (MA); aos Srs. Manoel e Braúna que cederam suas residências na praia de Panquatira, São Luís (MA). Às Universidades Federais do Maranhão e Pará e ao Museu Paraense Emílio Goeldi pelo apoio logístico. Ao CNPq pelo fornecimento de bolsa de doutorado. [AAFR].

7

ANFÍBIOS E RÉPTEIS

Débora Leite Silvano
Guarino Rinaldi Colli
Marianna Botelho de Oliveira Dixo
Bruno Vergueiro Silva Pimenta
Helga Correa Wiederhecker

Introdução

Anfíbios e répteis (herpetofauna) formam um grupo proeminente em quase todas as comunidades terrestres sendo que atualmente, são conhecidas cerca de 5.000 espécies de anfíbios¹ e mais de 8.000 espécies de répteis². Mais de 80% da diversidade dos dois grupos ocorrem em regiões tropicais³, cujas paisagens naturais estão sendo rapidamente destruídas pela ocupação humana. As conseqüências imediatas da destruição das paisagens naturais são a remoção das populações e o seu isolamento nos fragmentos remanescentes. Devido à sua baixa mobilidade, requerimentos fisiológicos, especificidade de habitat e facilidade de estudo, anfíbios e répteis são considerados modelos ideais para estudos sobre os efeitos da fragmentação. Existem, entretanto, poucos estudos sobre o assunto.

Na fragmentação da floresta, o grau de isolamento irá determinar, em parte, a severidade das mudanças na composição da comunidade^{4,5}. Aumentando ou mantendo a conectividade da paisagem, pode-se reduzir a extinção de espécies e prevenir uma eventual depressão da reprodução em fragmentos isolados^{6,7,8,9,10}.

Os efeitos da fragmentação do habitat sobre a herpetofauna são variados. Já foi registrada para anuros¹¹, lagartos¹² e serpentes¹³ uma associação positiva entre a diversidade de espécies e o tamanho dos fragmentos. A fragmentação do habitat também provoca a diminuição do fluxo gênico e o aumento da deriva genética em populações isoladas, reduzindo sua capacidade para adaptação, especiação e mudanças macroevolutivas¹⁴. Por exemplo, índices significativos de endogamia foram detectados em populações do lagarto *Gnypetoscincus queenslandiae* em fragmentos florestais, mas não em áreas de floresta contínua¹⁵. Ainda, populações isoladas da serpente *Vipera berus* apresentam menor tamanho da ninhada, maior proporção de filhotes deformados ou natimortos, heterozigosidade mais baixa e maior similaridade genética entre indivíduos em relação às populações não isoladas¹⁶.

Certas características fisiológicas (p. ex., pele permeável) e ecológicas (p. ex., ciclo de vida bifásico) tornam os anfíbios fortemente dependentes da água, pelo menos durante a fase larval. Esses animais apresentam forte sensibilidade às alterações nos parâmetros físico-químicos da água e na estrutura da vegetação nas vizinhanças dos corpos d'água^{17,18,19,20}. Isto pode ser especialmente danoso quando do uso de pesticidas em culturas próximas às cabeceiras dos rios ou na construção de pequenas barragens e açudes para a agricultura e pecuária. Em geral, as intervenções humanas levam a um empobrecimento da estrutura e da diversidade da vegetação²¹. Tal mudança também altera o habitat de diversas espécies animais, causando o desaparecimento de especialistas em favor de generalistas²². A fragmentação da floresta também pode afetar indiretamente as populações de anfíbios devido às alterações na qualidade das bordas das matas. Mudanças na exposição aos ventos e ao sol podem levar a uma diminuição da umidade, assim como aumento no número de árvores caídas, causando outras alterações na estrutura da vegetação^{23,24,25,26}.

Neste capítulo são apresentados resultados preliminares de três projetos que investigaram os efeitos da fragmentação do habitat sobre a herpetofauna. Dois projetos foram desenvolvidos em áreas de Floresta Atlântica no sul da Bahia (projetos RestaUna e Corredor Sul da Bahia), enquanto que o terceiro se desenvolveu no Cerrado (Projeto Cerrado). As metodologias utilizadas e o enfoque de cada um desses projetos foram diferentes, mas em todos eles foram realizados inventários das comunidades de anfíbios e répteis.

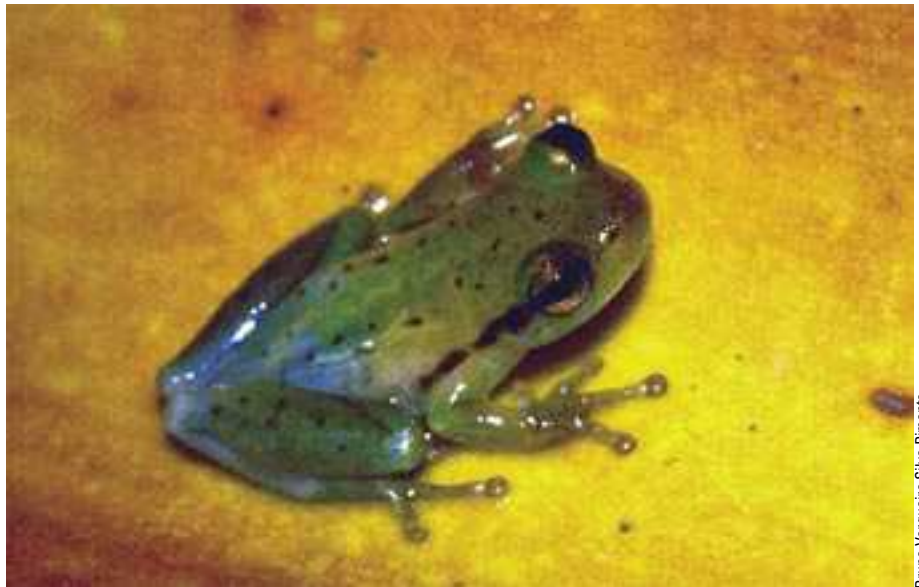
1. Estrutura e qualidade do habitat

Os anfíbios anuros (sapos, rãs e pererecas) de serrapilheira da região de Una, BA (Projeto RestaUna), não mostram alta suscetibilidade à fragmentação de habitats^{27,28,29,30}. Na região de Una, a fragmentação e a transformação da floresta original em habitats florestais alterados (capoeira e cabruca), aparentemente não causam grandes alterações na diversidade de sapos e lagartos de serrapilheira.

Análises incorporando algumas variáveis ambientais mostraram que algumas espécies podem se tornar mais abundantes em habitats alterados (Projeto RestaUna). Porém, a ordenação das espécies de sapos não separa claramente os diferentes habitats, pois ocorre grande sobreposição das amostras em todos tratamentos. Por outro lado, essas análises indicam que os lagartos parecem ser mais sensíveis às alterações ambientais, pois algumas espécies parecem ter maior sucesso em matas mais preservadas enquanto outras, em áreas mais abertas e alteradas.

Os resultados do Projeto Corredor Sul da Bahia demonstram que existem diferenças na composição das comunidades de 21 fragmentos de Mata Atlântica analisados, entre os municípios de Cairu e Prado (BA). Acredita-se que estas diferenças sejam devidas em parte, às características relacionadas à estrutura da vegetação, disponibilidade de microhabitats e à diversidade de ambientes encontrados em cada fragmento.

A ocorrência de determinadas espécies de anuros é reflexo da estrutura da vegetação de acordo com a composição florística. As bromélias, por exemplo, são ocupadas por anuros que utilizam a água acumulada nas axilas de suas folhas para sua reprodução. Nas matas de restinga de Cairu ou nas matas ombrófilas da região de Una, Itacaré e Uruçuca (BA), a ocorrência de duas espécies de pererecas-dos-gravatás (*Phyllodytes luteolus* (Figura 1) e *P. melanomystax*) e de uma espécie de sapinho ainda não identificada (*Frostius* sp.), relaciona-se com a abundância de bromélias terrestres e epífitas. As espécies de *Phyllodytes* utilizam as bromélias como sítio de vocalização, reprodução e desenvolvimento das larvas^{31,32}. Larvas do sapinho *Frostius pernambucensis*, único representante deste gênero descrito até o momento, também foram observadas no interior de bromélias³³. Além destas espécies, outras pererecas, como *Hyla* cf. *hylax* e *Hyla* gr. *circumdata* podem ser observadas vocalizando em bromélias.



Bruno Vergueiro Silva Pimenta

Fig.1 Perereca-dos-gravatás (*Phyllodytes luteolus*).

A heterogeneidade do ambiente é um fator importante na determinação do número de espécies que podem explorar uma área³⁴. Desta forma, a diversidade de ambientes de cada fragmento é uma medida importante de sua riqueza. Verificou-se que fragmentos contendo um mosaico de diferentes ambientes como mata ombrófila, capoeira, mussununga, riachos com várzea, brejos, lagoas etc., possuem alto número de espécies. Os riachos de várzea parecem ser particularmente importantes para a manutenção de uma elevada riqueza de anuros em uma área. Várias das espécies registradas pelo Projeto Corredor Sul da Bahia ocorrem nos diferentes microhabitats relacionados a estes corpos d'água, como é o caso das espécies de pererecas-verdes (*Hyla* do grupo *albosignata*), além da perereca-dormideira (*Hyla* gr. *geographica*) e da perereca (*Scinax* aff. *flavoguttata*), entre outras.

Blocos de mata em melhor estado de conservação, ou seja, com a estrutura original da vegetação menos comprometida, apresentaram em geral, maiores índices de riqueza de espécies florestais de anuros do que matas com maior grau de perturbação antrópica. Isto não significa, no entanto, que espécies de interesse para a conservação, como as espécies endêmicas, não ocorram em ambientes alterados. Matas com histórico de retirada seletiva de madeira ou de introdução de sistemas agroflorestais nas bordas, apresentam-se empobrecidas em relação à complexidade da estrutura original e com menor riqueza que áreas menos perturbadas. Demonstrou-se, porém, que as comunidades destes fragmentos possuem em sua composição, espécies restritas às matas de tabuleiro do sul da Bahia, além de novas espécies e formas típicas do bioma, mesmo nas áreas mais descaracterizadas. Isto é sinal de que tais espécies toleram um certo grau de impacto e têm capacidade de persistir se a cobertura nativa não for completamente destruída. Espécies anteriormente consideradas raras, que se acreditava ocorrer apenas em habitats pouco perturbados, como a perereca-folha (*Hylomantis aspera*)³⁵ e o sapinho (*Rhombophryne proboscidea*)³⁶, encontram-se em algumas destas matas. Dentre os maiores fragmentos amostrados pelo Projeto Corredor Sul da Bahia estão os Parques Nacionais Pau Brasil, em Porto Seguro, e do Descobrimento, em Prado. Nestes dois

fragmentos ocorreu retirada de madeira. Ainda assim, nestas matas são encontradas espécies tipicamente restritas à Floresta Atlântica, como a perereca-de-capacete (*Aparasphenodon brunoii*) e a pererequinha (*Hyla microps*) (Figura 2). Isto demonstra que ambientes alterados podem ser importantes na conservação da biodiversidade.



Fig.2 Pererequinha (*Hyla microps*). Espécie tipicamente restrita à Floresta Atlântica.

Como em outros grupos de vertebrados, entre os anfíbios anuros verifica-se que a adoção de diferentes padrões de distribuição espacial entre as espécies, facilita a coexistência de diversas populações em uma mesma área. A ocupação de diferentes microhabitats pode ter evoluído para minimizar as interferências entre as espécies de uma comunidade. Desta maneira, a diversidade de microhabitats disponíveis é um fator importante para determinar o número de espécies ocorrentes em um determinado ambiente³⁴. A disponibilidade de microhabitats está relacionada à complexidade estrutural do habitat e à diversidade de ambientes encontrados em um fragmento. Dentre os anuros de Mata Atlântica, observa-se grande número de adaptações reprodutivas que permitiram a exploração de diversos micro-ambientes³⁷.

A área do Projeto de Assentamento Zumbi dos Palmares, em Camamu (BA), por exemplo, possui porções de mata ombrófila, capoeira e áreas abertas. Em cada um destes ambientes encontra-se grande número de microhabitats relacionados a riachos de várzea, poças temporárias nas matas e áreas abertas, lagoas, rios no interior das matas etc. Em apenas quatro noites de amostragem, foram registradas 32 espécies de anfíbios anuros, sendo 18 de ocorrência estritamente florestal. As espécies restantes são típicas de áreas abertas ou podem ocupar os dois tipos de ambientes. Formações abertas, como é o caso de brejos e lagoas, propiciam a ocupação por espécies generalistas que, em razão da sua adaptação a ambientes pouco complexos, dispersam-se com facilidade sendo amplamente distribuídas³⁸. Sua inclusão na lista de espécies acarreta uma falsa impressão de que alto índice de riqueza é reflexo

de boa qualidade do habitat, sendo mais recomendada a análise das espécies florestais e semiflorestais. Na Mata do Zé Pretão, em Guaratinga (BA), por exemplo, das 36 espécies encontradas, 20 ocorriam em áreas abertas.

No Projeto Cerrado, a estrutura e qualidade do habitat em cada fragmento foram estimadas pela riqueza de habitats, riqueza relativa de habitats, número de manchas de habitat, densidade de manchas de habitat e diversidade (Shannon) de habitats. Dentre estes parâmetros, o único que mostrou uma associação significativa com a riqueza de espécies de lagartos, foi a densidade de manchas de habitat sendo que, quanto maior o seu valor, menor a riqueza de espécies de lagartos. Uma vez que a densidade de manchas de habitat mede o grau de recortamento interno do fragmento, as análises indicaram que fragmentos com extensas porções homogêneas de habitat podem abrigar uma riqueza maior de espécies de lagartos do que aqueles onde as porções de habitat são menores e em maior número. Por outro lado, foi ainda observado que a existência de feições ecogeográficas únicas como afloramentos rochosos ou solos arenosos, pode condicionar a existência de determinadas espécies. Este é o caso dos lagartos (*Tropidurus* sp.) em afloramentos rochosos na região de Guajará-Mirim (RO) e *Cnemidophorus parecis* (Figura 3) em áreas de cerrado sobre areia em Vilhena (RO).



Fig.3 Lagarto *Cnemidophorus parecis*. Endêmico de fragmento natural de cerrado em Vilhena – RO.

2. Tamanho dos fragmentos

O tamanho dos fragmentos analisado pelo Projeto Corredor Sul da Bahia variou entre cerca de 100 e 22.000ha. Análises estatísticas demonstraram que não existe relação entre a área dos fragmentos amostrados e a riqueza de espécies de anfíbios anuros. Os pequenos fragmentos (25 a 100ha) da região de Una (BA) mantêm, em seu estado atual, praticamente a mesma composição de espécies de lagartos de serrapilheira encontrada nos grandes remanescentes, sem sofrer perda significativa de espécies e nem aumento de riqueza com a fragmentação, resultado semelhante ao encontrado por Kichener e colaboradores³⁹ em fragmentos na Austrália. Também não foi observado um aumento na riqueza de sapos nos fragmentos, como descrito para fragmentos isolados da Amazônia Central¹¹. Esses resultados mostram que a herpetofauna está sendo mantida nos pequenos fragmentos, indicando o grande valor destes para a conservação da comunidade de sapos e lagartos de serrapilheira da região de Una (Figura 4). Uma análise envolvendo 15 fragmentos de Cerrado, com tamanhos variando entre 2 e 8.000ha, revelou a ausência de associação entre o tamanho dos fragmentos e a riqueza de espécies de lagartos. Desta forma, os resultados dos três projetos demonstram que não foi verificada uma associação entre o tamanho dos fragmentos analisados e a riqueza de espécies de sapos e lagartos.

Riqueza de lagartos e anuros nos fragmentos de dife região de Una



Fig.4 Média, erro e desvio padrão da riqueza de lagartos e anuros em fragmentos grandes e pequenos da região de Una.

3. Biogeografia

Os efeitos da fragmentação sobre a herpetofauna podem variar de acordo com o bioma estudado. Por exemplo, os efeitos de borda em fragmentos florestais resultam numa maior exposição das bordas aos ventos e ao sol, promovendo a queda de árvores, a redução da umidade e a elevação da temperatura e da luminosidade. Essas alterações podem favorecer a colonização de fragmentos florestais por espécies típicas de

áreas abertas. Entretanto, em biomas abertos como o Cerrado, é pouco provável que os efeitos de borda se manifestem dessa forma.

O Projeto Cerrado revelou que os efeitos da fragmentação podem variar em uma escala regional. Em fragmentos naturais de Cerrado em Rondônia, a riqueza de espécies de lagartos variou mais entre localidades (Vilhena, Pimenta Bueno e Guajará-Mirim) do que entre fragmentos de diferentes fitofisionomias dentro da mesma localidade (campo rupestre, cerrado sobre latossolo, cerrado sobre areia e floresta seca). Foi observado um gradiente latitudinal na riqueza de espécies de lagartos, onde a localidade mais meridional, Vilhena, apresentou maior riqueza sendo seguida por Pimenta Bueno, de latitude intermediária, e Guajará-Mirim, a mais setentrional das três localidades. Estas diferenças, provavelmente, resultaram de extinções estocásticas de espécies que ocorreram a partir do isolamento dos fragmentos, a cerca de 3.000 anos atrás, sendo que os fragmentos mais setentrionais foram os primeiros a serem formados.

4. Efeito de borda

Quando a floresta é transformada em vários fragmentos menores, muitas mudanças ocorrem e podem alterar a fauna e a flora locais. Uma delas, muito importante, é consequência do aumento das áreas de mata que entram em contato direto com o ambiente alterado e passam a sofrer com as variações climáticas locais, como aumento da temperatura e maior quantidade de luz e de vento, que modificam a estrutura da vegetação da borda da mata (Figura 5). Nessa região de contato entre a mata e o ambiente alterado são encontradas espécies animais e vegetais de ambientes alterados, que não seriam encontradas nas matas não perturbadas. Apesar da sensibilidade dos sapos às altas temperaturas, luminosidade e exposição aos ventos, os sapos de serrapilheira da região de Una não parecem sentir essas alterações, pois todos os sapos florestais são encontrados em grande número também nas bordas. Esse resultado é semelhante ao encontrado por Lima e Gascon⁴⁰ na Amazônia Central. Três espécies de sapos de áreas alteradas foram encontradas nas bordas, porém em pouca quantidade. A fauna de lagartos de serrapilheira da região de Una não se altera nas bordas. Apenas a lagartixa preta ou taraguira (*Tropidurus torquatus*) tende a ser mais comum nas bordas, apesar de também estar presente no interior das matas (Figura 6).

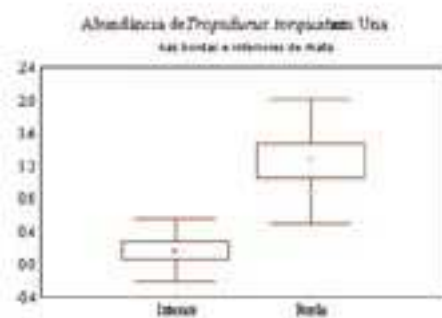
No Projeto Cerrado, o efeito de borda foi estimado como o grau de recortamento dos fragmentos, obtido pela fórmula $r = p / 2 \sqrt{a\pi}$, onde p = perímetro e a = área. Não foi observada, porém, qualquer associação entre o grau de recortamento e a riqueza de espécies de lagartos.



Mariana Dixo

Fig.5 Exemplo de uma borda de mata na região de Una, BA.

***Tropidurus torquatus* nas bordas e interiores de mata na região de Una (BA)**



Mariana Dixo

Tropidurus torquatus

Fig.6 Média, erro e desvio padrão da abundância do lagarto *T. torquatus* no interior e borda de mata em Una.

5. Isolamento espacial e conectividade

A manutenção da estrutura da comunidade estudada nos fragmentos da região de Una (BA), parece estar diretamente relacionada à conectividade entre eles, propiciada pelos habitats antrópicos de seu entorno, que são florestais, e à presença de fragmentos de florestas de maior extensão na região. No contexto da paisagem de Una, as cabruças e capoeiras parecem funcionar, para os sapos e lagartos de serrapilheira, como extensões de floresta.

Resultados do Projeto Corredor Sul da Bahia, no entanto, apontam para uma diminuição da riqueza de espécies de anuros quando os fragmentos encontram-se isolados por paisagens de pouca permeabilidade à propagação das espécies. Um dos remanescentes analisados, localizado no município de Santa Cruz de Cabrália (BA), situa-se em um vale cercado por tabuleiros dominados por plantações de eucalipto. Este foi justamente o fragmento de menor riqueza, tendo sido registradas apenas 13 espécies de anuros.

No Projeto Cerrado, a conectividade foi estimada pelo número de fragmentos conectados em um raio de 250m. Não foi observada, porém, qualquer associação entre a conectividade e a riqueza de espécies de lagartos.

6. Histórico

No Projeto Cerrado, verificou-se que a riqueza de espécies de lagartos nos fragmentos naturais (Rondônia) corresponde à metade daquela nos fragmentos antrópicos (Paracatu-MG e Catalão-GO) (Figura 7). Nos fragmentos antrópicos, as assembléias de lagartos mais pobres em espécies são um subconjunto previsível do conjunto de espécies daquelas mais ricas em espécies, enquanto que em fragmentos naturais não existe esta previsibilidade. Isto indica que a riqueza de espécies de lagartos dos fragmentos não pode ser prevista simplesmente a partir de parâmetros espaciais. Após a fragmentação, cada remanescente passa a ter uma história própria, resultando no longo prazo, em extinções não-previsíveis (estocásticas). Em fragmentos antrópicos recentes de Cerrado, os efeitos do processo de extinção ainda não se manifestaram, provavelmente devido ao curto espaço de tempo decorrido desde sua formação (20 anos). Sendo assim, é esperado que a riqueza de espécies nos fragmentos antrópicos continue decrescendo devido aos efeitos demográficos, genéticos e estocásticos. Dessa forma, os efeitos da fragmentação do habitat podem ser grosseiramente subestimados quando se considera apenas os parâmetros espaciais dos fragmentos e se ignora o tempo decorrido desde o isolamento.

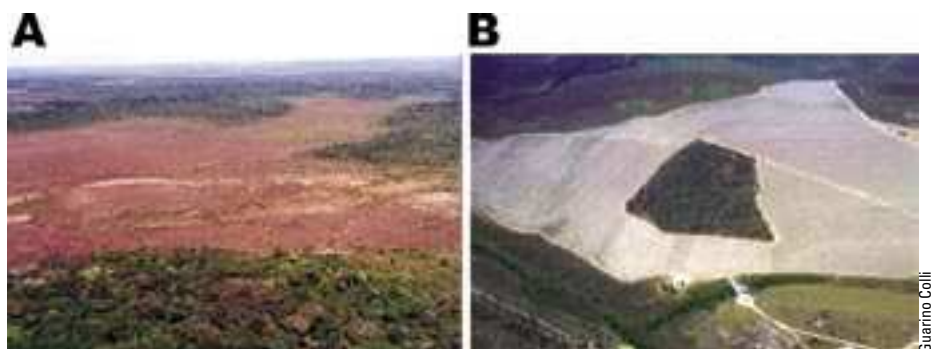


Fig.7

A) Fragmento natural de Cerrado em Pimenta Bueno-RO.

B) Fragmento antrópico de Cerrado no município de Catalão-GO.

7. Matriz

Os lagartos se diferenciam dos sapos no que diz respeito ao uso da matriz que circunda os fragmentos da região de Una (BA) (Figura 8). A abundância de lagartos de serrapilheira é significativamente maior nas cabruças, devido à alta abundância de *Leposoma scincoides*, que parece ter grande sucesso nesse ambiente. Liberman⁴¹ e Heinen⁴² também observaram maior abundância da herpetofauna nas plantações de cacau e uma maior equitatividade, riqueza e diversidade nas matas primárias da Costa Rica. Na matriz ocorre uma queda significativa na abundância do camaleão (*Enyalius catenatus pictus*), a segunda espécie mais abundante na região. No contexto da paisagem de Una, as cabruças e capoeiras, apesar de serem aparentemente utilizadas por algumas espécies de lagartos, parecem funcionar como extensões de floresta.

Riqueza de lagartos e anuros nas matas e matrizes (cabruças e capoeiras) na região de Una (BA).

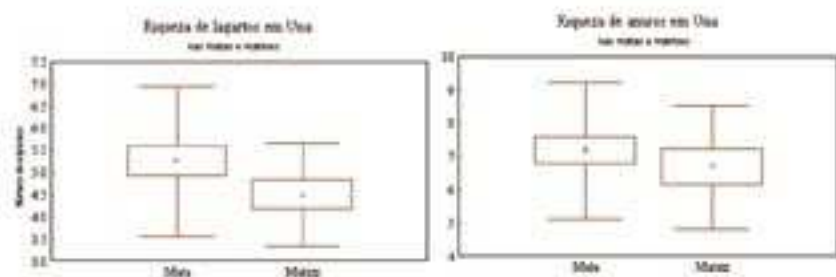


Fig.8 Média, erro e desvio padrão da riqueza de lagartos e anuros nas matas e matrizes da região de Una-BA.

Considerando todas as características da região, as cabruças (Figura 9) e capoeiras aparecem como matrizes permeáveis que podem ser utilizadas para facilitar o deslocamento das espécies entre fragmentos de matas, mantendo assim, a diversidade local. Porém, nos últimos anos, devido à crise do cacau, as cabruças vêm sofrendo corte seletivo e até derrubada para mudanças no uso do solo como forma alternativa de sustento dos fazendeiros da região. Dessa maneira, os fragmentos podem se tornar cada vez mais isolados. As capoeiras também se encontram ameaçadas, pois com a necessidade de novos empreendimentos, os fazendeiros da região muitas vezes precisam desmatar novas áreas para a formação de pastagens e(ou) cultivos agrícolas, e as capoeiras são alvos fáceis devido à sua pouca idade e ao tamanho das árvores. A atividade cacaueira em Una é importante para manter a alta conectividade entre as matas locais e, assim, permitir a permanência da fauna existente na região. Por isso, é necessário favorecer a manutenção do sistema de cabruças e investir nos produtos provenientes do cacau.



Mariana Dixo

Fig.9 Exemplo de cabruca na região de Una-BA.

8. Invasão de espécies

Em estudo realizado na Amazônia¹¹ verificou-se um aumento da riqueza de anuros em fragmentos após seu isolamento. Esse aumento de riqueza se deve à invasão de espécies oportunistas, que ocupavam áreas alteradas no entorno e passaram a utilizar os fragmentos.

Na região de Una (BA) a invasão de espécies de anuros e lagartos não foi verificada nos fragmentos, provavelmente devido à grande conectividade existente entre eles e pelo fato de suas principais matrizes, que são florestais, comportarem basicamente a mesma composição e riqueza das comunidades estudadas. Da mesma forma, não foi verificada a invasão de espécies típicas da matriz nos fragmentos de Cerrado estudados.

Em nenhum dos projetos foi verificada a ocorrência de espécies exóticas da herpetofauna nos fragmentos de habitat naturais, provavelmente pelo fato de, felizmente, ainda existirem poucas espécies, deste grupo, introduzidas no território brasileiro.

9. Impactos antrópicos

As matas da região sul da Bahia ainda sofrem os efeitos do corte seletivo de árvores de interesse econômico. A retirada das espécies arbóreas de grande porte causa a descontinuidade do dossel, permitindo a penetração de luminosidade e a mudança na estrutura do ambiente. A complexidade estrutural tende a diminuir, ocasionando o decréscimo no número de microhabitats disponíveis e, conseqüentemente, da riqueza de espécies florestais.

O Cerrado é um dos biomas brasileiros mais modificados pelo homem. Extensas áreas têm sido substituídas por pastagens, campos de agricultura ou monoculturas florestais exóticas. Isto gera um mosaico de fragmentos de vegetação de Cerrado de diferentes tamanhos e graus de conservação. Além da redução do habitat natural, a herpetofauna remanescente nos fragmentos é ainda ameaçada pela introdução de espécies exóticas e pelo fogo. Em fragmentos onde o gado se faz presente, ocorre substancial alteração no estrato gramíneo devido à substituição de espécies nativas por exóticas, que provocam o sombreamento do solo e o desaparecimento de diversas espécies de répteis e anfíbios associadas ao folhíço. Além disso, cachorros e gatos predam diversas espécies de répteis e anfíbios. Em áreas antropizadas o regime natural de queimadas é substancialmente alterado, podendo o fogo ocorrer anualmente. Além da morte de espécies durante a sua passagem, o fogo provoca ainda a remoção de abrigos contra predadores, variação de temperatura, redução na disponibilidade de alimento (artrópodes) e na densidade do estrato arbóreo-arbustivo, o que desfavorece espécies arborícolas e de folhíço.

10. Considerações finais

a. As diferenças encontradas na composição das espécies nos diversos fragmentos devem-se, principalmente, às características relacionadas à estrutura da vegetação, disponibilidade de microhabitats e à diversidade de ambientes encontrados em cada fragmento. A heterogeneidade do ambiente é um fator importante na determinação do número de espécies que podem explorar uma área (Projeto Corredor Sul da Bahia).

b. Blocos de mata mais bem conservados, ou seja, com menor comprometimento da estrutura original da vegetação, apresentaram em geral, maiores índices de riqueza de espécies florestais de anuros do que matas com maior grau de perturbação antrópica (Projeto Corredor Sul da Bahia). No entanto, formações secundárias ainda preservam expressivo número de espécies florestais, sendo também importantes na conservação da diversidade de sapos e lagartos (projetos RestaUna e Corredor Sul da Bahia).

c. Fragmentos de Cerrado com extensas porções homogêneas de habitat podem abrigar uma riqueza maior de espécies de lagartos do que aqueles onde as porções de habitat são menores e em maior número.

d. Em todos os estudos realizados não foram encontradas relações entre o tamanho (área) dos fragmentos e a riqueza de espécies, seja na Floresta Atlântica ou no Cerrado.

e. A riqueza de espécies variou mais entre localidades do que entre fragmentos de Cerrado de diferentes fitofisionomias dentro da mesma localidade.

f. Não foi observada qualquer associação entre o grau de recortamento dos fragmentos (efeito de borda) e a riqueza de espécies de anfíbios e répteis.

g. A manutenção das comunidades em ambientes florestais parece estar diretamente relacionada à conectividade entre estes. Considerando todas as características da região sul da Bahia, as cabucas e capoeiras aparecem como matrizes permeáveis que podem ser utilizadas para facilitar o deslocamento das espécies entre fragmentos de matas, mantendo assim, a diversidade local. Quando os fragmentos encontram-se isolados por paisagens de pouca permeabilidade à propagação de espécies, a riqueza encontrada é menor. Entretanto, no Cerrado não foi observada qualquer associação entre a conectividade e a riqueza de espécies de lagartos.

h. No Cerrado, a riqueza de espécies de lagartos nos fragmentos naturais é menor que nos fragmentos antrópicos. Entretanto, é esperado que a riqueza de espécies nos fragmentos antrópicos continue decrescendo devido aos efeitos demográficos, genéticos e estocásticos. Desta forma, estimativas dos efeitos da fragmentação baseadas somente em parâmetros espaciais podem ser pouco acuradas.

i. Além da redução do habitat natural ocasionada principalmente pelo desmatamento, a herpetofauna remanescente nos fragmentos é ainda ameaçada pelos efeitos da retirada seletiva de madeira e pelo fogo.

j. Os efeitos da fragmentação sobre a herpetofauna podem variar de acordo com o bioma estudado.

11. Recomendações

a. Para a efetiva conservação da herpetofauna, não se deve privilegiar apenas as áreas em estado avançado de regeneração ou aquelas de maior tamanho, mas também observar outras características tais como a heterogeneidade espacial, existência de feições ecogeográficas únicas e a permeabilidade do entorno.

b. Diferentes estratégias para a conservação da herpetofauna devem ser adotadas em diferentes regiões do Cerrado. No caso de fragmentos antrópicos recentes, é preferível preservar grandes áreas; no de fragmentos naturais antigos na periferia do Cerrado, é preferível privilegiar um grande número de áreas menores.

c. A atividade cacauera na região sul da Bahia é importante para a manutenção da alta conectividade entre as matas locais e permite a permanência da fauna existente na região. Sendo assim, é necessário incentivar e auxiliar a manutenção do sistema de cabucas e investir nos produtos provenientes do cacau.

d. A existência de espécies endêmicas em fragmentos naturais, como aqueles de Cerrado em Rondônia, justifica a criação de Unidades de Conservação.

Referências bibliográficas

1. FROST, D. R., 2000, Amphibian Species of the World: An Online Reference. V2.20 (1 September 2000). <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia>. The American Museum of Natural History.
2. UETZ, P., ETZOLD, T. e CHENNA, R., 1995, The EMBL Reptile Database.
3. POUGH, F. H., ANDREWS, R. M., CADLE, J. E., CRUMP, M. L., SAVITZKY, A. H. & WELLS, K. D., 1998, *Herpetology*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 577 p.
4. LAURANCE, W. F. 1991a. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology*, 5: 79-89.
5. GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., MALCOM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H., LAURANCE, W. F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S., 1999, Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223-229.
6. NOSS, R. F., 1987, Corridors in real landscape: reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, 1: 159-164.
7. BENNETT, A. F., 1990, Habitat corridors and the conservation of small mammals in fragmented forest landscape. *Landscape Ecology*. 4: 109-122.
8. HENEIN, K. e MERRIAM, G., 1990, The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology*, 4: 157-170.
9. MEFFE, G. K. e CARROL, C. R., 1994, What is conservation biology? pp.3-23. In: *Principles of Conservation Biology*, G. K. Meffe and C. R. Carrol (eds.). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
10. LAURANCE, W. F. e GASCON, C., 1997, How to creatively fragment landscape. *Conservation Biology*, 11: 577-579.

11. TOCHER, M. D., GASCON, C. e ZIMMERMAN, B. L., 1997, Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study, pp.124-137. In: W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr. (eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
12. COSSON, J. F., RINGUET, S., CLAESSENS, O., de MASSARY, J. C., DALECKY, A., VILLIERS, J. F., GRANJON, L. e PONS, J. M., 1999, Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation*, 91: 213-222.
13. KJOSS, V. A. e LITVAITIS, J. A., 2001, Community structure of snakes in a human-dominated landscape. *Biological Conservation*, 98: 285-292.
14. TEMPLETON, A. R., ROBERTSON, R. J., BRISSON, J. e STRASBURG, J., 2001, Disrupting evolutionary processes: The effect of habitat fragmentation on collared lizards in the Missouri Ozarks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98: 5426-5432.
15. CUNNINGHAM, M. e MORITZ, C., 1998, Genetic effects of forest fragmentation on a rainforest restricted lizard (Scincidae: *Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation*, 83: 19-30.
16. MADSEN, T., STILLE, B. e SHINE, R., 1996, Inbreeding depression in an isolated population of adders *Vipera berus*. *Biological Conservation*, 75: 113-118.
17. JIM, J., 1980, *Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, São Paulo* (Amphibia, Anura). Dissertação de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
18. VAN DAM, H. e BUSKENS, R. F. M. 1993. Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrofication. *Hydrobiologia*, 265: 225-263.
19. BURKETT, D. W. e THOMPSON, B. C., 1994, Wildlife association with human-altered water sources in semiarid vegetation communities. *Conservation Biology*, 8: 682-690.
20. WATSON, G.F.; DAVIES, M.; TYLER, M. J., 1995, Observations on temporary waters in northwestern Australia. *Hydrobiologia*, 299: 53-73.
21. LIDDLE, M. J. e SCORGIE, R. A., 1980, The effects of recreation on freshwater plants and animals: A review. *Biological Conservation*, 17: 183-206.
22. VAN ROOY, P.T.J.C. e STUMPEL, A.H.P., 1995, Ecological impact of economic development on sardinian herpetofauna. *Conservation Biology*, 9: 263-269.
23. LOVEJOY, T.E., BIERRENGAARD, Jr R.O., RYLANDS, A.B., MALCOM, J.R., QUINTELA, .C.E., HARPER, L.H., BROWN Jr. K.S., POWELL, A.H., POWELL, G.V.N., SCHUBART, H.O.R., HAYS, M.B., 1986, Edge effects and other effects of isolation on Amazon forest fragment, pp. 257-285. In: M. E. Soulé (Ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
24. LAURANCE, W. F., 1991b, Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 57: 205-219.
25. WOOLBRIGHT, L.L., 1991, The impact of Hurricane Hugo on forest frogs in Puerto Rico. *Biotropica*, 23: 462-467.
26. MALCOM, J.R., 1994, Edge effects of central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75: 2438-2445.
27. WYMAN, R. L., 1990, What is happening to the amphibians? *Conservation Biology*, 4: 350-352.

28. WAKE, D. B., 1991, Declining amphibian populations. *Science*, 253: 860.
29. BRADFORD, D. F., TABATABAI, F. e GRABER, D. M., 1993, Isolation of the native frog, *Rana muscosa*, by introduced fishes in Sequoia and Kings Canyon national parks, California. *Conservation Biology*, 7: 882-888.
30. BLAUSTEIN, A. R., WAKE, D. B. e SOUSA, W. P., 1994, Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8: 60-71.
31. BOKERMAN, W. C. A., 1966, O gênero *Phyllodytes* Wagler 1830 (Anura Hylidae). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 38: 335-344.
32. CARAMASCHI, U.; DA SILVA, H.R.; BRITTO-PEREIRA, M.C., 1992, A new species of *Phyllodytes* (Anura, Hylidae) from southern Bahia, Brazil. *Copeia*, 1:187-191.
33. CRUZ, C.A.G. e Peixoto, O.L., 1982, Sobre a biologia de *Atelopus pernambucensis* Bokermann, 1962 (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 42: 627-629.
34. CARDOSO, A. J., ANDRADE, G. V. e HADDAD, C. F. B., 1989, Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 49:241-249.
35. CRUZ, C.A.G., 1988, Sobre *Phyllomedusa aspera* e a descrição de uma espécie nova desse gênero (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro*, 11: 39-44.
36. IZECKSON, E., 1976, O status sistemático de *Phryniscus proboscideus* Boulenger (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 36: 341-345.
37. HADDAD, C. F. B. e SAWAYA, R. J., 2000, Reproductive modes of Atlantic Forest hylid frogs: A general overview and the description of a new mode. *Biotropica*, 32: 862-871.
38. HADDAD, C.F.B., 1998, Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo, pp.15-26. In: Castro, R.M.C. (ed.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil*. (Série Vertebrados). 71p. FAPESP, São Paulo.
39. KICHENER, D. J., CHAPMAN, A. D., DELL, J. e MUIR, B. G., 1980, Lizard assemblage and reserve size and structure in the Western Australian wheatbelt: some implications for conservation. *Biological Conservation*, 17: 25-62.
40. LIMA, M. G. e GASCON, C., 1999, The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, 91: 241-247.
41. LIEBERMAN, S. S., 1986, Ecology of the leaf litter herpetofauna of a neotropical rain forest: La Selva, Costa Rica. *Acta Zoologica Mexicana, Nueva Serie*, 15: 1-72.
42. HEINEN, J. T., 1992, Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. *Biotropica*, 24: 431-439.

Agradecimentos

Ao Center for Applied Biodiversity Science/Conservation International (CABS/CI) e Banco Mundial, pelo financiamento; ao Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do Sul da Bahia (IESB), pela coordenação e apoio; à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela bolsa de mestrado e reserva técnica (processo 99/12357-9) e à Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia.



ORGANISMOS AQUÁTICOS

Evaldo Luiz Gaeta Espíndola
Magno Botelho Castello Branco
Renata Fracácio
Adriana Maria Guntzel
Evandro Mateus Moretto
Ricardo Henrique Gentil Pereira
Arnola Cecília Rietzler
Odete Rocha
Suzelei Rodgher
Welber Senteio Smith
Katia Sendra Tavares

1. A biodiversidade das águas doces

As águas doces contêm uma grande parcela da biodiversidade aquática. São ecossistemas diferenciados, com habitats que fornecem condições de vida para uma variedade de organismos pertencentes a grupos taxômicos bastante diversificados, compreendendo bactérias, protozoários, fungos, esponjas, celenterados, vermes, rotíferos, briozoários, moluscos, crustáceos, aracnídeos e vários grupos de insetos. A maioria dos grupos, ou filos, possuem representantes tanto em ambientes aquáticos como nos ambientes terrestre e marinho como, por exemplo, os moluscos que podem ser marinhos, terrestres ou de água doce. Muitos invertebrados de água doce passam parte de seu ciclo de vida no ambiente aquático e parte no ambiente terrestre, como os Coleoptera, Odonata, Diptera e muitos outros.

O conhecimento sobre a biodiversidade nas águas doces é bastante completo para vertebrados como peixes e aves, mas ainda incompleto para os microorganismos e invertebrados. Pode-se dizer que a informação sobre diversidade tem uma relação direta e crescente com o tamanho dos organismos. Assim, mesmo dentro do grupo dos invertebrados, o conhecimento sobre a riqueza de espécies e a distribuição geográfica é maior para aqueles de maior porte. A razão para isto é, naturalmente, a dificuldade de observação direta, já que organismos muito pequenos requerem equipamentos óticos de alta capacidade de ampliação. Destes, há um maior conhecimento dos grupos planctônicos ou nectônicos que ocupam a coluna d'água e muito pouco sobre os bentônicos e perifíticos. No Brasil é evidente a ausência, ou o número extremamente reduzido, de especialistas em taxonomia para a maior parte dos taxa de invertebrados que ocorrem em água doce.

Os estudos de biodiversidade ocuparam sempre um papel fundamental nas pesquisas biológicas ao longo do tempo, mas atualmente passaram a ter uma conotação vinculada à necessidade de preservação da biodiversidade como forma de garantir a continuidade do patrimônio genético da biosfera, com vistas à manutenção da própria espécie humana, uma vez que as atividades de exploração dos recursos naturais estão ocasionando um decréscimo generalizado da biodiversidade. Apesar da biodiversidade ser dinâmica, com extinções e aparecimento ou colonização de espécies em decorrência dos eventos naturais, atualmente as perdas são aceleradas e não há tempo suficiente para que sejam contrabalançadas por mecanismos naturais. Entre as causas e mecanismos da perda da biodiversidade estão incluídas a fragmentação e deterioração dos habitats, a invasão de espécies exóticas, a superexploração dos recursos bióticos, a poluição, as mudanças climáticas globais e o reflorestamento com fins industriais. Um complexo incluindo estes e outros fatores resultam em padrões estruturais e funcionais que necessitam ser compreendidos, além do simples conhecimento qualitativo ou quantitativo relacionados apenas à composição de espécies.

No Projeto Água Doce, vários dos impactos acima mencionados foram avaliados com vistas a responder, entre outros importantes aspectos, questões relativas à fragmentação de rios e seus efeitos sobre a biodiversidade, como por exemplo:

a) Qual o efeito da fragmentação do ecossistema rio sobre a biodiversidade?

b) Sistemas fragmentados naturalmente contêm maior biodiversidade do que os sistemas fragmentados artificialmente?

c) Ecossistemas aquáticos eutrofizados, natural ou artificialmente, contêm menor diversidade quando comparados àqueles não eutrofizados?

d) A matriz de entorno influencia a diversidade biológica dos fragmentos aquáticos?

e) As espécies introduzidas têm efeito significativo na redução da diversidade biológica?

Os seguintes aspectos foram considerados na estruturação da pesquisa:

a) Os processos de colonização e extinção de espécies têm comportamento inverso após a fragmentação, até que o equilíbrio dinâmico entre as duas variáveis seja atingido, onde praticamente todos os nichos estão ocupados.

b) O tipo de fragmentação, o número e características dos fragmentos formados como tamanho, forma, efeito de borda, conectividade e heterogeneidade espacial.

c) Os impactos das atividades antrópicas sobre a biodiversidade dos fragmentos relacionados ao uso e ocupação da bacia hidrográfica.

d) A avaliação do número e abundância de espécies exóticas e alóctones nos sistemas estudados.

2. O conceito de fragmento adotado em relação às águas doces.

Em relação às águas doces, os lagos ou reservatórios são considerados fragmentos de rios, formados a partir do isolamento natural ou artificial do rio principal ou de seus tributários. Assim, foram considerados fragmentos de origem natural os lagos do Vale do rio Doce, localizados no Estado de Minas Gerais e, como fragmentos artificiais, os reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, no Estado de São Paulo.

3. Causas da fragmentação

As causas da fragmentação podem ser de origem natural ou artificial. Entre as causas naturais podem ser citadas as mudanças dos cursos de rios e tributários por processos erosivos e deposição de sedimentos, como aquelas que dão origem às lagoas marginais em forma de ferradura nas planícies de inundação dos rios. São também processos naturais o isolamento de tributários por levantamentos de crosta, falhas tectônicas e deposição de sedimentos, quedas de barreiras e atividade eólica.

Os processos de fragmentação artificial incluem as barreiras físicas de terra, pedra, concreto e as grandes obras de engenharia das usinas hidrelétricas. São exemplos de fragmentos artificiais os pequenos açúdes rurais, grandes açúdes nas regiões semi-áridas e as represas de pequeno a grande porte para geração de energia elétrica, as quais são também utilizadas para abastecimento, irrigação, navegação, lazer, regularização de cursos de rios e aqüicultura.

4. Fragmentação e teorias ecológicas relacionadas à biodiversidade

4.1. Biogeografia de Ilhas¹

Quando isolados, os lagos e reservatórios podem funcionar como ilhas onde o equilíbrio entre colonização e extinção, responsável pela riqueza e tamanho das populações, depende de fatores como a área do fragmento, a heterogeneidade dos habitats e a distância dos centros colonizadores. O entendimento destes processos é essencial para a manutenção da diversidade.

4.2. Teoria dos Pulsos de Inundação ou *Flood Pulse Concept*²

Em muitas bacias hidrográficas brasileiras, principalmente as de médio e grande porte, a Teoria do Pulso de Inundação² é importante para a compreensão da origem e manutenção da biodiversidade, bem como a descrição dos processos funcionais em fragmentos de rios localizados nas planícies de inundação. Em rios tropicais com amplas planícies de inundação, como os rios da bacia Amazônica e do Pantanal Mato-grossense, o pulso de inundação é o fator-chave que origina e controla a diversidade, a produtividade e o fluxo de energia nos sistemas.

4.3. Teoria do distúrbio intermediário ou *Intermediate Disturbance Hypothesis* (IDH)³

A Teoria do Distúrbio Intermediário fornece uma explicação para o fato da maioria dos ecossistemas estar distante do clímax, do equilíbrio dinâmico ou do estado estável, como seria de se esperar pela Teoria da Sucessão Ecológica, uma vez que na maioria deles já se transcorreu um tempo suficiente para que este estado fosse atingido⁴.

Connell³ propôs que a estrutura das comunidades que sofrem distúrbios intermediários, os quais não são capazes de absorver, tem seu desenvolvimento ou sucessão autogênica, retardado, interrompido ou mesmo destruído, podendo o termo *intermediário* ser aplicado nos dois sentidos: o de intensidade média ou o de distúrbio que ocorre numa etapa intermediária da sucessão⁴.

Para os sistemas aquáticos, e particularmente para as comunidades planctônicas, os estudos realizados por diversos autores sugerem que os distúrbios são eventos estocásticos, de natureza abiótica, principalmente eventos climáticos ou hidrológicos, operando em curta escala de tempo. Eventos de cheias, pulsos de inundação, tempestades, rompimentos de barragens e derramamentos de substâncias tóxicas são exemplos deste tipo. Estas teorias combinadas permitem o entendimento dos principais processos atuantes nos níveis de populações, comunidades e ecossistemas.

4.4. Estabilidade de ecossistemas e diversidade de espécies

Existe uma relação complexa entre diversidade de espécies e estabilidade ecológica. Uma das primeiras relações estabelecidas foi a de que a diversidade aumenta com a estabilidade⁵. Contudo, acredita-se atual-

mente que a relação entre a diversidade de espécies e estabilidade de ecossistemas é bem mais complexa, baseada numa relação secundária e não causal, uma vez que os ecossistemas estáveis possuem uma alta diversidade, mas o contrário não é necessariamente verdadeiro. Observa-se que para alguns sistemas bem definidos a relação entre diversidade, complexidade e estabilidade do ecossistema ainda se aplica. Entretanto, este tipo de relação não é totalmente conhecido, sendo necessários estudos empíricos populacionais em comunidades e ecossistemas para caracterizar esta universalidade.

4.5. Relação entre estado trófico e diversidade de espécies

Os ecossistemas aquáticos sofrem um processo de eutrofização natural ao longo do qual passam da condição de ambiente oligotrófico (poucos nutrientes) para mesotrófico (quantidades moderadas de nutrientes) e, depois, para eutrófico (elevada concentração de nutrientes). A eutrofização natural é um processo lento, gradual, de milhares de anos. Por outro lado, a eutrofização artificial ocasionada por atividades humanas (uso de fertilizantes, resíduos domésticos e industriais) é bastante acelerada, reduzindo o tempo deste processo, em alguns casos para décadas, como observado para vários reservatórios principalmente aqueles mais próximos aos núcleos urbanos. Associadas às mudanças do grau de trofia dos sistemas, tem-se verificado mudanças na diversidade de espécies. Os primeiros estudos levaram à formulação de uma teoria, segundo a qual ocorre uma redução na diversidade de espécies com o processo de eutrofização, o que precisa ser melhor investigado, uma vez que o inverso, dependendo das características de cada sistema e dos distúrbios (magnitude e frequência), pode também ocorrer.

5. Caracterização dos fragmentos estudados

5.1. Origem dos fragmentos

a) Lagos do Vale do rio Doce, MG – Os lagos do Vale do rio Doce tiveram origem bastante complexa, envolvendo processos de levantamentos de crosta, com formação de montanhas, falhas tectônicas, processos erosivos e deposição de sedimentos, ocasionando a mudança do leito do rio Doce e preenchimento dos paleovales com sedimentos, o que levou a formação de aproximadamente 160 lagos (Figura 1).

b) Represas do Médio e Baixo rio Tietê, SP - As represas do Médio e Baixo rio Tietê são fragmentos de origem antrópica, criados pelo barramento do rio Tietê com a construção de reservatórios para geração de energia elétrica. Com o barramento do rio, ocorreram mudanças de um sistema lótico (rio) para lêntico (lago), com a formação de três zonas distintas: *zona de rio*, a montante, com fluxo mais rápido e processos mais intensos no eixo horizontal; *zona de transição*, intermediária entre rio e lago e *zona lacustre*, próxima à barragem, com fluxo mais lento e predominância de processos no eixo vertical. No caso do sistema Tietê, as represas foram construídas em série (cascata de reservatórios), conforme ilustra a Figura 2, embora a comunicação com o tributário principal (rio Tietê) seja permanente.



Fig.1 Lagos do Vale do rio Doce (Fonte: Tundisi & Saijo, 1997)⁶



Fig.2 Reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê.

5.2. Idade dos fragmentos

a) Lagos do Vale do rio Doce, MG - A bacia do rio Doce teve um desenvolvimento policíclico como consequência de mudanças paleoclimáticas ocorridas durante o Terciário e Quaternário e de um suposto abaixamento do nível de base regional⁷. A datação dos depósitos aluviais oriundos da acumulação dos vales dos tributários, e consequente formação do complexo lacustre do Médio rio Doce, indicou que esta fase foi finalizada entre 14.000 e 10.000 anos atrás⁸.

b) Represas do Médio e Baixo rio Tietê, SP - As represas do Médio e Baixo rio Tietê foram construídas durante as décadas de 50 a 90. Inicialmente foi construído o reservatório de Barra Bonita (1964), seguido dos reservatórios de Bariri (1969), Ibitinga (1969), Promissão (1975), Nova Avanhandava (1985) e Três Irmãos (1991).

5.3. Morfometria e hidrodinâmica dos lagos e reservatórios

a) Lagos do Vale do rio Doce, MG - Os lagos do Vale do rio Doce, localizados entre as latitudes 19°48' – 19°29'S e longitudes 42°38' – 42°28'W, apresentam morfometria predominante dendrítica, com tamanhos e profundidades diferenciadas, estando localizados a certa distância do rio Doce devido ao fato do leito do rio ter sido abandonado várias vezes ao longo do tempo. São lagos permanentes e fechados, com ciclo hidrológico regido diretamente pelo aporte de água de chuvas ou pelo escoamento da bacia de drenagem e contribuições do lençol freático. As principais perdas de água são determinadas pela evaporação e transpiração da vegetação aquática. Na [Tabela 1](#) são apresentadas as características de algumas das lagoas estudadas.

Tabela 1. Valores de variáveis morfométricas para as lagoas Carioca, Aguapé, Águas Claras, Ariranha e Amarela.

Lagoa	Profundidade (m)	Comprimento máximo (m)	Perímetro (m)	Área (m ²)	Índice de desenv. de margem
Carioca	9,50	611	1676	133300	1,29
Aguapé	5,00	1784	6813	662942	7,45
A. Claras	8,00	1176	4089	271818	5,36
Ariranha	5,50	562	1381	101754	2,20
Amarela	2,25	513	1094	34155	1,90
Baixa Verde	18,00	1334	6700	605760	2,36

b) Represas do Médio e Baixo rio Tietê, SP - Os reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, localizados entre 21°45'S - 22°29'S de latitude e 48°34'W - 51°53'W de longitude, são de médio a grande porte, construídos a partir da década de 1950, constituindo um contínuo de reservatórios em cascata. Algumas características dos reservatórios constam na [Tabela 2](#).

Tabela 2. Características principais dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.

Reservatórios	Área (km ²)	Volume máximo (10 ⁶ m ³)	Prof. média (m)	Índice de operação	Tempo de retenção (dias)
Barra Bonita	324,84	3.160	10,2	1963	37-137
Bariri	63,00	542	8,6	1965	7-24
Ibitinga	114,00	981	8,6	1965	12-43
Promissão	530,00	7.408	14,0	1974	124-458
Nova Avanhandava	210,00	2720	3,0	1982	32-119
Três Irmãos	817,00	13.372	17,2	1991	166-615

5.4. Matriz do entorno

Nos lagos do Vale do rio Doce a matriz do entorno é caracterizada basicamente pela presença de Mata Atlântica (Figura 3) na área do Parque Estadual do rio Doce (PERD) e por extensas áreas de cultivo de eucaliptos, pastagens (Figura 4) e bosques mistos de eucaliptos e de Mata Atlântica na área externa ao PERD.

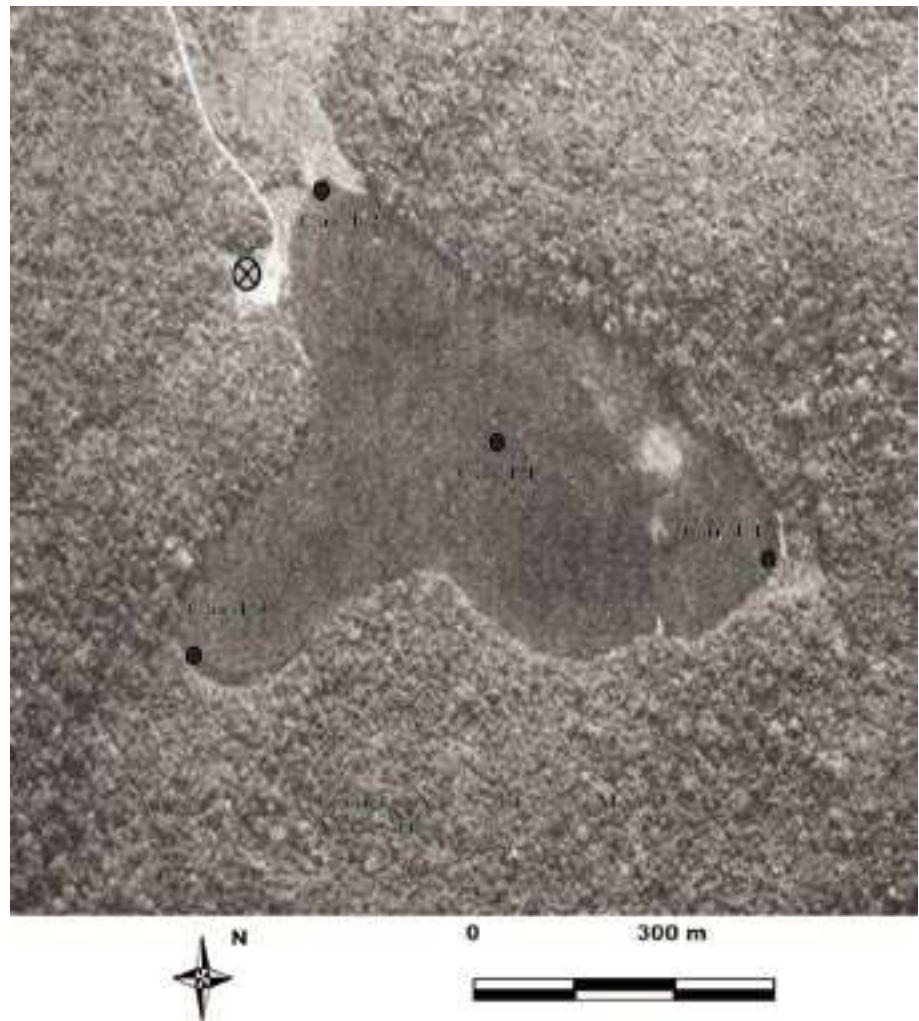


Fig.3 Foto aérea da Lagoa Carioca, mostrando a matriz de entorno constituída de Mata Atlântica (Fonte: adaptado de CEMIG, 1989)⁹

Nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, no entanto, a matriz do entorno dos reservatórios é bem mais diversificada, incluindo extensas áreas de cana-de-açúcar, pastagens, áreas destinadas à agricultura e pequenos fragmentos de mata de galeria, localizados principalmente às margens dos tributários e em áreas de difícil acesso para o desenvolvimento da agricultura (Figura 5).

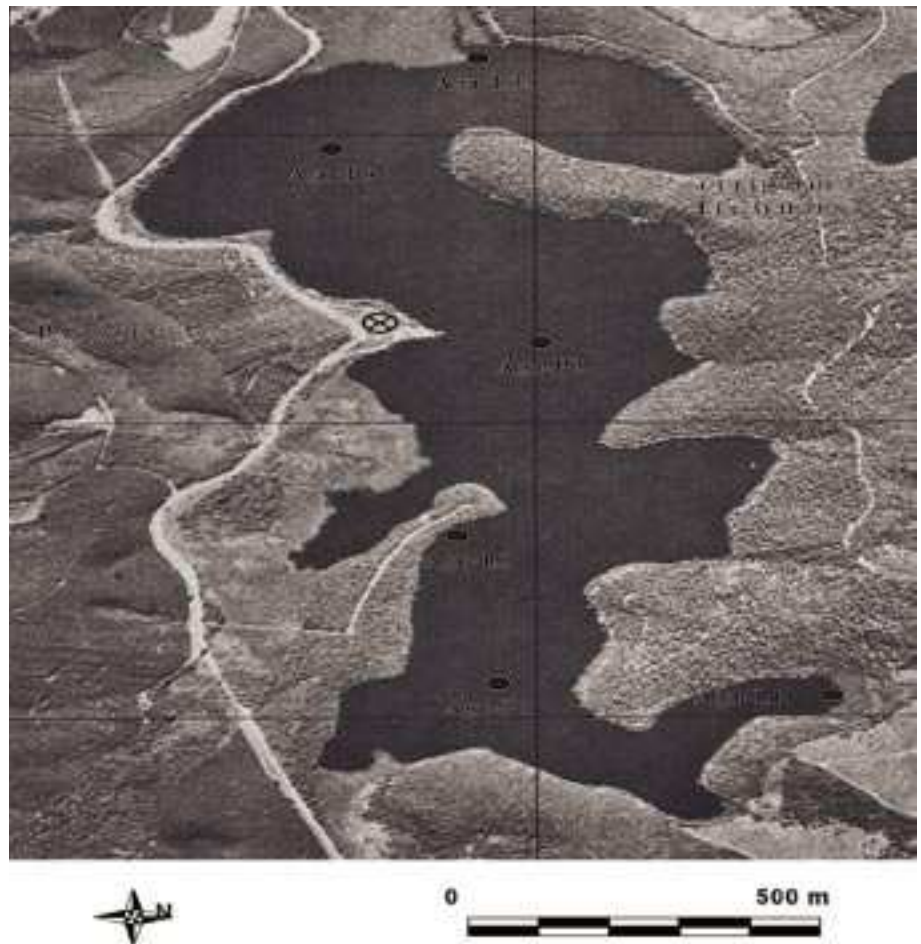


Fig.4 Foto aérea da lagoa Aguapé, mostrando a matriz de entorno constituída principalmente de *Eucalyptus* sp, além de pastagem (Fonte: adaptado de CEMIG, 1989)⁹



Fig.5 Matriz do entorno de alguns reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê

Juntamente com as variáveis climatológicas, a morfometria também é um fator comum e relevante para a hidrodinâmica de ambos os sistemas (naturais e artificiais), pois dependendo das características morfométricas, os fluxos de água serão diferenciados, interferindo no tempo de retenção da água e de materiais nos diferentes compartimentos, como tem sido observado em reservatórios do Estado de São Paulo.

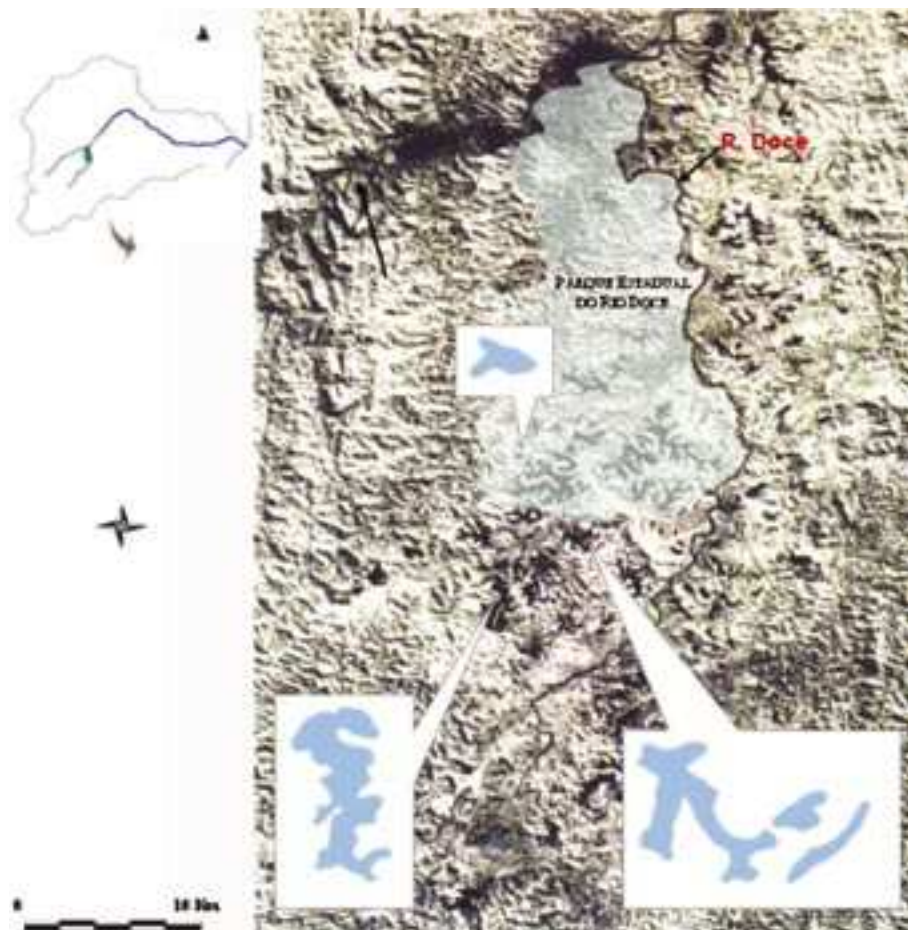


Fig.7

Localização de alguns lagos do Vale do rio Doce, evidenciando o isolamento de alguns sistemas em relação ao rio Doce (Adaptado de Mello, 1997)¹¹

6. Fatores de impactos nos fragmentos

Diversos fatores podem ser considerados como impactantes da biodiversidade, os quais atuam de forma direta e indireta nos ecossistemas aquáticos, sendo a maioria relacionados ao uso e ocupação da bacia hidrográfica, à introdução de espécies exóticas e alóctones, aos empreendimentos tecnológicos, à contaminação por produtos químicos e orgânicos e ao aporte de efluentes urbanos e da agricultura, os quais contribuem para o processo de eutrofização dos sistemas aquáticos. Vários destes fatores são observados nos lagos do Vale do rio Doce e nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, contribuindo para modificações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, o que inclui o estabelecimento, manutenção e variações na dinâmica das populações.

6.1. Uso e ocupação da bacia hidrográfica

a) Lagos do Vale do rio Doce - Os lagos do Vale do Rio Doce localizam-se em região de grande importância para Minas Gerais e para o Brasil, pois possui um extenso pólo industrial denominado Vale do Aço, onde se encontram importantes usinas siderúrgicas como a Usinas Siderúrgicas de Minas Gerais (USIMINAS), a Aços Especiais Itabira (Acesita) e a Companhia Siderúrgica Belgo-Mineira¹¹. Outra área importante é a denominada Zona da Mata, onde se encontra a Zona Geográfica do Rio Doce, constituída por uma rica rede de drenagem e por remanescentes de Mata Atlântica. É nesta zona que está inserido o sistema de lagos do Vale do Rio Doce, constituído por cerca de 160 corpos lacustres preservados, dos quais 50 situam-se dentro do Parque Estadual do Rio Doce (PERD).

A bacia hidrográfica do rio Doce, localizada no sudoeste de Minas Gerais, compreende uma área de drenagem de 83.400Km², abrigando uma população de 3,1 milhões de habitantes, distribuída em 222 municípios¹¹. O rio Doce corre por uma extensão de 875Km e seus tributários mais importantes são os rios Santo Antônio, Piracicaba, Matipó e Casca.

Na extensa área desta bacia, a economia é bastante diversificada, prevalecendo as atividades de mineração no Alto rio Doce, embora sejam também relevantes a agricultura e a pecuária. No Médio rio Doce, além das siderúrgicas, instalaram-se indústrias de celulose e carvão vegetal. Atividades ligadas à agropecuária e à presença de hidrelétricas de médio porte nos rios Piracicaba e Santo Antônio, são também alguns dos fatores causadores de impacto. No Baixo rio Doce merecem destaque a cultura de café e agropecuária. Vale ressaltar que a indústria da celulose e do carvão vegetal, ao longo dos anos, substituiu grande parte da Mata Atlântica por maciços florestais de eucaliptos às margens do rio Doce e à jusante do rio Piracicaba. Atualmente, os remanescentes da floresta estão, em sua maioria, protegidos nos limites do Parque Estadual do Rio Doce¹². Na [Figura 8](#) são apresentados os usos na área de entorno da lagoa Água Clara.

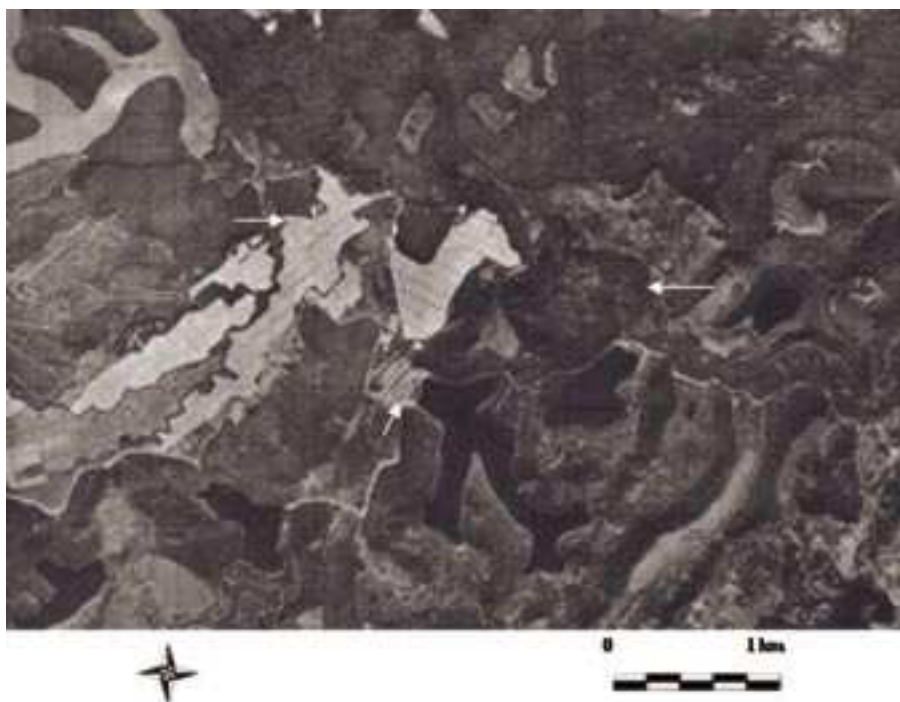


Fig.8

Fatores de impacto nas áreas de entorno de alguns lagos do Vale do rio Doce (Fonte: CEMIG, 1989)⁹

As principais áreas de mineração e siderurgia do Vale do rio Doce, além das áreas críticas, estão representadas na **Figura 9**. As áreas críticas compreendem áreas de maior demanda de água para uso industrial e, conseqüentemente, cargas altamente poluidoras são lançadas nos rios, ocasionando a degradação da qualidade das águas (áreas críticas 1 e 2). Na área crítica 3 encontra-se a região do Vale do Aço e áreas de mineração, que demandam quantidades expressivas de água, tendo ainda, alto potencial poluidor por substâncias inorgânicas¹³. A área crítica 4, onde se localizam cidades de maior porte, existem problemas de qualidade da água para abastecimento em virtude da contaminação ambiental a montante.

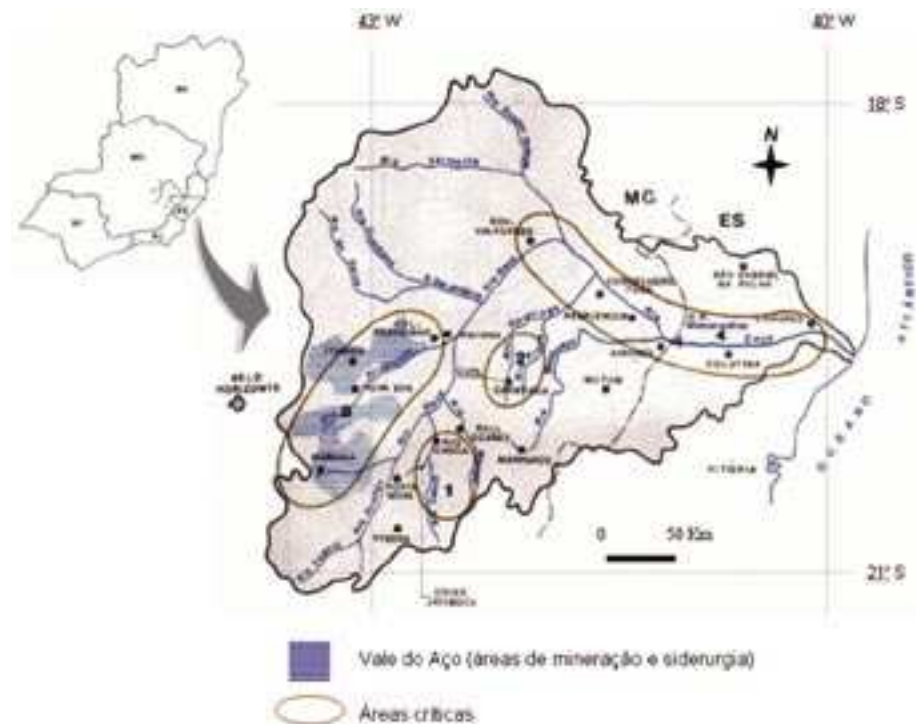


Fig.9 Áreas críticas e problemas prioritários da Bacia do Rio Doce. Adaptado de DNAEE (1948) *apud* Setti (1996)¹³.

b) Reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê - Os reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê estão localizados na bacia hidrográfica do rio Paraná, na região de maior desenvolvimento econômico da América Latina. Esses reservatórios foram construídos para atender à crescente demanda energética da região que possui a maior densidade demográfica do país, 2.300 indústrias (demandando 113,0m³ por segundo de água) e uma parcela acrescida para suprir a irrigação, criação de gado e outros usos como navegação, recreação e suprimento de água¹⁴. Os reservatórios estão localizados em região caracterizada pela intensa heterogeneidade espacial de ecossistemas sujeitos à ação antrópica.

A Bacia do Tietê Médio Superior inclui os rios Piracicaba e Tietê e o primeiro reservatório do sistema (Barra Bonita), sendo caracterizada pela elevada concentração urbana e industrial, com predominância na área agrícola de culturas de café e cana-de-açúcar e, na área industrial, papel e celulose, alimentos, têxtil, curtumes, metalúrgicas, abatedouros, refinarias de petróleo e usinas de açúcar e álcool^{15,16}.

Na Bacia do Médio Tietê Inferior encontram-se os reservatórios de Bariri, Ibitinga e Promissão. As atividades agrícolas predominantes são

as culturas de café, cana-de-açúcar, milho e laranja, além de intensas áreas de pastagens. As atividades industriais relacionam-se às usinas de açúcar e álcool, alimentos e curtumes¹⁶.

A Bacia do Baixo Tietê inclui os dois últimos reservatórios: Nova Avanhandava e Três Irmãos. A área de entorno é caracterizada predominantemente por pastagem e plantações de cana-de-açúcar. O aproveitamento industrial é baixo e predominam usinas de cana-de-açúcar e alimentícias.

Em geral, toda a área de estudo é caracterizada pela ausência de vegetação nativa e mata ciliar, sendo os recursos hídricos destinados ao abastecimento público, recepção de efluentes domésticos e industriais, irrigação, navegação e lazer.

6.2. Introdução de espécies exóticas e alóctones

Além da destruição de habitats, as invasões biológicas têm sido consideradas uma ameaça constante à biodiversidade global. Em quase todas as regiões colonizadas pelo homem ocorreram introduções de animais e plantas invasoras de forma deliberada ou acidental, freqüentemente seguidas de extinção total ou parcial de espécies nativas. Algumas das extinções estão diretamente relacionadas à introdução de espécies alienígenas, enquanto outras decorrem de efeitos combinados, configurando situações mais complexas.

Organismos invasores podem exercer um ou mais efeitos que ocasionam ou contribuem para a extinção das plantas e animais nativos. Espécies introduzidas competem por alimento ou por locais de nidificação, se hibridizam com espécies nativas proximamente relacionadas ou introduzem doenças. Qualquer um destes efeitos pode desencadear mudanças que afetam adversamente as espécies nativas, promovendo a extinção ou tornando-as mais vulneráveis a outros impactos, como a superexploração pesqueira, a poluição química e a fragmentação dos habitats.

Entre as espécies normalmente introduzidas nos ecossistemas aquáticos, os peixes têm merecido maior atenção, ocorrendo de forma acidental ou ainda pela ação das empresas hidrelétricas, como uma tentativa de repovoamento dos rios represados. Nos reservatórios do rio Tietê, por exemplo, inúmeras espécies de peixes exóticos e alóctones foram introduzidas a partir da década de 60, quando teve início a construção das barragens em série. Entre outras espécies encontradas atualmente, a corvina (*Plagioscion squamosissimus*) representa uma das introduções mais antigas no Estado de São Paulo, feita em 1966 pela CESP, no Rio Pardo, distribuindo-se pelo rio Grande e em seguida no rio Paraná e nos reservatórios de Ilha Solteira e Jupia, quando iniciaram a colonização do rio Tietê^{17,18}. A espécie *Micropterus salmoides* (*black bass*), originária da América do Norte, teve sua introdução em 1909, na represa de Ponte Nova, no rio Tietê, SP. Para as demais espécies introduzidas não existem relatos ou informações de sua autoria¹⁸.

Nos reservatórios do rio Tietê, das 80 espécies de peixes identificadas, 11 foram introduzidas (Tabela 3), sendo duas exóticas (espécies de outros continentes) e nove alóctones (espécies de outras bacias hidrográficas do Brasil).

Tabela 3. Espécies de peixes introduzidas nos reservatórios do rio Tietê.

Espécie	Nome vulgar	Origem
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvina	Amazônica
<i>Cichla</i> sp (1 ou 2 espécies)	Tucunaré	Amazônica
<i>Triportheus signatus</i>	Sardinha	Nordeste
<i>Tilapia rendalii</i>	Tilápia	Africana
<i>Satanoperca jurupari</i>	Cará	Amazônica
<i>Astromotus ocellatus</i>	Apaiari	Amazônica
<i>Lipossarcus anisitsi</i>	Cascudo	*
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Asiática
<i>Metynnis maculatus</i>	Pacú-prata	*
<i>Trachelyopterus coriaceus</i>	Bagre	*

* origem desconhecida

Algumas das espécies exóticas (*Tilapia rendalii*) e alóctones (*Plagioscion squamosissimus*, *Satanoperca jurupari* e *Cichla* sp) são mostradas na Figura 10.



Fig.10 Espécies de peixes introduzidas nos reservatórios do rio Tietê (SP).

Nos lagos do Vale do rio Doce, o tucunaré (*Cichla ocellaris*) e a piranha (*Pygocentrus* sp) foram introduzidas em lagos localizados na área interna (lagos Dom Helvécio e Carioca) e externa ao Parque Florestal do Rio Doce (lagoa Jacaré)^{19,20}, promovendo alterações significativas na riqueza de espécies de peixes no período de 1983 a 1992 (50% de redução em relação à riqueza de espécies em anos anteriores).

Existem inúmeros exemplos dos efeitos negativos da introdução de espécies de peixes, entre eles estão a perda de espécies, queda no rendimento pesqueiro de espécies nativas e alterações do ambiente pela redução dos locais de desova e até mesmo a eutrofização^{21,22,23,24}. Estes efeitos ocorrem principalmente quando espécies piscívoras são introduzidas, pois estas exercerão uma pressão, seja ela por predação ou competição, sobre as espécies nativas. Além disso, a espécie introduzida pode se comportar de maneira diferente da esperada, ocupando nichos diferentes dos habituais. Também a hibridização entre espécies nativas e introduzidas tem resultado na diluição das características genéticas²⁴. As espécies introduzidas possuem meno-

res exigências de condições ambientais, sendo consideradas mais rústicas e de rápido crescimento, beneficiando-se em relação às espécies nativas.

Em relação aos invertebrados, milhares de espécies tem se espalhado em várias partes do mundo em decorrência das atividades humanas. Na maioria dos casos, no entanto, não há registros sobre o local exato, a quantidade de organismos introduzidos ou a real permanência e estabelecimento de populações permanentes das espécies introduzidas. Menos freqüentes ainda são os estudos que comprovem as extinções das espécies nativas em decorrência da introdução dos invertebrados alienígenas. No caso dos reservatórios do rio Tietê e seus tributários (além de outros reservatórios do Estado de São Paulo), bem como nos lagos do Vale do Rio Doce, verificou-se por exemplo, a ocorrência do caramujo *Melanoides tuberculata* (Mollusca, Gastropoda), uma espécie de origem asiática.

6.3. Contaminação

Nos diferentes compartimentos da biosfera - terra, água ou atmosfera - um aspecto marcante da influência antropogênica são as profundas modificações que ocorrem na composição química dos mesmos, de forma dinâmica e em muitos casos com alta variabilidade. Talvez se possa traduzir grande parte dos impactos introduzidos pelo homem nos diversos ecossistemas, neste século, como a combinação de duas ações perigosas: 1) as alterações majoritárias na concentração dos elementos químicos singulares da tabela periódica e 2) a criação e introdução de milhares de novos compostos com potencial desconhecido de atuação nos diferentes níveis hierárquicos do espectro de organização biológica, desde a unidade genética básica, o gene, até os níveis superiores das populações e comunidades.

Diversos são os efeitos prejudiciais da contaminação por produtos químicos nos ecossistemas naturais. Entre os muitos problemas, a perda de biodiversidade através da extinção de espécies sensíveis aos diferentes tipos de poluição química, é bastante grave e preocupante. Nos ambientes terrestres a utilização excessiva e continuada de agrotóxicos elimina espécies importantes nas redes tróficas e reduz drasticamente a diversidade de plantas e animais, tanto nas áreas cultivadas quanto nas áreas limítrofes de vegetação natural. Localmente, inúmeras populações são extintas pela deposição de resíduos sólidos tóxicos. A fauna e a flora do solo são extremamente vulneráveis a este tipo de contaminação química. Em qualquer local do planeta, quando resíduos de substâncias tóxicas ou de elementos essenciais são liberados em concentrações acima do limite de tolerância de uma ou mais espécies, há riscos de perda imediata de diversidade. A perda será apenas local, no caso das espécies amplamente distribuídas, ou total se a região contaminada coincidir com a única área de ocorrência de uma espécie endêmica.

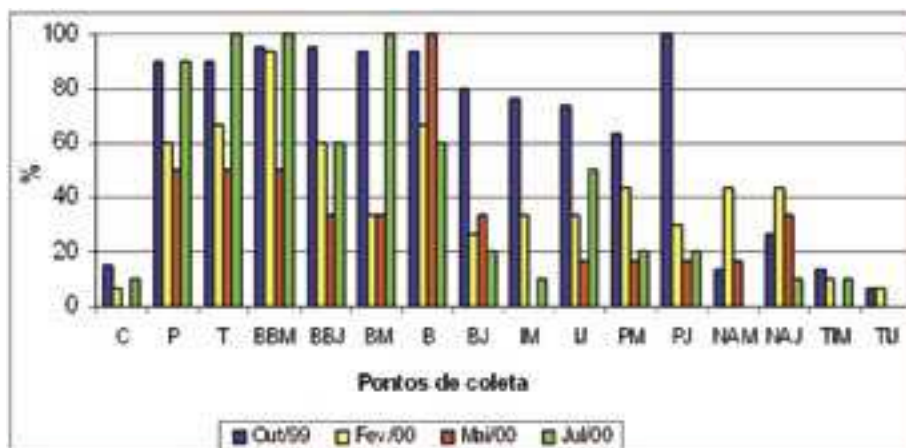
Nos ambientes aquáticos os seres vivos possuem uma íntima, obrigatória e recíproca relação com o meio circundante, portanto, a introdução de substâncias ou compostos estranhos à composição natural da água e dos sedimentos aquáticos leva a alterações profundas na biota. Os efeitos da poluição química ocasionando a erosão da biodiversidade, geralmente podem ser observados através da redução no

número de espécies intolerantes e do aumento na densidade populacional de espécies tolerantes. Pelo fato dos organismos possuírem diferentes ciclos de vida e diferentes graus de sensibilidade aos vários tipos de estresses, o aparecimento, o desaparecimento, os aumentos excessivos ou a diminuição drástica na densidade das populações, possibilitam a utilização das espécies como bioindicadores ou indicadores dos níveis de poluição.

As investigações ecotoxicológicas têm permitido avaliar a sensibilidade das espécies e a vulnerabilidade das mesmas à poluição química e, desta forma, explicar e prever os riscos de extinção no longo prazo em ambientes contaminados, particularmente em níveis subletais, onde esta ameaça invisível pode levar à lenta, mas irreversível perda de biodiversidade.

Nos lagos do Vale do rio Doce e em trechos dos rios Doce e Piracicaba, apesar dos bioensaios de toxicidade aguda com amostras de água não demonstrarem efeitos agudos para organismos planctônicos (*Ceriodaphnia silvestrii*, Cladocera) e peixes (*Hyphessobrycon eques*), constatou-se efeitos crônicos para *C. silvestrii* nos bioensaios com amostras de sedimento, registrando-se redução significativa na reprodução da espécie.

Nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, estudos ecotoxicológicos indicaram a contaminação dos compartimentos água e sedimento, evidenciada nos bioensaios de toxicidade com organismos zooplânctônicos (*Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*), bentônicos (*Chironomus xantus*) e peixes (*Danio rerio*). Além de resultados indicando efeitos agudos (mortalidade dos organismos em 48 horas) e crônicos (redução no crescimento e reprodução), estudos histológicos com peixes também comprovaram a contaminação dos reservatórios através da detecção de modificações nas brânquias. Alguns dos resultados obtidos para os bioensaios de toxicidade crônica-parcial com peixes são apresentados na [Figura 11](#), verificando a relação entre redução da toxicidade e posição dos reservatórios no sistema em cascata e, na [Figura 12](#), os resultados da análise histológica, com ênfase na proliferação de células mucosas e junção de lamelas secundárias, as quais são consideradas lesões de primeiro e segundo estágio, respectivamente, além do desenvolvimento de cartilagem (lesão de primeiro estágio). No caso dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, os bioensaios demonstram os efeitos do aporte contínuo de elementos tóxicos ao sistema em cascata, como os metais cádmio, cobre, cromo e zinco entre outros, os quais foram detectados na água em concentrações acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/1986 para rios de Classe 2. Em relação ao sedimento, as concentrações de metais também estiveram acima daquelas geralmente observadas em sistemas não impactados, verificando-se em ambos os casos, a influência direta das atividades desenvolvidas nos centros mais industrializados e urbanizados, principalmente na região da Grande São Paulo, Campinas, Americana e Piracicaba, bem como a contaminação proveniente das atividades agropastoris.



C-contrôle; P-Piracicaba; T-Tietê; BBM-Barra Bonita Montante; BBJ-Barra Bonita Jusante; BM-Bariri Montante; B-Bauru; BJ-Bariri Jusante; IM-Ibitinga Montante; IJ-Ibitinga Jusante; PM-Promissão Montante; PJ-Promissão jusante; NAM -Nova Avanhandava Montante; NAJ-Nova Avanhandava Jusante; TIM-Três Irmãos Montante; TIJ-Três Irmãos Jusante.

Fig.11

Porcentagem de mortalidade de *Danio rerio* ao longo do sistema Tietê, em diferentes períodos de coleta.

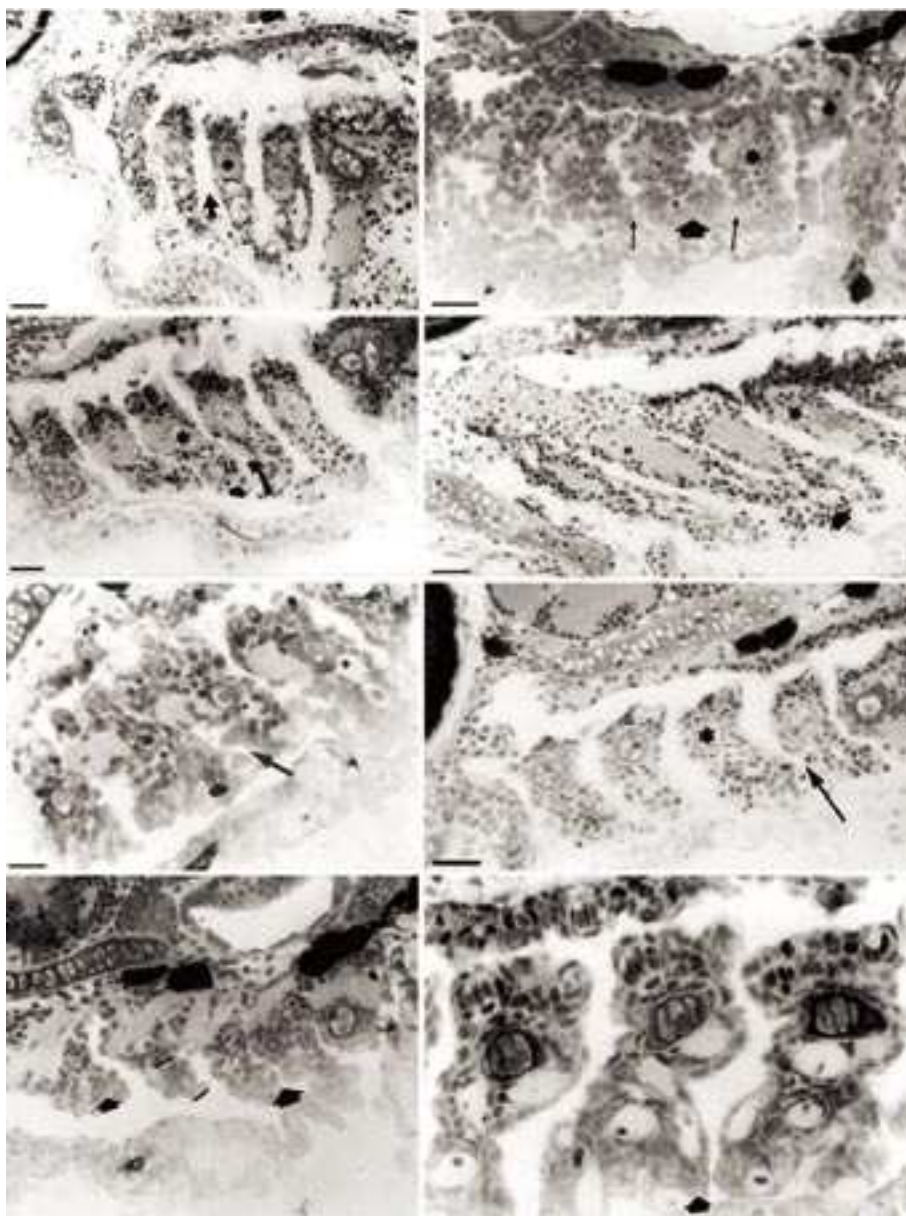


Fig.12

Cortes transversais das brânquias de organismos expostos às amostras de sedimento dos rios e reservatório do sistema Tietê, com indicação das alterações (setas).

7. Diversidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos

Os estudos realizados pelo subprojeto Água Doce focalizaram a diversidade de espécies em sistemas fragmentados natural (os lagos do rio Doce) e artificialmente (as represas do rio Tietê) abordando diferentes comunidades. Uma síntese com os principais resultados e conclusões são apresentados a seguir.

7.1. Comunidade fitoplanctônica (algas)

Os organismos fitoplanctônicos são particularmente adequados para a avaliação da diversidade em ambientes aquáticos, constituindo uma comunidade rica em espécies, que responde às alterações ambientais em curta escala de tempo. Na [figura 13](#) estão ilustrados alguns representantes desta comunidade.

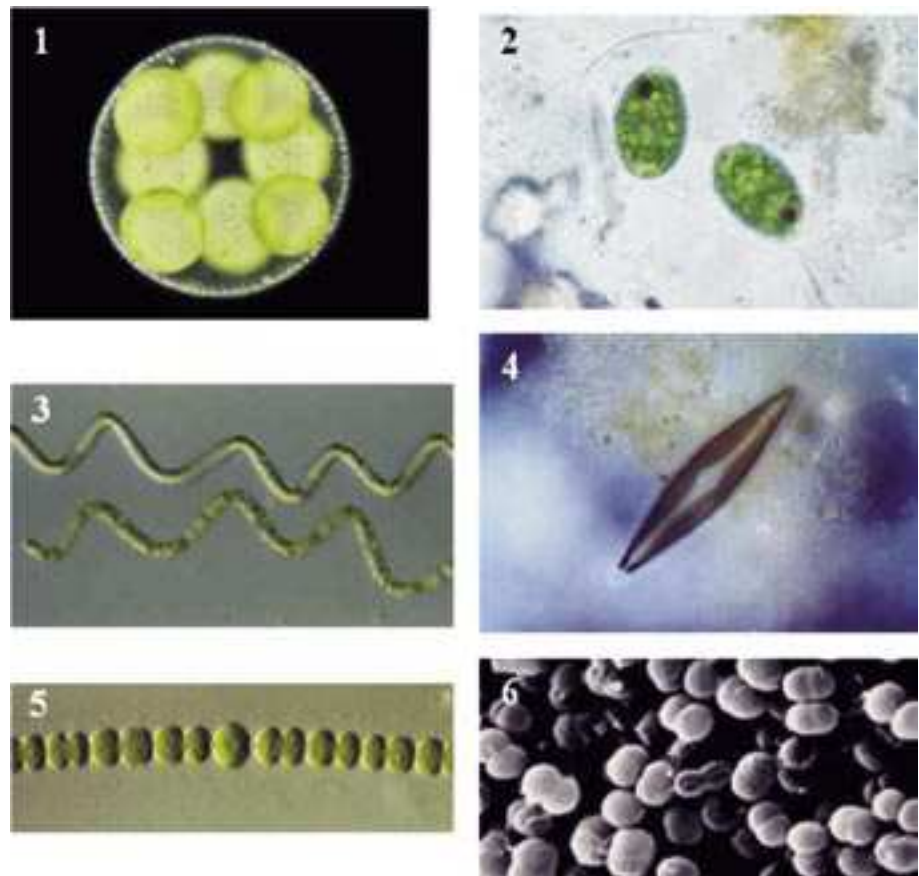


Fig.13 Organismos fitoplanctônicos (1- *Volvox* sp.; 2- *Euglena* sp.; 3- *Spirulina* sp.; 4- *Navicula* sp.; 5- *Anabaena* sp.; 6- *Microcystis* sp.)

As figuras 14 e 15 mostram a alteração na composição dos grupos taxonômicos em seis represas do rio Tietê, comparando-se o ano de 1979 e 2000. Em fevereiro de 1979, no período chuvoso, Bacillariophyta foi o grupo predominante no fitoplâncton, representando entre 50 e 100% da abundância total (Figura 14). *Aulacoseira italica*, *A. granulata*, *A. ambigua* e *Synedra ulna* foram as espécies mais abundantes neste grupo, formando densas populações, particularmente nos três primeiros reservatórios da seqüência²⁵.

Em 2000, verificou-se a predominância de Cyanophyta em reservatórios eutrofizados da porção superior da cascata, evidenciando as alterações estruturais nesta comunidade (Figura 15).

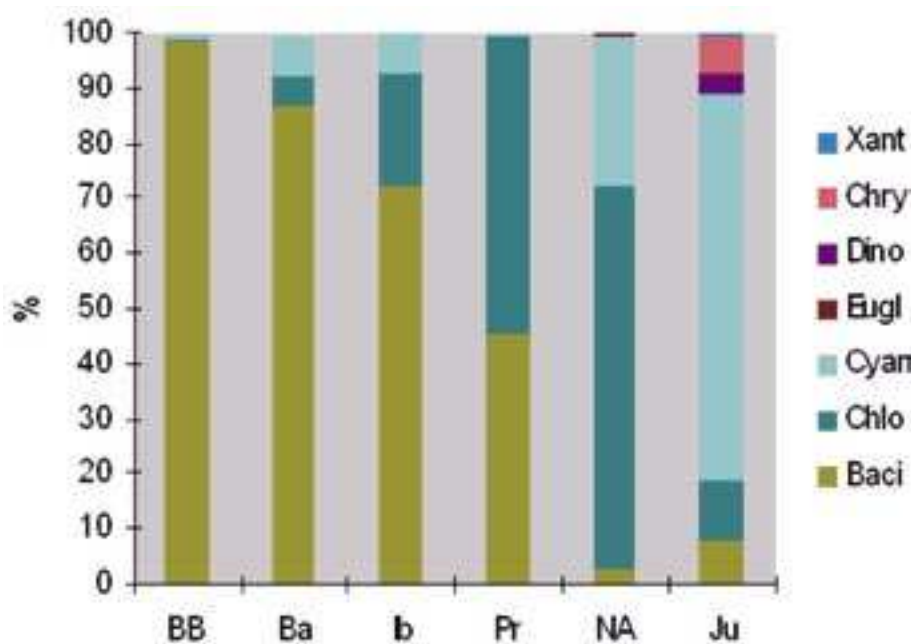


Fig.14 Composição e proporção dos diferentes grupos do fitoplâncton dos reservatórios dos rios Tietê/Paraná, em fevereiro de 1979 (retirado de Güntzel, 2000)²⁶. Xant: Xantophyta; Chry: Chrysophyta; Dino: Dinophyta; Eugl: Euglenophyta; Cyan: Cyanophyta; Chlo: Chlorophyta; Baci: Bacillariophyta.

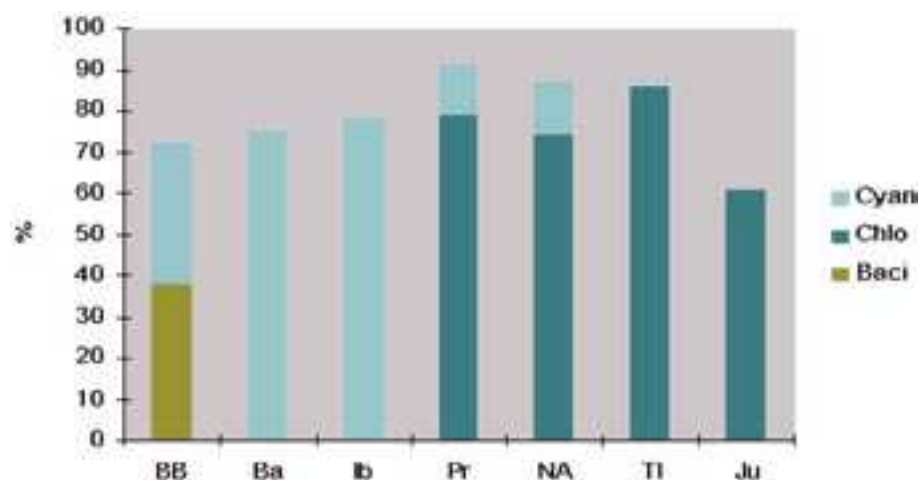


Fig.15 Composição e proporção dos diferentes grupos do fitoplâncton dos reservatórios dos rios Tietê/Paraná, em fevereiro de 1998 (retirado de Güntzel, 2000)²⁶. Cyan: Cyanophyta; Chlo: Chlorophyta; Baci: Bacillariophyta.

A análise da diversidade da comunidade do fitoplâncton nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê são apresentados nas figuras 16 e 17, verificando-se maior riqueza de espécies nos reservatórios menos eutrofizados, ou seja, aqueles localizados no final do sistema em cascata.

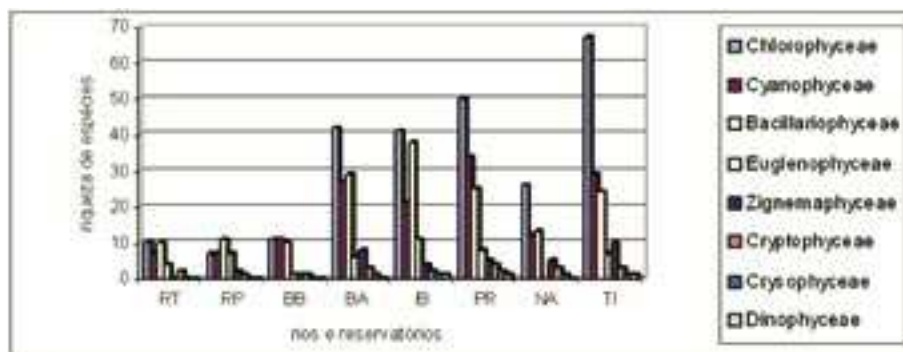


Fig.16 Riqueza de espécies do fitoplâncton nos rios Tietê e Piracicaba e na cascata de reservatórios, em fevereiro de 2000 (RT - rio Tietê, RP – rio Piracicaba, BB – Barra Bonita, BA – Bariri, IB – Ibitinta, PR – Promissão, NA – Nova Avanhandava, TI – Três Irmãos)

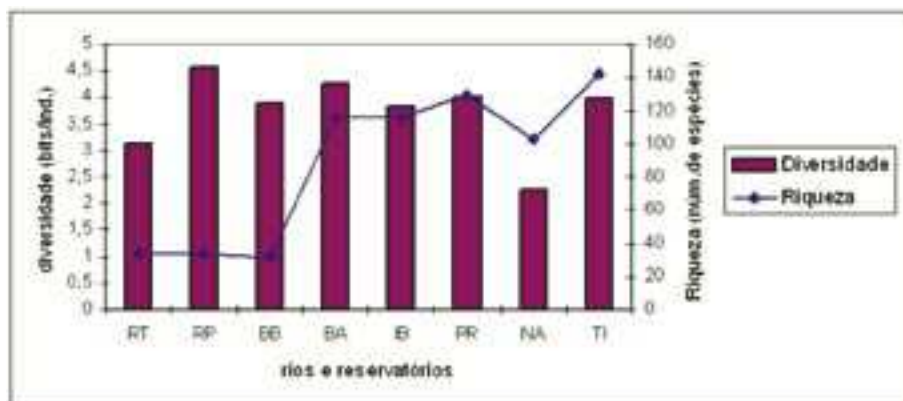


Fig.17 Riqueza e diversidade de espécies (Índice de Shannon) do fitoplâncton nos rios Tietê e Piracicaba e na cascata de reservatórios em fevereiro de 2000 (RT - rio Tietê, RP – rio Piracicaba, BB – Barra Bonita, BA – Bariri, IB – Ibitinta, PR – Promissão, NA – Nova Avanhandava, TI – Três Irmãos)

Por meio da análise comparativa da composição taxonômica e da diversidade do fitoplâncton no sistema de reservatórios do rio Tietê, evidenciaram-se as alterações na riqueza e diversidade de espécies em relação ao tempo (1979 e 2000) e, especialmente, ao longo de um gradiente de eutrofização (seqüência dos reservatórios em cascata). Os dados corroboraram a teoria de que ocorre uma redução na riqueza de espécies em decorrência do processo de eutrofização, embora alguns reservatórios tenham apresentado comportamento contrário, como o de Nova Avanhandava e Bariri, reservatórios oligotrófico e eutrófico, respectivamente.

7.2. Comunidade zooplancônica

A comunidade zooplancônica dos ecossistemas de água doce é representada principalmente pelos protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodos, além de outros grupos menos abundantes como as larvas aquáticas de insetos, ácaros e turbelários (Figura 18).

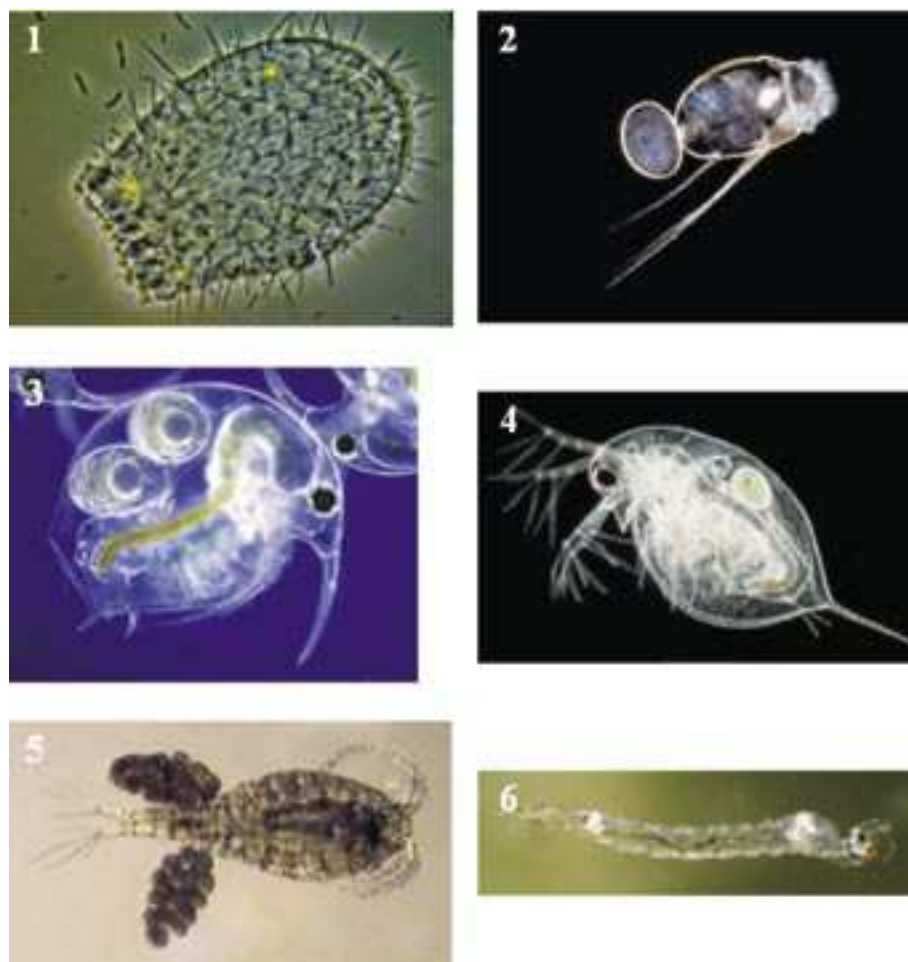


Fig.18 Organismos zooplancônicos: 1- protozoário *Euglypha*.; 2- rotífero *Filinia*; 3 e 4- cladóceros *Bosmina* e *Daphnia*.; 5- copépodo *Mesocyclops* sp. ; 6- larva de inseto *Chaoborus*.

Nos reservatórios do rio Tietê, a riqueza de espécies variou de 29 espécies, no reservatório de Três Irmãos, a 37 espécies no reservatório de Barra Bonita (Tabela 4). Os índices de diversidade (índice de Shannon) foram mais elevados nos três primeiros reservatórios, sendo que o gradiente de diversidade foi inverso ao gradiente trófico. Tal como observa-se em sistemas aquáticos naturais, esperava-se que a diversidade fosse menor nos três primeiros reservatórios da cascata por se tratarem de ambientes muito eutrofizados.

Entretanto, os resultados observados contrariaram a teoria da redução da diversidade de espécies em decorrência do processo de eutrofização. Uma das hipóteses que pode estar relacionada ao padrão encontrado, é a de que sistemas submetidos a constantes distúrbios intermediários ou moderados proporcionam condições favoráveis ao estabelecimento de um maior número de espécies.

Tabela 4. Riqueza máxima de espécies do zooplâncton registradas nos reservatórios do rio Tietê, em fevereiro de 1998.

Reservatórios	Riqueza de espécies	Índice de diversidade	Índice de Estado Trófico	Classificação
Barra Bonita	37	3,39	57	Eutrófico
Bariri	34	3,70	65	Hiper-eutrófico
Ibitinga	29	3,28	65	Eutrófico
Promissão	33	2,72	95	Mesotrófico
N. Avanhandava	34	2,74	64	Mesotrófico
Três Irmãos	29	2,98	51	Eutrófico

Nos lagos do Vale do rio Doce, a riqueza de espécies variou de 17 espécies, na lagoa Carioca, a 28 na lagoa Águas Claras (Tabela 5). Os índices de diversidade (índice de Shannon) foram mais elevados em sistemas de menor estado trófico. A riqueza de espécies foi maior nos sistemas menos eutrofizados, corroborando a teoria vigente de redução da diversidade com o aumento do estado trófico, relação contrária àquela observada nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.

Tabela 5 . Riqueza máxima de espécies do zooplâncton registrada em lagoas do Vale do rio Doce (MG)

Lagos	Riqueza de espécies	Índice de diversidade	Índice de estado trófico	Classificação
Carioca	15	1,76	60,1	Eutrófico
Águas Claras	28	2,45	43,3	Mesotrófico
Aguapé	19	2,26	49,3	Mesotrófico
Ariranha	27	1,71	45,6	Mesotrófico
Amarela	23	2,28	48,0	Mesotrófico
B.Verde	17	1,10	44,2	Mesotrófico

Procurando correlacionar diversidade de espécies e estado trófico, efetuou-se um primeiro inventário taxonômico do zooplâncton de 16 lagoas e de um trecho do Rio Doce. As informações obtidas mostraram uma tendência de maior diversidade de espécies em lagos oligotróficos, o contrário ocorrendo em lagos eutróficos (Tabela 6 e Figura 19).

Tabela 6. Riqueza (número de espécies), índice de diversidade de Shannon, Índice de Estado Trófico (IET) e o grau de trofia em lagos do Vale do rio Doce.

Lagos	Riqueza	I.E.T.	Classificação
Carioca	29	56,2	Eutrófico
Aníbal	31	42,3	Mesotrófico
Azul	22	5,06	Ultra-oligotrófico
Dom Helvécio	14	46,0	Mesotrófico
Aguapé	38	47,8	Mesotrófico
Águas Claras	44	42,8	Mesotrófico
Ariranha	43	49,8	Mesotrófico
Amarela	44	46,0	Mesotrófico
Jacaré	21	43,3	Mesotrófico
Almécega	30	47,6	Mesotrófico
Carvão com Azeite	9	45,6	Mesotrófico
Redondo	23	-	-
Ferrugem	30	52,3	Eutrófico
Palmeirinha	18	49,7	Mesotrófico
Remualda	23	-	-
Lagoinha	16	53,9	Eutrófico

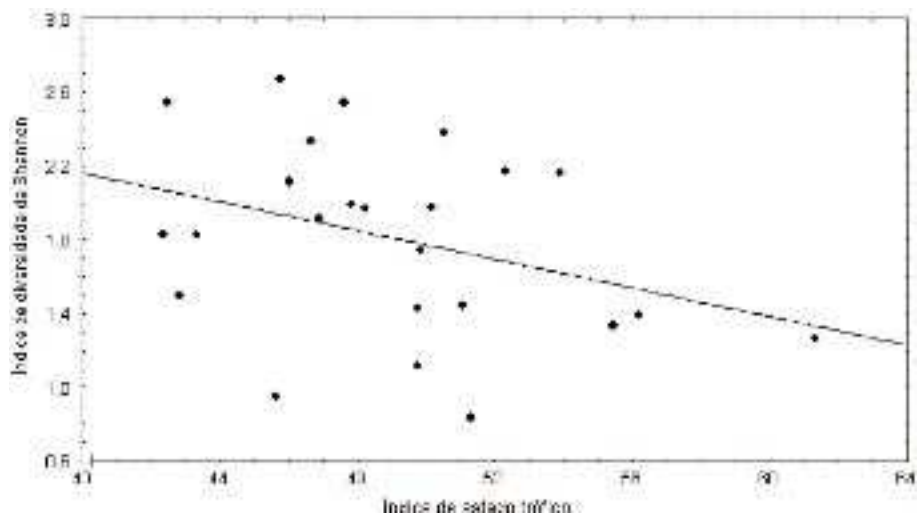
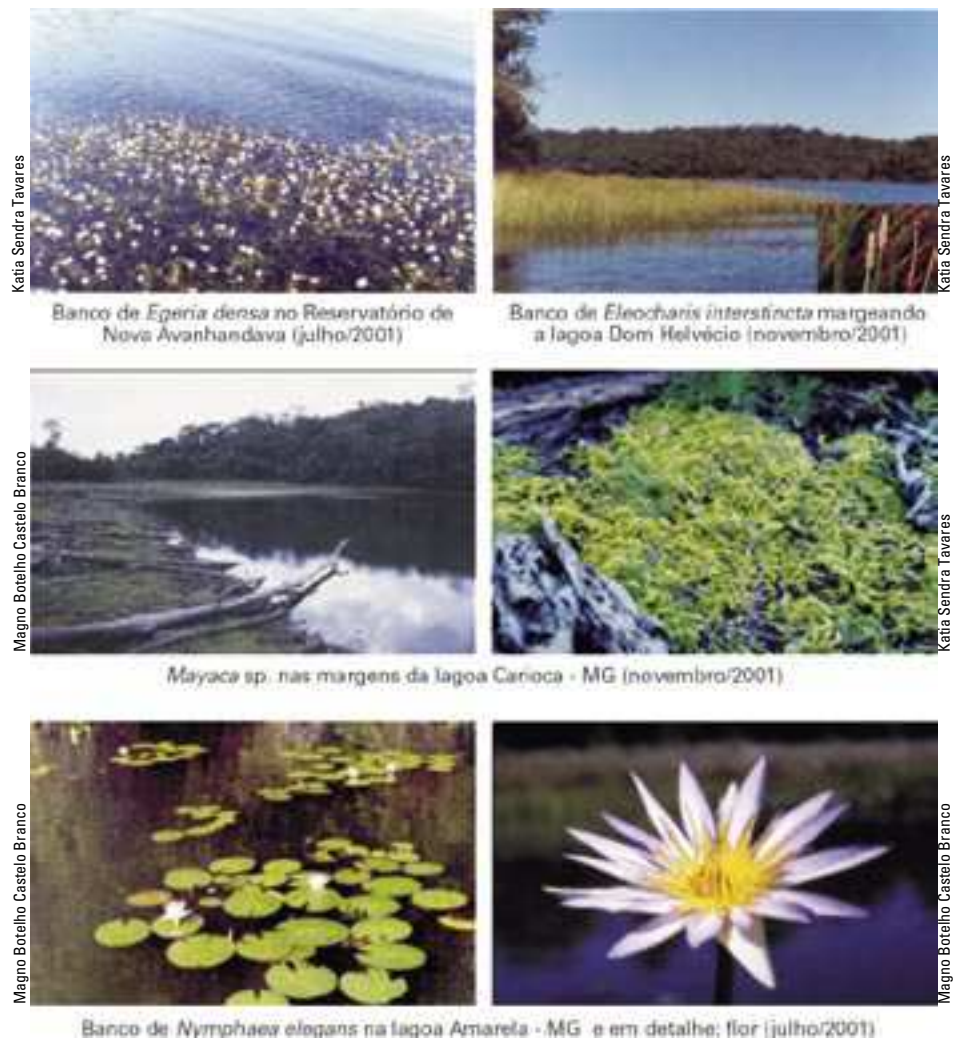


Fig.19 Regressão linear entre índice de estado trófico (segundo Salas & Martino, 1990)27 e índice de diversidade de Shannon para o zooplâncton.

7.3. Macrófitas (plantas superiores aquáticas)

A comunidade de macrófitas é constituída por organismos de grande capacidade de adaptação, podendo ocorrer emersas, submersas, enraizadas ou flutuantes. A sequência de imagens a seguir mostra algumas destas macrófitas aquáticas registradas nos lagos do Vale do rio Doce e nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê.





Magno Botelho Castelo Branco

Banco de *Myriophyllum aquaticum* servindo como ninho para a ave aquática jacará - reservatório de Nova Avanhandava - SP (novembro/2001)



Kátia Sandra Tavares

Lagoa Carvão com Azeite - MG (julho/2001) Com ilhas flutuantes e totalmente coberta por *Salvinia auriculata*.



Kátia Sandra Tavares

Margem da lagoa Dom Helvécio (MG) dominada por *Echinodorus tenellus* (novembro/2001)



Kátia Sandra Tavares



Kátia Sandra Tavares

Nymphaea sp (flor amarela): Folhas flutuantes, botão e flor. Lagoa Ariranha - MG (outubro/2001)



Magno Botelho Castelo Branco



Magno Botelho Castelo Branco

Banco de *Ludwigia sedoides* na lagoa Aguapé (MG). Detalhe da planta com flor (julho/2001)



Kátia Sandra Tavares

Banco de *Eichhornia crassipes*, *Ludwigia peploides* e *Limnobium laevigatum* no reservatório de Nova Avanhandava - MG (julho/2001)

No caso das macrófitas aquáticas, não houve um padrão relacionando a riqueza de espécies e ao estado trófico dos reservatórios estudados, onde foram encontradas entre 12 (represa de Bariri) e 22 espécies (represa de Nova Avanhandava) de macrófitas (Tabela 7). Para os lagos do Vale do rio Doce (Tabela 8), o número de espécies variou entre 7 (lagoa Carvão com Azeite) e 22 (lagoas Aguapé e da Barra) espécies. Os dados obtidos para este grupo não evidenciaram nenhuma relação com as teorias vigentes para a diversidade de organismos aquáticos. Parece, no entanto, haver uma relação com a disponibilidade de habitats colonizáveis pelas macrófitas, fornecida pela combinação de uma verdadeira região litorânea e índices de desenvolvimento de margem nos sistemas naturais. Verificou-se ainda, uma relação entre a transparência da água e a

diversidade de macrófitas submersas, enraizadas flutuantes e flutuantes. Neste caso, nos primeiros reservatórios, com menor transparência da água (do reservatório de Barra Bonita ao de Ibitinga), existe uma maior contribuição de macrófitas flutuantes (como por exemplo, *Eichhornia crassipes*), sendo que com o aumento da transparência da água ocorreu a maior contribuição das macrófitas emersas (como *Egeria densa*, abundante nos reservatórios de Nova Avanhandava e Três Irmãos).

Tabela 7. Riqueza de espécies de macrófitas aquáticas encontradas nos reservatórios do rio Tietê (SP) e lagos do Vale do rio Doce (MG) em 2001.

RIO TIETÊ (SP)		RIO DOCE (MG)	
Reservatórios	Nº de espécies	Lagos Vale Rio Doce	Nº de espécies
Nova Avanhandava	22	Lagoa da Barra	22
Ibitinga	17	Aguapé	22
Barra Bonita	15	Lagoa Verde	20
Promissão	13	Dom Helvécio	19
Três Irmãos	13	Almecega	15
Bariri	12	Jacaré	13
		Águas Claras	12
		Carioca	11
		Ariranha	10
		Palmeirinha	10
		Amarela	08
		Carvão com Azeite	07

Tabela 8. Estado trófico dos reservatórios do rio Tietê (SP) e dos lagos do Vale do rio Doce (MG) em 2001.

RIO TIETÊ (SP)		RIO DOCE (MG)	
Reservatórios	Estado trófico	Lagos	Estado trófico
Barra Bonita	Eutrófico	Aguapé	Mesotrófico
Bariri	Hiper-eutrófico	Baixa Verde	Mesotrófico
Ibitinga	Eutrófico	Dom Helvécio	Mesotrófico
Promissão	Mesotrófico	Almecega	Mesotrófico
Nova Avanhandava	Mesotrófico	Jacaré	Mesotrófico
Três Irmãos	Eutrófico	Águas Claras	Mesotrófico
		Carioca	Eutrófico
		Ariranha	Mesotrófico
		Palmeirinha	Mesotrófico
		Amarela	Mesotrófico
		Carvão com Azeite	Mesotrófico

7.4. Peixes

O ciclo de vida dos peixes engloba características como desova, incubação, crescimento e o uso do ambiente para realizar os diversos ciclos²⁸. Cada fase do desenvolvimento dos peixes ocorre em determinados habitats como corredeiras, remansos, lagoas marginais, etc., sendo que o conjunto destes compreende um mosaico de sistemas. Devido aos vários estágios de vida, os peixes requerem diferentes habitats e a conexão entre estes pode ser um fator importante no seu ciclo de vida. Além disso, a presença de diferentes fragmentos ambientais é fator determinante da biomassa de peixes, diversidade de espécies e composição da

comunidade²⁹. Algumas comunidades de peixes podem ser compostas por grupos móveis ou sedentários, dependendo da disponibilidade de habitats.

A fragmentação de rios, através da construção de reservatórios, causa diversos impactos na ictiofauna, devido à perda significativa das áreas de várzea e o impedimento da migração. Alguns impactos da fragmentação de rios relacionados à ictiofauna são relacionados a seguir:

Impactos a montante dos barramentos

Impactos a jusante dos barramentos

Impactos nos fragmentos

A maior ameaça à diversidade biológica de comunidades naturais relativamente intactas dentro e em volta de áreas urbanas, é a destruição de habitats e sua conversão para outros usos³⁰. Exemplo dessa conversão é a construção de reservatórios que leva à fragmentação dos rios. Em particular no sistema Tietê, a consequência desses empreendimentos é a perda da diversidade e a redução da riqueza nos reservatórios.

A fragmentação do rio Tietê impediu a migração de determinadas espécies, como o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), o pacu (*Piaractus mesopotamicus*), o dourado (*Salminus maxillosus*) e a tabarana (*Salminus hilarii*), entre outras. Estas espécies não conseguem subir o rio e migrar para as áreas de reprodução. Com isso, a abundância de muitas espécies foi reduzida, tornando-as espécies raras. A **Figura 20** mostra o resultado da fragmentação de rios sobre *Salminus hilarii* (tabarana) espécie migradora que prefere ambientes lóticos, tendo suas populações reduzidas a poucos locais, principalmente nos tributários. Em contrapartida *Astyanax altiparanae* (tambuí), apesar de ser uma espécie amplamente distribuída, permaneceu abundante nos ambientes fragmentados, por ser uma espécie que prefere ambientes lênticos. A **Tabela 9** mostra as espécies de peixes mais vulneráveis à fragmentação do rio Tietê e a outros impactos.

Tabela 9. Espécies de peixes mais vulneráveis aos represamentos e a outros tipos de impactos no Alto rio Paraná.

Espécie	Nome vulgar
<i>Myleus tiete</i>	Pacu-prata
<i>Brycon orbignyanus</i>	Piracanjuba
<i>Salminus hilarii</i>	Tabarana
<i>Salminus maxillosus</i>	Dourado
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu
<i>Prochilodus lineatus</i>	Curimbatá
<i>Paulicea luetkeni</i>	Jaú
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Pintado
<i>Hypostomus</i> (várias espécies)	Cascudo



Salminus hilarii (Tabarana)



Astyanax altiparanae (Tambú)

Fig.20

Distribuição espacial de *Salminus hilarii* (Tabarana) e *Astyanax altiparanae* (Tambú) no trecho médio e baixo do rio Tietê (Fonte: Smith, em preparação).

A Figura 21 mostra claramente a redução da captura de espécies migradoras pela pesca profissional na área onde está situado o reservatório de Barra Bonita. Em 1951, antes dos represamentos, pescava-se grande quantidade de curimatás, dourados, jaús e pintados. Em 1989, após a construção, as espécies praticamente desapareceram, restringindo-se a alguns tributários.

As espécies que tiveram maior redução em suas populações foram *Brycon orbignyanus* (piracanjuba), *Pseudoplatystoma corruscans* (pintado) e *Salminus maxillosus* (dourado). Estas espécies são migradoras e não realizam a migração pela existência do barramento do rio, o que aumenta ainda mais o impacto do represamento em série (cascata). Muitas espécies migradoras tiveram suas populações reduzidas e são raras no trecho Médio e Baixo do rio Tietê.

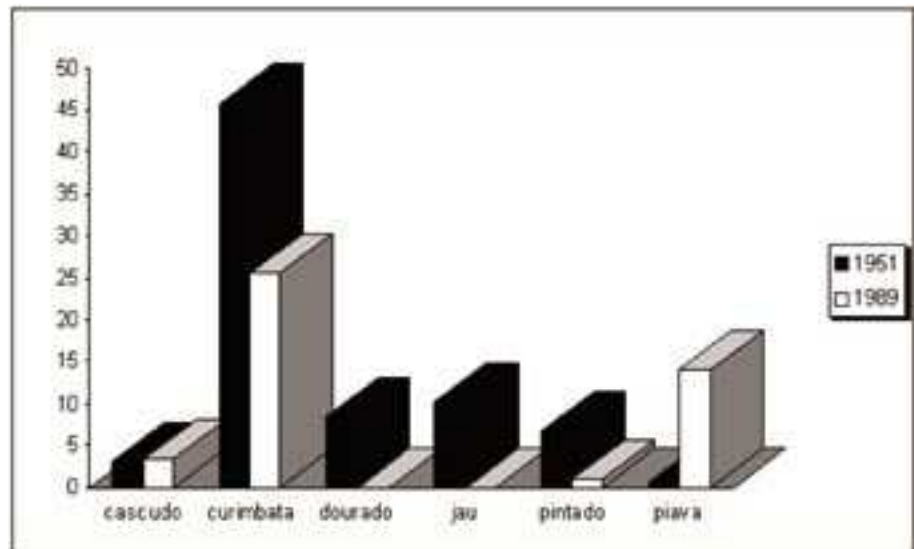


Fig.21 Comparação da frequência absoluta das espécies de peixes capturadas em relação ao peso total em 1951 antes do represamento e em 1989 depois do represamento de Barra Bonita, segundo Monteiro (1953)³¹ e Torloni *et al.* (1993)³².

Além dos represamentos, outros impactos contribuem para reduzir a riqueza e diversidade de peixes como a perda da vegetação ripária, despejo de esgotos doméstico e industrial, aterramentos de lagoas marginais, entre outros. Estes impactos alteram os ambientes naturais ocasionando a redução da abundância de determinadas espécies.

Por outro lado, a matriz de entorno dos reservatórios é composta basicamente por cana-de-açúcar nos reservatórios de Barra Bonita, Bariri e Ibitinga, e por pastagem nos reservatórios de Promissão, Nova Avanhandava e Três Irmãos. Esta caracterização mostra claramente a redução da mata ciliar, que foi substituída pela vegetação citada acima e por outras atividades, em função da falta de planejamento do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Para a ictiofauna isto acarretou profundas modificações na composição das espécies, fazendo com que muitas espécies que dependem da mata ciliar para alimentação, tivessem a abundância reduzida e, até mesmo, pudessem ser consideradas extintas em alguns trechos. Além da espécie *Brycon orbygnianus*, as espécies *Piaractus mesopotamicus* (pacu) e *Myleus tiete* (pacuzinho) são espécies que praticamente já desapareceram de alguns tributários e trechos do rio Tietê, o que representa não somente alterações ambientais, mas mudanças significativas nas atividades econômicas de pescadores da região, tornando-se, portanto, um problema social.

A fragmentação de rios, no entanto, não traz prejuízos para todas as espécies. Algumas espécies são beneficiadas com o represamento, a maior parte delas são de pequeno porte, adaptadas aos ambientes lênticos, pois apresentam desova parcelada, não são migradoras e estão adaptadas a utilizar os recursos mais abundantes nos reservatórios, incluindo detritos, vegetais superiores, algas e peixes. No Alto Paraná podem ser citados os sagüirus (*Cyphocharax modestus* e *Steindachnerina insculpta*), lambaris (*Astyanax altiparanae* e *Astyanax fasciatus*) e *Moenkhausia intermedia* (Tabela 10). Para estas espécies ocorreu o efeito inverso, com aumento na abundância devido à transformação do ambiente lótico em lêntico, com condições mais favoráveis. No entanto, muitas das espécies não são comercializadas pelas populações ribeirinhas, o que demonstra, ainda, a

falta de um incentivo à utilização e valoração do pescado atual. Algumas destas espécies são mostradas na Figura 22.

Tabela 10. Alto rio Paraná.

Espécie	Nome vulgar	Origem
<i>Cyphocharax modestus</i>	Sagüiru	Nativa
<i>Steindachnerina insculpta</i>	Sagüiru	Nativa
<i>Astyanax altiparanae</i>	Tambiú	Nativa
<i>Astyanax fasciatus</i>	Lambari	Nativa
<i>Moenkhausia intermedia</i>	Lambari-corinthiano	Nativa
<i>Cichla</i> sp	Tucunaré	Amazônica
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	Corvina	Amazônica
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Cará	Nativa
<i>Hoplias malabaricus</i>	Traíra	Nativa
<i>Tilapia rendalli</i>	Tilápia	Africana
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	Pirambeba	Nativa
<i>Satanoperca jurupari</i>	Cará	Amazônica
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Mandi-beiçudo	Nativa
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Cadela	Nativa

* Informações baseadas em Castro & Arcifa (1987)³³, S. Santos & Formagio (2000)³⁴, Smith & Petrere Jr. (2000)³⁵ e Smith (2002)³⁶.

7.5. Aves aquáticas



Fig.22 Espécies de peixes nativas do Médio e Baixo rio Tietê (SP)

A América do Sul é o continente onde se registra o maior número de espécies de aves, com cerca de 3.200 espécies. No Brasil, 1.677 espécies já foram registradas, representando 54% da riqueza do continente sul-americano e 17% do total mundial³⁷. Destas, aproximadamente 120 espécies possuem hábitos aquáticos, vivendo às margens de corpos de água de tamanhos variados, utilizando os recursos de formas diversas e também interagindo e contribuindo para o metabolismo dos ecossistemas.

Nas represas do Médio e Baixo Tietê foram visualizadas 35 espécies,

sendo que as garças-brancas e os biguás foram as mais freqüentes, com 17% e 25% das amostras, respectivamente. Somente as espécies garça-branca (*Ardea alba*), garça-cinza (*Ardea cocoi*), jaçanã (*Jacana jacana*) e martim-pescador (*Ceryle torquata*) ocorreram em todas as represas.

No sistema de lagos do Vale do Rio Doce foram registradas 32 espécies, sendo que as lagoas Dom Helvécio e Almécega apresentaram maior riqueza (22 espécies em cada uma). A menor riqueza foi observada junto a lagoa Amarela (8 espécies). A espécie jaçanã (*Jacana jacana*) foi a mais frequente, aparecendo em 10 das 11 lagoas estudadas. A espécie com menor ocorrência foi marreca-cabocla (*Amazonetta brasiliensis*), encontrada em apenas três lagoas.

Neste estudo procurou-se ainda correlacionar a avifauna aquática ao estado trófico dos sistemas aquáticos, idéia inicialmente proposta por Palmgren³⁸, que correlacionou a estrutura da avifauna aquática a 60 corpos d'água em Aland, na Finlândia. A relação entre diversidade de aves aquáticas e o estado trófico dos lagos do Vale do rio Doce é apresentada na Figura 23, verificando-se uma clara tendência à relação inversa entre diversidade e estado trófico. Neste caso, observou-se uma tendência para a diminuição do índice de diversidade com o aumento do grau de trofia (oligotrófico-entre 20 e 40; mesotrófico-entre 40 e 50; e eutrófico-entre 50 e 60). Entretanto, uma relação contrária foi observada nos reservatórios do Médio e Baixo Tietê: a maior riqueza de espécies foi encontrada nos sistemas com maior grau de trofia (Figura 24).

Apesar da riqueza de espécies em ambos os sistemas ser relati-

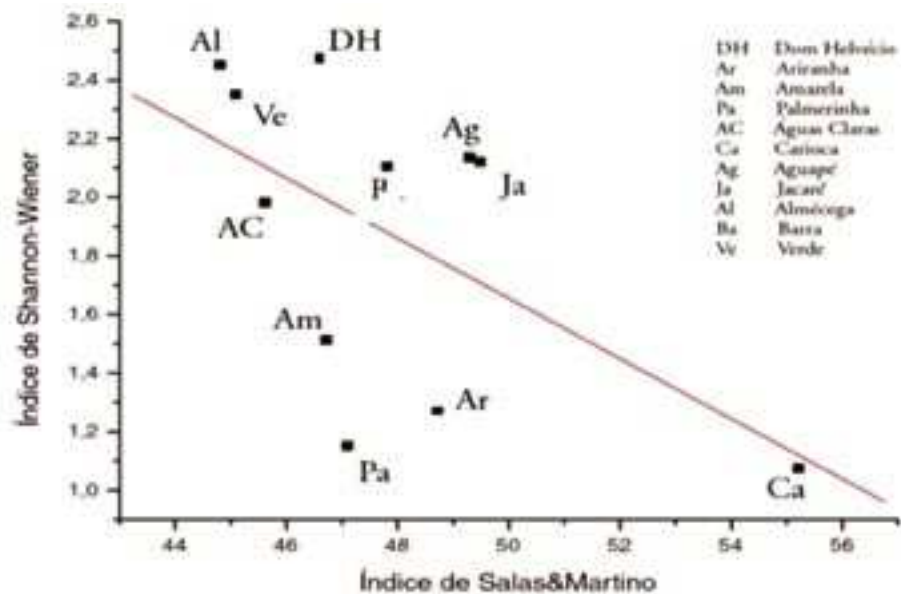


Fig.23 Relação entre diversidade de aves aquáticas e o estado trófico para os lagos do Vale do rio Doce (julho/2001).

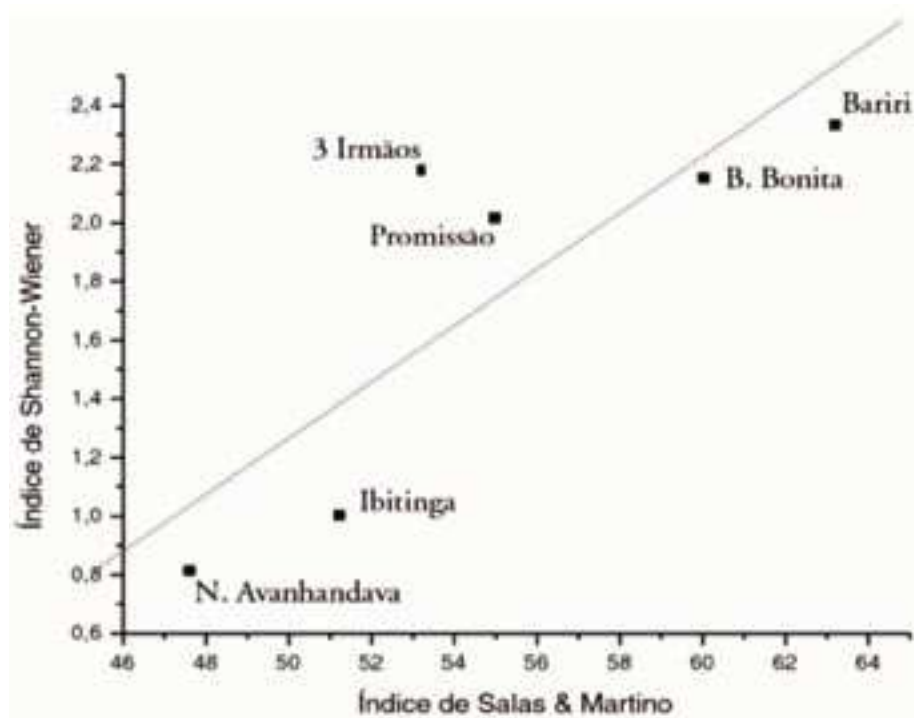


Fig.24 Relação entre diversidade de aves aquáticas e o estado trófico para os reservatórios do Médio e Baixo Tietê (novembro/2001).

vamente próximas (32 e 36 espécies, respectivamente para os lagos do Vale do rio Doce e os reservatórios do rio Tietê), alguns aspectos diferenciais foram observados, como a predominância de espécies de maior porte e biomassa nos sistemas represados. Tal fato pode justificar a relação com o estado trófico e a produção secundária dos corpos d'água. Além disso, o barramento de rios pode ser um aspecto positivo ao criar novos ambientes propícios às explorações pelas aves aquáticas, particularmente as migradoras. Na represa de Bariri, por exemplo, uma represa hiper-eutrófica, observou-se a espécie flamingo-chileno (*Phoenicopterus chilensis*), o que pode indicar mudança de rota migratória visando a exploração de recursos alimentares fornecidos nesse sistema.

8. Inovações metodológicas

No desenvolvimento destes estudos, algumas inovações metodológicas foram implementadas, as quais possibilitaram uma melhor avaliação dos lagos e reservatórios.

8.1. A abordagem ecotoxicológica

Atualmente, devido aos efeitos da poluição, mesmo ambientes com continuidade geográfica podem apresentar um tipo de fragmentação de habitats determinado pela existência de trechos com condições desfavoráveis a sobrevivência das espécies. Este tipo de fragmentação

poderia ser, talvez, chamado de *fragmentação sutil*, uma vez que ela não é visível como as barreiras físicas naturais ou antrópicas, como as extensões de terras que isolam os lagos ou as paredes de concreto das grandes barragens. Neste sentido, estudos ecotoxicológicos podem ser mais precisos para o reconhecimento da fragmentação sutil, pois muitas substâncias, apesar de serem lançadas em concentrações permitidas pela legislação vigente, podem causar efeitos sub-letais aos organismos, interferindo por exemplo, no ciclo de vida, tamanho e reprodução das espécies. A inserção da abordagem ecotoxicológica permitiu o diagnóstico mais real dos efeitos dos contaminantes nos ecossistemas aquáticos através da realização de bioensaios de toxicidade com amostras de água e sedimento. Os bioensaios com substâncias químicas, por exemplo, revelaram a sensibilidade das espécies planctônicas e de peixes, enquanto os bioensaios com amostras ambientais (água e sedimento) demonstraram o potencial de toxicidade e o grau de contaminação dos sistemas monitorados. Além disso, o desenvolvimento de testes *in situ* subsidiaram a análise real dos efeitos ambientais, enquanto que outras ferramentas de verificação dos efeitos tóxicos, como a análise histológica, permitiram o reconhecimento das causas iniciais do estresse e morte dos organismos testes. A aplicação do método do AIT – Avaliação e Identificação da Toxicidade também permitiu a identificação dos principais componentes tóxicos nas amostras ambientais (sedimento), como os metais e compostos orgânicos.

8.2. Intensificação do esforço amostral e inclusão do índice de desenvolvimento de margem

A região litorânea de lagos e reservatórios representa a interface entre os sistemas aquáticos e terrestres, constituindo o equivalente a zona de ecótono das formações vegetais, onde seria esperado um efeito de borda, com maior riqueza de espécies. No caso dos ambientes aquáticos, a maior riqueza é determinada, principalmente, pela maior heterogeneidade de habitats e maior disponibilidade de partículas alimentares. A colonização freqüente dos habitats litorâneos por macrófitas aquáticas, é um fator favorável ao estabelecimento das populações porque estas fornecem abrigo e alimento. No entanto, a maioria dos estudos focaliza principalmente a região limnética dos lagos, pelo fato destes serem mais representativos das reais características dos corpos de água, o que leva a subestimação da riqueza e diversidade das espécies. Outra problema nos estudos das comunidades geralmente está associado ao esforço amostral, verificando com freqüência, a escolha de uma única estação de amostragem como sendo representativa do sistema. Uma inovação metodológica do Projeto Água Doce foi o aumento do esforço amostral, incluindo amostragens intensivas nas regiões limnética e litorânea, como apresentado na [Figura 25](#).

Lagos naturais diferem dos reservatórios por apresentarem uma

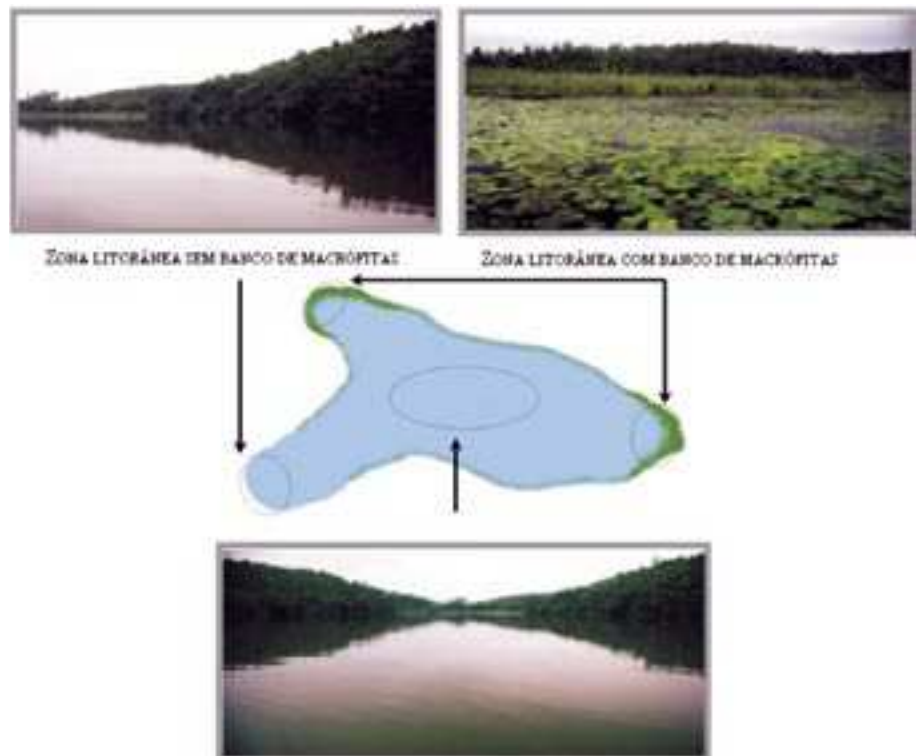


Fig.24 Caracterização das áreas de amostragem nas zonas litorânea e limnética nos lagos do Vale do rio Doce (Moretto, 2001)³⁹.

região litorânea bem desenvolvida, geralmente colonizada por uma grande variedade de macrófitas, que representa um habitat adequado para um grande número de espécies pertencentes a diferentes grupos taxonômicos (zooplâncton, larvas de insetos, peixes, moluscos, aves aquáticas). Em reservatórios, no entanto, por serem construídos geralmente em vales profundos, com margens abruptas, a região litorânea é ausente ou pouco desenvolvida e o desenvolvimento de macrófitas geralmente ocorre na área de transição rio-lago, onde os processos deposicionais são mais intensos, promovendo a formação de áreas alagadas, com extensos bancos de macrófitas. Além disso, as macrófitas de reservatórios são predominantemente flutuantes, movimentando-se em função da ação do vento ou do próprio fluxo da água.

Nos lagos do Vale do rio Doce, verificou-se, em sua maioria, um maior número de taxa nas regiões litorâneas devido à maior disponibilidade de alimentos, à presença de bancos de macrófitas que oferecem refúgios contra a predação por vertebrados e à maior homogeneidade das condições físicas e químicas da água nestes compartimentos. A maior homogeneidade da região litorânea em relação às variáveis ambientais são decorrentes, provavelmente, da menor ação dos ventos devido à presença dos bancos de macrófitas e pela presença de vegetação de grande porte no entorno das lagoas, seja floresta nativa ou reflorestamento com espécies exóticas (*Eucalyptus* sp). No entanto, em lagos artificiais, a maior riqueza de espécies tem sido observada na região limnética, o que pode ser justificado pela ausência da zona litorânea bem desenvolvida, pelo aporte contínuo de materiais provenientes das culturas e pela ausência de faixas de proteção às margens dos reservatórios.

9. Recomendações

- a. Adoção da bacia hidrográfica (privilegiando a microbacia) como unidade de gerenciamento, prioridade de ação e prevenção de problemas causadores da perda da biodiversidade, com incentivo à formação e atuação dos Comitês de Bacia Hidrográfica;
- b. Reformulação dos currículos escolares do ensino fundamental e médio, visando a introdução do tema Biodiversidade sob diferentes enfoques: econômico, social e biológico;
- c. Revisão da legislação vigente em relação aos limites permissíveis de lançamento de efluentes, considerando que os atuais não garantem a manutenção de grande parte da biodiversidade de água doce;
- d. Desenvolvimento de programas de capacitação técnica na área de conservação de recursos naturais;
- e. Descentralização do poder de gerenciamento da água, com ênfase no gerenciamento regional;
- f. Incentivo à ação participativa da população no estabelecimento e condução de políticas de gestão;
- g. Alocação de um percentual fixo dos recursos dos municípios e estados para os programas sistemáticos de monitoramento, fiscalização e divulgação do conhecimento local, regional e nacional da biodiversidade do Brasil;
- h. Incentivo à implementação de pesquisas de novas fontes alternativas de energia, incluindo a análise de sua viabilidade econômica e ambiental, em substituição à construção de hidrelétricas;
- i. Elaboração de estratégias mais restritivas quanto ao uso e parcelamento do solo, com cobrança mais efetiva da elaboração do Plano Diretor Municipal, com vistas à proteção dos recursos hídricos;
- j. Incentivo à conservação, recuperação ou criação de áreas verdes nas regiões próximas aos corpos de água urbanos, respeitando (e até ampliando) os limites de preservação estabelecido pela legislação;
- k. Atribuição de responsabilidades aos municípios, privilegiando a ação conjunta entre poder público, proprietários privados e instituições de pesquisa, visando o conhecimento e conservação da biodiversidade;
- l. Investimento em pesquisa para o desenvolvimento de tecnologias que contribuam para a redução da extinção de espécies de água doce, tais como controle de espécies exóticas, redução da eutrofização e poluição;
- m. Aplicação de programas ambientais bem sucedidos já utilizados em alguns estados brasileiros, tais como o zoneamento em Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo;
- n. Controle da erosão do solo da microbacia, com reflorestamento nas cabeceiras, trabalho de preparação das colinas e morros, instalação de uma zona de proteção entre a plantação agrícola e a borda ou margem do lago e plantações em curvas de nível;
- o. Tornar obrigatório o tratamento de esgotos nos municípios, com construção de plantas para tratamento de efluentes, construção de lagoas de oxidação, pequenas estações de tratamento de águas residuais, uso de fossas sépticas, desvios de saídas de esgotos, tratamento dos resíduos de rebanhos, controle do uso dos agroquímicos e eliminação de descargas de substâncias tóxicas;
- p. Introdução de novas ferramentas de avaliação de impactos e monitoramento ambiental dos recursos hídricos, como a utilização

de testes ecotoxicológicos (laboratoriais e *in situ*), monitoramento em tempo real (com base na transmissão instantânea de dados aos órgãos gerenciadores por meio de rede de computadores), imagens de satélite e Sistemas de Informação Geográfica, na gestão de recursos hídricos;

q. Produção de material de divulgação (didático e informativo) com linguagem acessível, para ampla distribuição aos usuários, com enfoque na biodiversidade regional;

r. Implementação de campanhas de conscientização da população sobre as causas, conseqüências e medidas mitigadoras dos impactos ambientais, a fim de que estas passem a agir como fiscais na proteção dos recursos naturais em diferentes níveis (local, regional, nacional).

10. Referências bibliográficas

1. MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O., 1963, An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17: 373 – 387.
2. JUNK, W.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E., 1989, The flood pulse concept in river-floodplain systems. Proceedings of the International large-river Symposium, D.P. Dodge, ed. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*.
3. CONNELL, J. H., 1972, Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302 – 1310
4. REYNOLDS, C. S.; PADISAK, J. & SOMMER, U., 1993, Intermediate disturbance in the ecology of phytoplankton and the maintenance of species diversity a synthesis. *Hydrobiologia*, 249:183-188
5. ODUM, O., 1985, *Ecologia*. Editora Interamericana, Rio de Janeiro. 434p.
6. TUNDISI, J. G. & SAIJO, Y., 1997, *Limnological studies on the rio Doce Valley Lakes, Brazil*. Brazilian Academy of Sciences, University of São Paulo, School of Engineering at São Carlos, Center for Water Resources and Applied Ecology.
7. PFLUG, R., 1969, Quaternary lakes of Eastern Brazil. *Photogrammetria*, 24: 29-35.
8. ALBUQUERQUE, A. L., 1998, *Paleoambientes holocênicos do lago Dom Helvécio (Parque Florestal do Vale do rio Doce, Minas Gerais)*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos.
9. CEMIG, 1989, *Levantamento aerofotogramétrico*, Coronel Fabriciano, 4. Folhas 36-22-03, 36-22-07 e 36-22-10.
10. TUNDISI, J. G., 1993, Represas do Paraná Superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento. In: BOLTOVSKOY, A.; LOPEZ, H.L., eds. *Conferencias de Limnologia*. La Plata, Argentina, 41-52.
11. MELLO, C. L., 1997, *Sedimentação e tectônicas cenozóicas no médio Vale do rio Doce (MG, sudeste do Brasil) e suas implicações na evolução de um sistema de lagos*. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo.
12. GODINHO, A. L., 1996, *Peixes do Parque Estadual do rio Doce*. Belo Horizonte, Instituto Estadual de Florestas, Universidade Federal de Minas Gerais.
13. SETTI, A. A., 1996, *A necessidade do uso sustentável dos recursos hídricos*. Brasília, IBAMA.
14. BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J., ESPÍNDOLA, E. G. L., BORICS, G., ROCHA, O., 1999, The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC)

- and Its Application to the River Tietê – Basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M., eds. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Rio de Janeiro, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. p.425–437.
15. COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB, 1996, *Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 1995*, 288p.
 16. COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB, 1997, *Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - 1996*, 285p.
 17. BRAGA, F. M. de S., 1998, Alimentação de *Plagioscion squamosissimus* (Osteichthyes, Scianidae) no reservatório de Barra Bonita, Estado de São Paulo. *Iheringia, Ser. Zool.*, Porto Alegre, 84: 11-19.
 18. AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GREGORIS, J., 1999, A pesca no reservatório de Itaipu: Aspectos Sócio-Econômicos e Impactos de Represamento. In: HENRY, R.(Ed.) *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais*, 279-320.
 19. SUNAGA, T. & VERANI, J. R., 1991, The fish communities of the lakes in rio Doce Valley Lakes, Northeast Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2563-2566
 20. GODINHO, A. L. & FORMAGIO, P. S., 1992, Efeitos da introdução de *Cichla ocellaris* e *Pygocentrus* sp sobre a comunidade de peixes da lagoa Dom Helvécio, MG. In: *Encontro Anual de Aqüicultura de Minas Gerais*, 10, Belo Horizonte. Anais., Belo Horizonte, Associação Mineira de Aqüicultura: 93-102.
 21. WELCOMME, R. L., 1988, International introductions of inland aquatic species. In: *FAO Fish. Tec. Papers*, 294.
 22. FERNANDO, C. H., 1991, Impacts of fish introductions in tropical Asia and America. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, 48 (1): 24-32.
 23. ROSS, S. T., 1991, Mechanisms structuring stream fish assemblages: are there lessons from introduced species?. *Environmental Biology of Fishes*, 30: 359-368.
 24. AGOSTINHO, A. A. & JULIO JR., H. F., 1996, Peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, 21(124): 26-44.
 25. MATSUMURA –TUNDISI, T., HINO, K., CLARO, S., 1981, Limnological studies at 23 reservoir in southern part of Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 1040–1047.
 26. GUNTZEL, A., 2000, *Variações espaço-temporais da comunidade zooplancônica nos reservatórios do Baixo e Médio rio Tietê/PR-SP*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos, SP.
 27. SALAS, H. J. & MARTINO, P., 1988, Desarrollo de metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofication en lagos cálidos tropicales. *Memoria del IV Encuentro del Proyecto Regional*. OPS-CEPIS.
 28. SCHLOSSER, I. J., 1995, Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303:71-81.
 29. ARGERMEIER, P. L. & KARR, J. R., 1984, Relationships between eroding debris and fish habitat in a small stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113: 716-726.
 30. MURPHY, D. D., 1988, Desafios à diversidade biológica em áreas urbanas. In: Wilson, E.O. (ed.) *Biodiversidade*, 89-97.
 31. MONTEIRO, F. S., 1953, *Contribuição ao estudo da pesca no rio Piracicaba*. 76p. Tese ESALQ, Universidade de São Paulo.

32. TORLONI, C. E. C.; CORRÊA, A. R. A.; CARVALHO JR., A. A.; SANTOS, J. J.; GONÇALVES, J. L.; GERETO, E. J.; CRUZ, J. A.; SILVA, D. C.; DEUS, E. F. & FERREIRA, A. S., 1993, Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991. *Série Produção Pesqueira*, 1; CESP. 73p.
33. CASTRO, R. M. C. & ARCIFA, M. F., 1987, Comunidades de peixes de reservatórios do sul do Brasil. *Rev. Bras. Biol.* 47 (4): 493-500.
34. SANTOS, G. B. & FORMAGIO, P. S., 2000, *Estrutura da ictiofauna dos reservatórios de Salto Grande*, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, 21 (203): 98-106.
35. SMITH, W. S. & PETRERE, M. Jr., 2001, Peixes em Reservatórios: o caso de Itapararanga. *Ciência Hoje*, 29(170): 74-77.
36. SMITH, W. S., 2002, *A importância dos tributários, a influência da fragmentação artificial de rios e da introdução de espécies exóticas na comunidade de peixes dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê*. Relatório Científico FAPESP, Processo: 99/12112-9.
37. SICK, H., 2001, *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
38. KERÉKES, J., 1990, Possible correlation of common loon population with the trophic state of a water body. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 349 – 353
39. MORETTO, E. M., 2001, *Diversidade zooplanctônica e variáveis limnológicas das regiões limnéticas e litorâneas de cinco lagoas do Vale do rio Doce – MG*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

11. Agradecimentos

Os autores agradecem aos estagiários, funcionários, técnicos e pesquisadores do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade Federal de São Carlos, do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo e do Departamento de Biologia Geral da Universidade Federal de Minas Gerais; bem como à FAPESP, ao CNPq e à CAPES pelas bolsas de estudo concedidas durante a vigência do projeto.

9

INSETOS

Yasmine Antonini

Gustavo de Mattos Accacio

Arthur Brant

Béríte Carmo Cabral

Júlio César Rodrigues Fontenelle

Marcelo Trindade Nascimento

Ariane Paes de B. Werckmeister Thomazini

Marcílio José Thomazini

Os insetos e outros invertebrados desempenham papel chave nos ecossistemas terrestres, pois estão envolvidos em processos, tais como, decomposição, ciclagem de nutrientes, produtividade secundária, fluxo de energia, polinização, dispersão e predação de sementes, regulação de populações de plantas e outros animais e diversas interações ecológicas com plantas, outros animais e microorganismos^{1,2,3,4,5,6}. Apesar disso, pouca ênfase tem sido dada aos invertebrados em programas de conservação. Atualmente, trabalhos que discutem a relevância de se considerar os insetos em programas e estratégias de conservação, têm aumentado no Brasil e em outros países^{5,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16}. Esta mudança se deve, principalmente, ao reconhecimento do seu valor intrínseco, pela sua importância nos ecossistemas terrestres como bioindicadores de qualidade ambiental.

A fragmentação florestal tem sido relacionada à maior duração de surtos de pragas florestais, possivelmente devido às mudanças nas interações entre estas e seus inimigos naturais¹⁷, assim como a uma maior redução no número de espécies de parasitóides do que de seus hospedeiros fitófagos¹⁸, e às alterações na composição de polinizadores e na qualidade da polinização¹⁹.

Em áreas de pequenos fragmentos florestais da região amazônica foi relatada uma redução na diversidade de alguns grupos de insetos como cupins²⁰, abelhas Euglossini²¹ e besouros²². Também existem relatos sobre o efeito negativo do desmatamento e da formação de pastagens e florestas secundárias sobre a diversidade de alguns grupos de insetos como abelhas Euglossini²³ e cupins nesta mesma região.

Essas alterações no ecossistema florestal podem resultar no isolamento de populações e até na extinção de espécies, reduzindo a biodiversidade²⁴. Além da perda de espécies provocada pela fragmentação de habitats, pode ocorrer, inicialmente, um influxo de espécies para os fragmentos, que podem funcionar como refúgios. Extinção, dispersão e colonização são freqüentes até que ocorra o estabelecimento de um novo equilíbrio²⁵.

Os insetos têm estado associados aos seres humanos em suas atividades e construções há milhares de anos. Entretanto, apesar dessa longa associação, poucos estudos têm sido feitos para avaliar como estes utilizam os habitats circundados por matrizes diversas (por exemplo, áreas urbanas). Apesar de existirem alguns estudos com insetos em áreas urbanas, poucos são os estudos comparativos entre os vários tipos de matrizes de urbanização. Estes trabalhos tratam de uma única espécie ou família e enfatizam mais as variações nos padrões de diversidade^{26,27,28,29,30,31}.

Neste capítulo são descritos os resultados de cinco projetos que avaliaram a influência da fragmentação de habitats sobre a diversidade de insetos herbívoros (Projeto Poço das Antas, RJ); de moscas e de abelhas sociais sem ferrão (Projeto Insetos e Aves, sudeste de Minas Gerais); sobre a entomofauna no sudeste do Acre (Projeto Sudeste Acreano); com borboletas frugívoras no sul da Bahia (Projeto Restaura) e com moscas da família Drosophilidae em enclaves naturais de Cerrado e em fragmentos antrópicos localizados no Planalto Central (Projeto Cerrado).

O estudo de abelhas sem ferrão foi desenvolvido em cinco fragmentos florestais (Figura 1) em Belo Horizonte, MG, para avaliar a influência da fragmentação sobre a diversidade de espécies, densidade de ninhos e disponibilidade de recursos florais para estas abelhas. Os meliponíneos foram capturados em flores com o auxílio de redes entomológicas e as plantas visitadas foram identificadas.

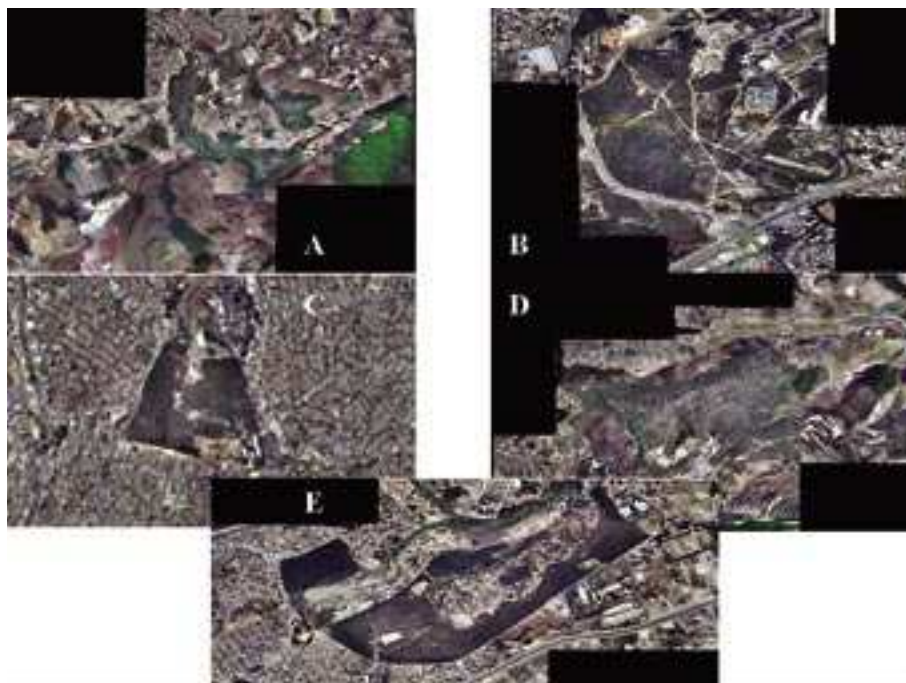


Fig.1

Fotos aéreas dos fragmentos estudados em Belo Horizonte, MG. (A) APEB- Área de Proteção Especial do Barreiro; (B) EEUFMG- Estação Ecológica da UFMG; (C) MHN-Museu de História Natural; (D) PMGB- Parque das Mangabeiras, (E) FZB-Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte.



Fig.2

Armadilha Malaise montada na área de estudo, em Belo Horizonte, MG.

A influência da fragmentação sobre a diversidade de moscas (sub-ordens Brachycera e Cyclorrhapha) foi avaliada em dois fragmentos pequenos na região metropolitana de Belo Horizonte, MG: Estação Ecológica da UFMG - EEUFMG e na Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte - FZB, foram coletadas moscas com armadilhas de interceptação do tipo Malaise (Figura 2) dentro e fora dos fragmentos (Figura 1 B e E).

Para avaliar o efeito de borda sobre insetos herbívoros em fragmentos de Mata Atlântica, na Reserva Biológica União (RJ), foram selecionados 18 sítios, sendo nove em bordas e os demais no interior. Três tipos de borda foram selecionados, pois a mata é margeada por três tipos de habitat de origem antrópica: gasoduto, rede elétrica e pastagens (Figura 3). Foram amostrados os insetos potencialmente mastigadores de folhas na zona de borda, encontrados sobre plantas do sub-bosque (até 2m), totalizando 2.650 plantas vistoriadas. Todos os insetos foram coletados e classificados quanto ao nicho trófico.

Coletas de insetos foram realizadas no Município de Rio Branco (Acre) com armadilha luminosa (Figura 4) e com rede entomológica no interior do fragmento, constituído por floresta densa com trechos de floresta aberta (chamada aqui de floresta) e da floresta secundária com 15 anos de regeneração (capoeira) adjacente ao fragmento, e de uma área de pastagem degradada (pastagem) adjacente à floresta secundária (Figura 5).



Fig.3

Foto aérea mostrando trecho da REBIO União, Rio das Ostras, RJ, com gasoduto (GAS), rede elétrica de alta tensão (RE), pastagem e BR 101.



Marcelo Thomazini

Fig.4 Foto armadilha luminosa utilizada em Rio Branco (Acre).

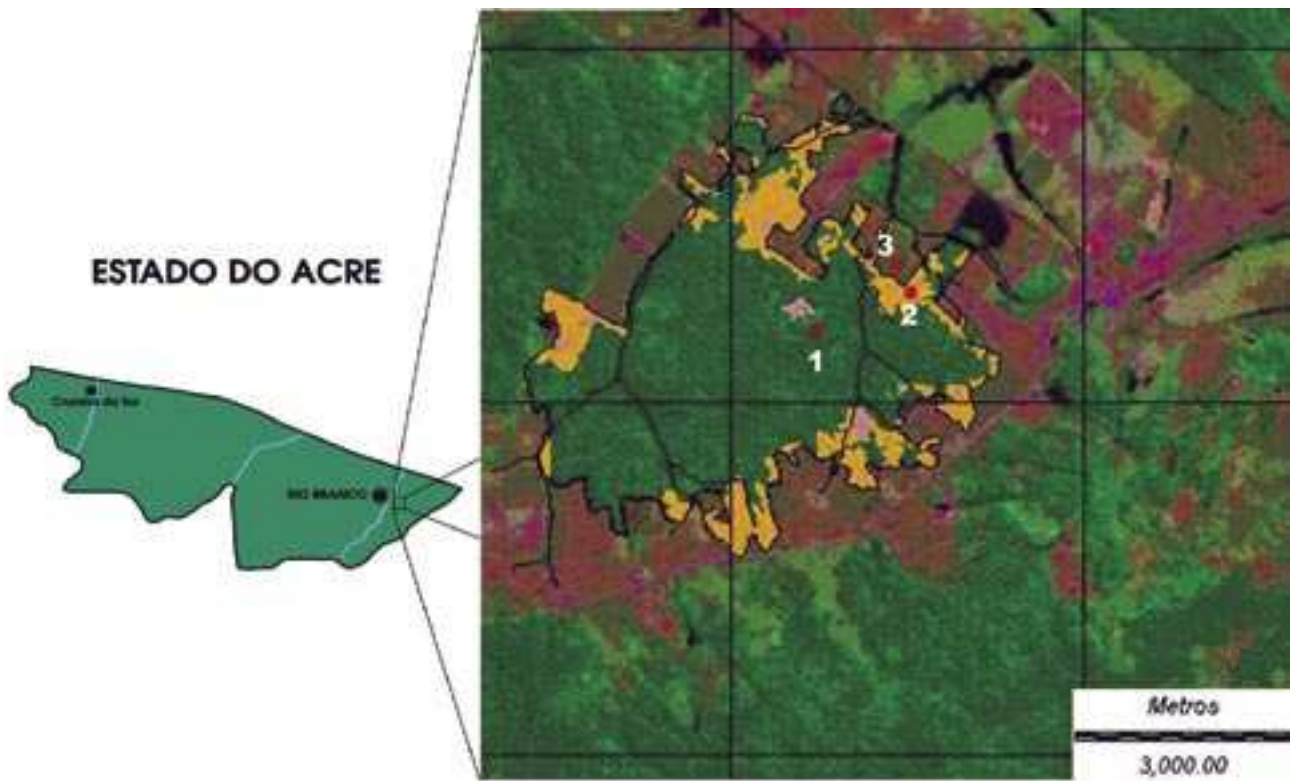


Fig.5 Imagem de satélite da área de estudo em Rio Branco (Acre).

Borboletas frugívoras foram coletadas em armadilhas de isca em diversos trechos de florestas preservadas, florestas com extração seletiva de madeira, capoeiras (com 15 a 20 anos de regeneração), cabruccas (plantações sombreadas de cacau) e seringais na região da Reserva Biológica de Una, BA (Figura 6).

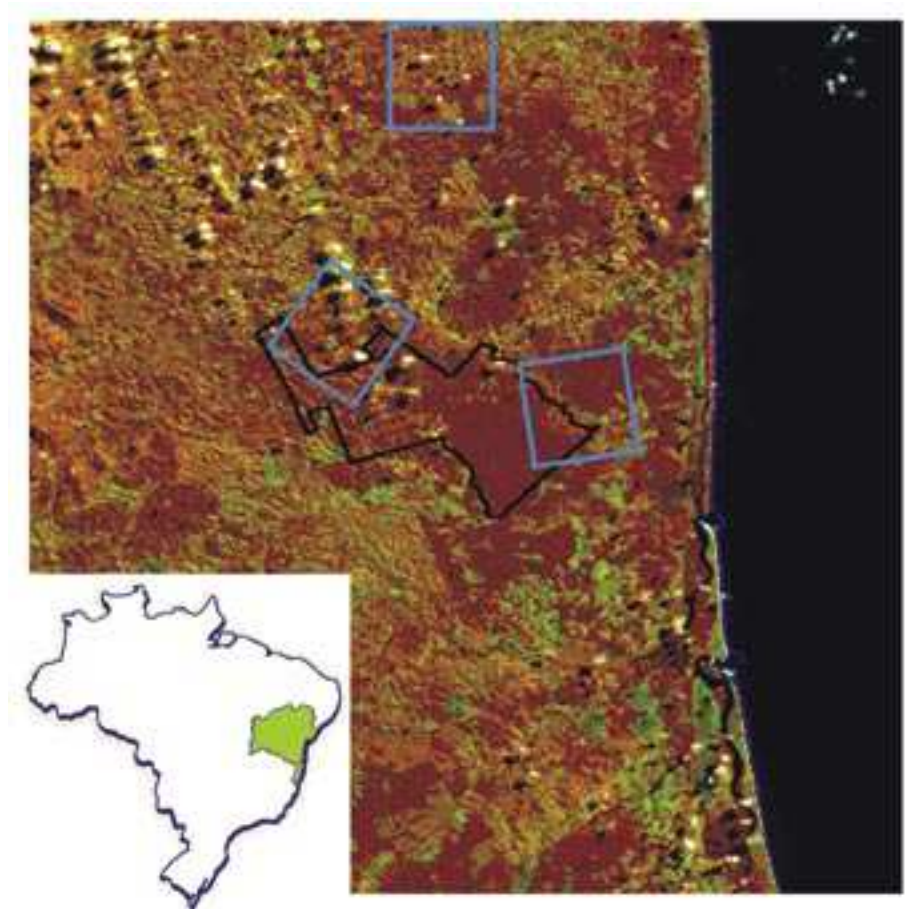


Fig.6 Imagem de satélite dos fragmentos estudados em Una (Bahia).

Os estudos realizados com moscas da família Drosophilidae, por sua vez, foram desenvolvidos em duas regiões distintas. Na primeira, o trabalho foi desenvolvido em nove fragmentos naturais de vegetação de Cerrado, localizados no estado de Rondônia nos municípios de Vilhena, Pimenta Bueno e Guajará-Mirim (Figura 7). Na segunda, em seis fragmentos antrópicos localizados no Brasil central entre os municípios de Paracatu (MG) (Figura 8) e Catalão (GO). As moscas foram atraídas por meio de iscas de banana fermentada e coletadas com auxílio de uma rede entomológica. Alguns parâmetros espaciais desses fragmentos foram coletados e georeferenciados.

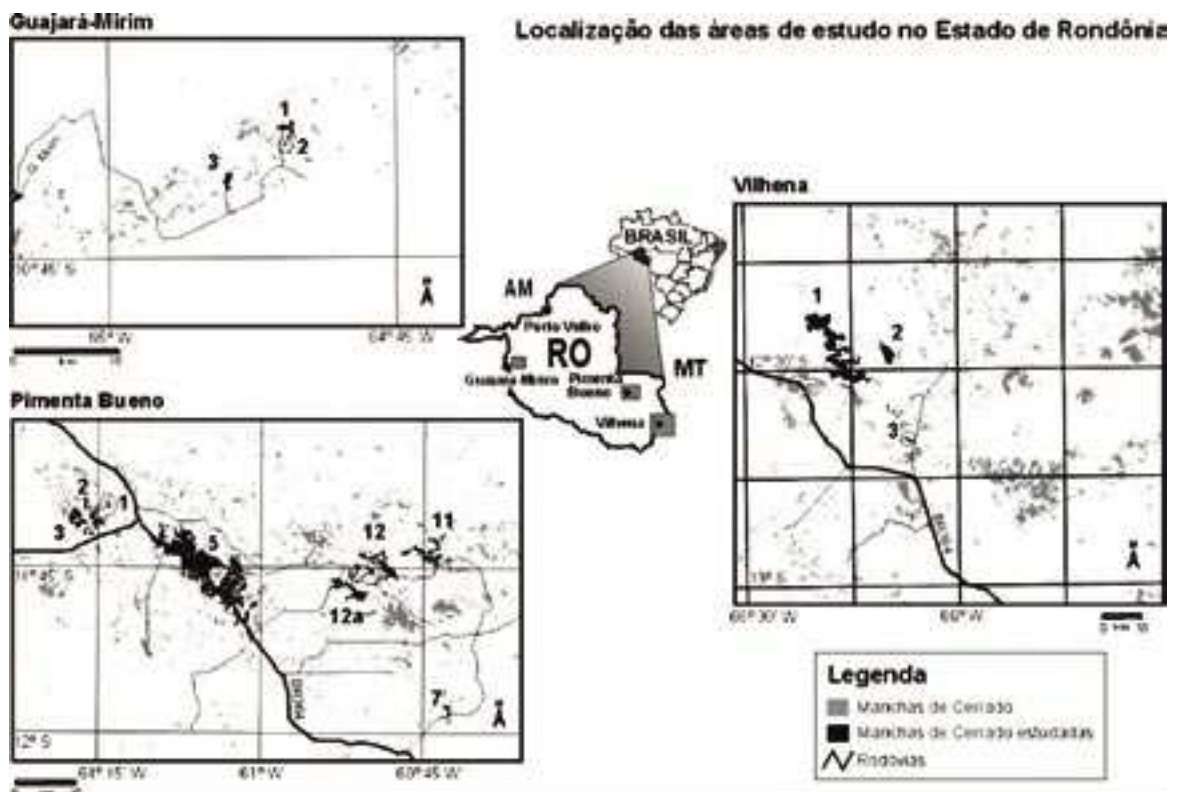


Fig.7 Localização das áreas de estudo nos municípios do Estado de Rondônia.

Localização da área de estudo na divisa entre os estados de Goiás e Minas Gerais

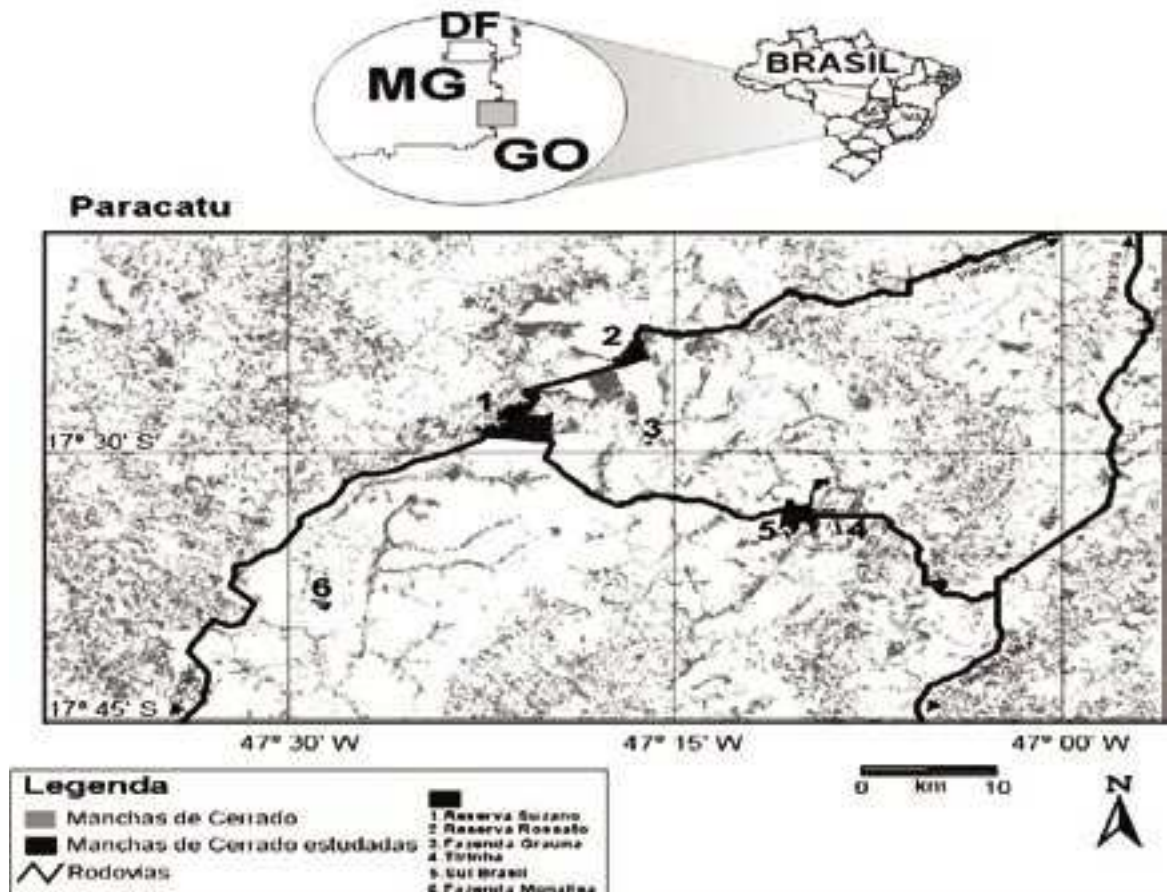


Fig.8 Localização das áreas de estudo nos municípios dos Estados de Minas Gerais e Goiás.

1. Histórico

O crescimento urbano, industrial e demográfico, e o conseqüente processo de parcelamento, ocupação e uso do solo no Sudeste do Brasil, implicou na extinção de parte de seu ambiente natural, restando ainda alguns remanescentes (alterados). Uma situação bem diferente pode ser verificada no Norte do Brasil, onde ainda existe quase 90% da cobertura vegetal original.

Apesar da perda de áreas verdes, Belo Horizonte ainda é uma das capitais mais arborizadas do país. Enquanto a Organização Mundial de Saúde recomenda uma área mínima de 12m² de área verde por habitante, a média calculada em 1997 era de 32m² por habitante na capital mineira³². Muito da vegetação que faz parte de sua paisagem atual, já existia antes da fundação da cidade. Porém, grandes áreas verdes não faziam parte do planejamento de uma cidade que privilegiou praças e jardins, pequenas ilhas de convivência que não atendiam aos moradores de uma metrópole que crescia para abrigar os automóveis.

A partir de 1980, uma nova concepção de uso do espaço público fez com que os loteamentos, para serem aprovados, tivessem que reservar áreas naturais públicas concentradas (15% da área) que preservasse vegetação, nascentes e a fauna, proporcionando à população uma maior interação com o ambiente. A nova tendência ganhou força e, em 1996 a cidade já contava com quase 20 parques (Figura 9). Da época de sua implantação até os dias de hoje, a composição florística da cidade mudou muito. Porém, a análise de fotos antigas (Figura 10) revela uma região bastante fragmentada onde as poucas áreas verdes intactas eram separadas por plantações e pastagens³³. Embora Belo Horizonte seja uma grande metrópole, seus fragmentos florestais conseguem manter uma ampla diversidade de espécies. É possível encontrar espécies como o macaco prego (*Cebus apella*), o quati (*Nasua nasua*), o caxinguelê (*Sciurus ingrami*), a cutia (*Dasiprocta agouti*), centenas de espécies de pássaros e milhares de espécies de invertebrados.

No Estado do Rio de Janeiro, a substituição da Mata Atlântica por habitats de origem antrópica foi intensa. Na região das baixadas litorâneas do Rio as florestas foram substituídas pela atividade agropecuária. A Reserva Biológica União é um fragmento de Mata Atlântica de 2.400ha bem preservada. Pertencia à Rede Ferroviária Federal e foi incorporada pelo IBAMA em 1998. É cortada pela rodovia BR 101, que a divide em um fragmento de 500ha ao sul e 1.900ha ao norte. Circundado por pastagens, o maior fragmento é cortado pela rede de alta tensão de Furnas S/A e por um oleoduto da Petrobrás, onde foram selecionadas bordas para o estudo.

No Acre, localizado na parte oeste da Amazônia Legal, a ação antrópica concentra-se basicamente na região sudeste do Estado, ao longo das rodovias BR 364 e BR 317, com um processo de ocupação relativamente recente.

O aumento nos desmatamentos na região do sudeste acreano, principalmente a partir da década de 70, visando implantar atividades agropecuárias, ocupar e integrar a região ao restante do País, gerou um ordenamento ocupacional às margens da BR 364 com características típicas onde, ao lado da rodovia encontram-se pastagens e ao fundo, com

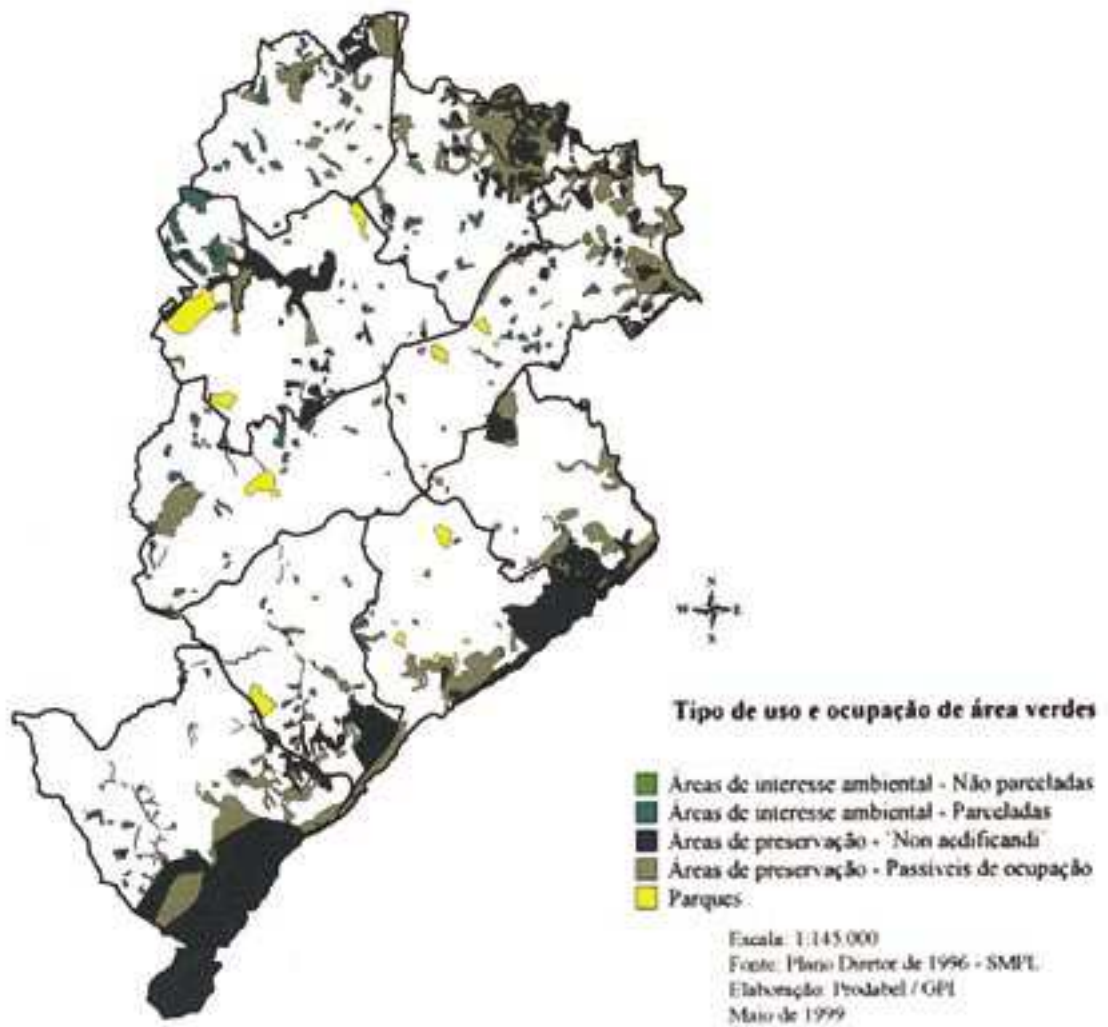


Fig.9 Mapa de Belo Horizonte com as áreas verdes remanescentes (em verde claro e escuro e, em amarelo áreas já convertidas em Parques Municipais).



Fig.10 Foto aérea de Belo Horizonte (proximidades da Fundação Zoobotânica) em 1952.

distâncias variáveis da rodovia, a floresta. Em alguns casos, nas bordas desta floresta existem as florestas secundárias ou capoeiras, formadas pela regeneração da mata após a derrubada, queima e utilização da terra para subsistência por agricultores. Assim, essa ação antrópica ao longo das rodovias, acarreta um gradiente com a formação de diferentes tipos vegetacionais como pastagens em diferentes níveis de degradação, capoeiras com diferentes estágios de regeneração e fragmentos de mata nativa com diferentes tamanhos e formas.

Na região de Una (BA), as florestas estiveram bastante preservadas até a década de 70, quando foram alvos de extração seletiva de madeira e expansão da lavoura cacaueteira. Posteriormente, com a crise cacaueteira do final dos anos 80, houve intensificação da atividade madeireira, implantação de culturas florestais alternativas como os seringais, e aumento do desmatamento para implantação de pastagens e culturas não florestais.

As atividades de desenvolvimento se deram ao longo de estradas, muitas vezes abertas pelos próprios proprietários de fazendas, e a paisagem resultante foi um mosaico bastante heterogêneo, composto por fragmentos florestais de diversos tamanhos, graus de preservação e de conectividade, além de vegetação secundária em regeneração, áreas de silvicultura e ambientes abertos. Nessa paisagem, os maiores fragmentos de floresta têm áreas da ordem de poucos mil hectares (1 a 5), e são conectados aos fragmentos menores por ambientes florestais antropizados. A REBIO Una, criada em 1980, teve sua implantação prolongada ao longo de duas décadas, e hoje conserva em seu interior alguns dos maiores fragmentos de mata preservada, além de uma amostra dos outros ambientes citados.

Os enclaves periféricos de Cerrado localizados em Rondônia apresentam origens naturais cujo surgimento, provavelmente, data do Pleistoceno (cerca de 18 a 13 mil anos atrás), quando as formações secas da América (Cerrado, Caatinga e Chaco Argentino) estavam em expansão devido ao último máximo glacial³⁴. Desde então, essas áreas vêm sofrendo retrações gradativas devido às mudanças climáticas que ocorrem normalmente em nosso planeta. As áreas estudadas não foram substituídas por florestas e permaneceram como Cerrado por diversos motivos, dentre eles as questões edáficas e climáticas. Atualmente, essas áreas vêm sofrendo severas pressões antrópicas devido à facilidade de ocupação. Dentre as principais atividades desenvolvidas nessas áreas estão a agropecuária e a mineração.

A região do Cerrado localizado no Planalto Central, por sua vez, apresenta outro histórico de ocupação, pois suas extensas áreas agriculturáveis vêm sendo intensamente usadas pelas monoculturas nas últimas décadas, sobretudo da soja. Além das atividades agrícolas, a pecuária também tem se mostrado forte elemento transformador da paisagem. Essas duas atividades estão fortemente vinculadas ao uso freqüente de queimadas. A combinação desses três principais fatores transforma o Cerrado em um dos biomas com maior taxa de alteração e ameaças de extinção do país.

2. Tamanho do fragmento

Nas cinco áreas estudadas na Região Metropolitana de Belo Horizonte, foram coletadas 18 espécies de abelhas sem ferrão (Tabela 1). As mais abundantes e que ocorreram nos cinco fragmentos foram irai (*Nannotrigona testaceicornis*), mirim-do-chão (*Paratrigona lineata*), jataí (*Tetragonisca angustula*) e arapuá (*Trigona spinipes*).

Tabela 1. Espécies de abelhas com suas respectivas abundâncias, coletadas nos cinco fragmentos da Região Metropolitana de Belo Horizonte. APEB- Área de Proteção Especial do Barreiro; EEUFMG- Estação Ecológica da UFMG; MHN-Museu de História Natural; PMGB- Parque das Mangabeiras; FZB-Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte.

Espécie de abelha	Nome comum	APEB	EEUFMG	MHN	PMGB	FZB	Total
<i>Cefalotrigona capitata</i>	Saranhão	0	0	0	13	0	13
<i>Geotrigona subterranea</i>	Arapuá do chão	0	7	100	79	90	276
<i>Leurotrigona mulleri</i>	-	1	0	0	0	0	1
<i>Melipona quadrifasciata</i>	Mandaçaia	83	8	89	4	0	184
<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	Iraí	1	2	165	199	25	392
<i>Paratrigona lineata</i>	Mirim	22	47	176	74	206	525
<i>Paratrigona subnuda</i>	Mirim	28	0	0	33	263	324
<i>Partamona cupira</i>	Cupinheira	0	0	69	0	0	69
<i>Plebeia droryana</i>	Preguiçosa	0	0	0	64	0	64
<i>Plebeia</i> sp.	Preguiçosa	0	0	367	0	515	882
<i>Scaptotrigona postica</i>	Madaguari	0	0	9	0	0	9
<i>Scaura</i> sp.	-	0	0	0	1	0	1
<i>Tetragona clavipes</i>	Borá	0	0	0	0	85	85
<i>Tetragonisca angustula</i>	Jataí	31	39	354	333	301	1058
<i>Trigona fulviventris</i>	Arapuá de barriga vermelha	173	0	0	0	0	173
<i>Trigona hyalinata</i>	Arapuá	0	58	0	0	102	160
<i>Trigona spinipes</i>	Arapuá	198	172	980	315	1123	2788
<i>Trigonisca</i> sp	Lambe-olho	0	0	0	0	4	4
Total		537	333	2309	1115	2714	

Para abelhas sem ferrão, o tamanho dos fragmentos influencia a riqueza de espécies (Figura 11). Estas nidificam principalmente em cavidades existentes em troncos e ramos de árvores. Algumas espécies como saranhão (*Cefalotrigona capitata*), mandaçaia (*Melipona quadrifasciata*) e borá (*Tetragona clavipes*), necessitam de cavidades grandes tanto pelo tamanho quanto pelo número de indivíduos na colônia. Os fragmentos maiores estão preservados há mais tempo³⁵ e, por isso, possuem um número maior de árvores velhas que podem estar fornecendo estes ocos. Embora a composição de espécies entre os fragmentos tenha variado, ela se parece muito com a composição existente no entorno. A maioria das espécies de abelhas sem ferrão coletadas no interior dos fragmentos ocorrem também na área urbana. Os fragmentos maiores possuem mais vegetação e maior variedade de plantas passíveis de serem utilizadas pelas abelhas sem ferrão. Apesar de serem generalistas, as espécies preferem coletar pólen e néctar de algumas famílias de plantas (p. ex.: Asteraceae, Myrtaceae, Solanaceae e Melastomataceae).

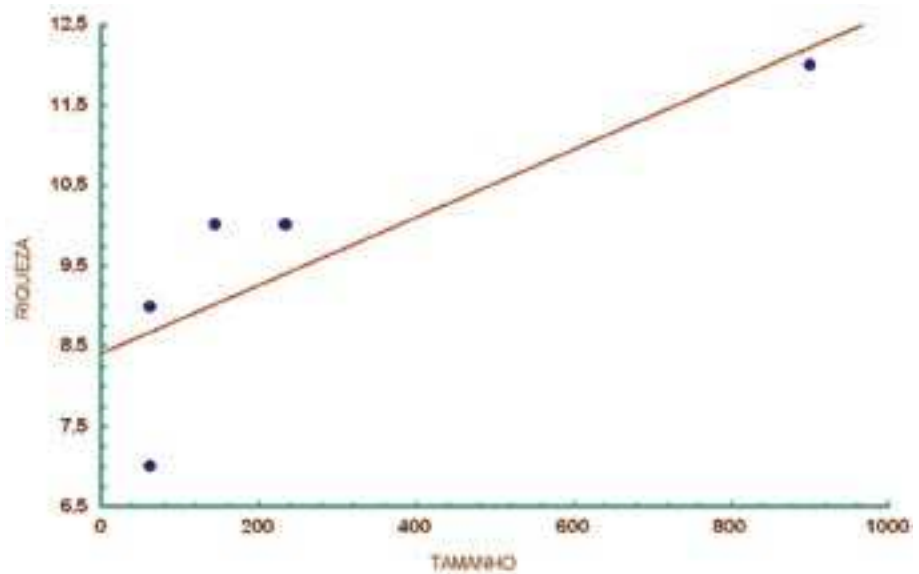


Fig.11 Relação entre riqueza de espécies de abelhas sem ferrão e tamanho dos fragmentos em Belo Horizonte, MG.

Não houve diferenças significativas no número de espécies de borboletas frugívoras presentes em fragmentos grandes e pequenos na região de Una, mas a composição das comunidades mostrou-se diferente. Houve aumento na quantidade de indivíduos de borboletas habitantes de copas e clareiras das matas (Ninfalídeos, Eurytelinae e Coloburini) em fragmentos pequenos, especialmente em suas bordas. No entanto, tal fato deve estar associado não à própria fragmentação, mas à maior perturbação sofrida por esses fragmentos, melhor discutidos no próximo item.

Pelo menos uma espécie de borboleta frugívora de Una, *Pseudodebis valentina*, foi afetada pela diminuição na área do fragmento (Figura 12). A espécie é ombrófila e foi a mais abundante dos grandes fragmentos florestais amostrados, onde não mostrou preferência por zonas interiores mais ou menos perturbadas, mas foi pouco presente nas bordas. Seu tamanho, coloração esbranquiçada e vôo baixo e pausado pelo sub-bosque, a tornam conspícua e fácil de ser encontrada em qualquer lugar onde ocorra. Observada nos grandes fragmentos de floresta em diversas ocasiões, *P. valentina* não foi registrada fora de armadilhas em nenhum remanescente pequeno, nem mesmo nos mais preservados, ou naqueles diretamente conectados a tratos florestais maiores. Houve apenas duas capturas da espécie em fragmentos pequenos (ambas em bordas) e outras duas em seringais, mas três dos quatro eventos ocorreram em armadilhas colocadas a menos de 150m de grandes remanescentes florestais. Também não houve nenhum registro da espécie, visual ou em armadilhas, nas capoeiras ou nas cabruças. Assim, a espécie parece ser sensível ao tamanho e ao efeito de borda, além de ter baixa capacidade de dispersão através da floresta fragmentada. Tais fatos corroboram a idéia, já verificada em outros invertebrados³⁶, de que espécies comuns e com eficiência competitiva na floresta tropical, sofrem mais com a fragmentação de habitat. Não se constatou nenhum motivo óbvio para a resposta da espécie, embora se possa especular sobre a limitação de plantas hospedeiras, pois os bambus dos quais se alimentam quando larvas foram raros nos pequenos fragmentos e estavam ausentes de sistemas florestais antrópicos.

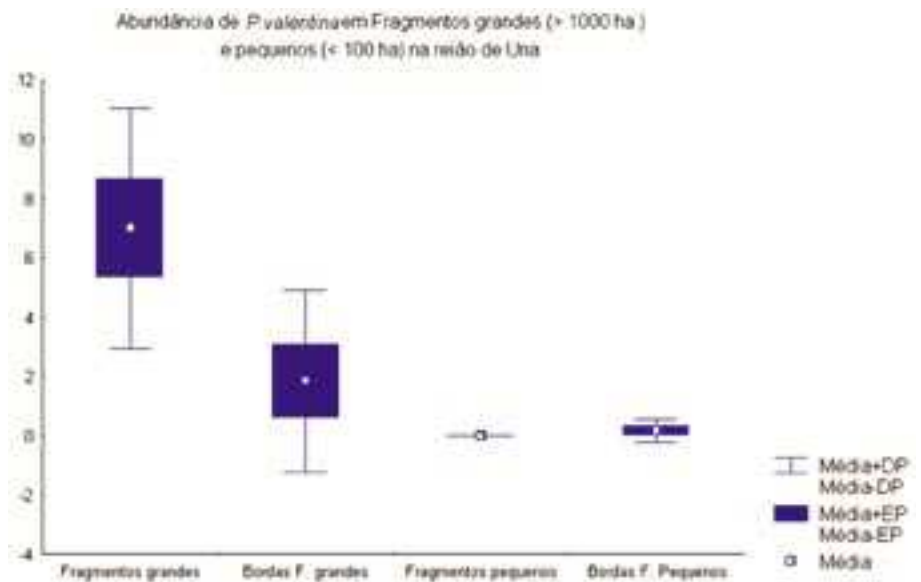


Fig.12 Abundância de *Pseudodebis valentina* em fragmentos grandes (> 1000ha) e pequenos (<100ha) em Una, Bahia.

Já os resultados obtidos pelo subprojeto Cerrado, não indicam uma influência homogênea da área sobre a riqueza de espécies de moscas da família Drosophilidae. Nos nove fragmentos amostrados em Rondônia, o número de espécies de drosofilídeos oscilou entre 2 e 8 espécies, porém essa variação não mostrou correlação com o tamanho dos fragmentos (Figura 13).

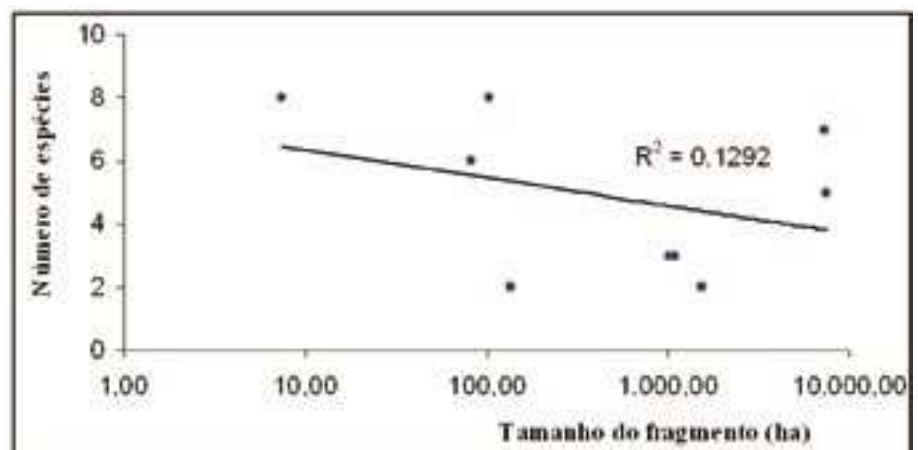


Fig.13 Curva espécie-área encontrada para Drosophilidae em nove fragmentos de cerrado em Rondônia.

Resultado diferente foi encontrado para os seis fragmentos estudados no Planalto Central, onde o número de espécie oscilou entre 10 e 13 espécies e mostrou-se correlação com a área (Figura 14). Vale ressaltar que a correlação foi negativa, ou seja, a maior riqueza foi encontrada nos menores fragmentos. Contudo é prematura a conclusão de que fragmentos menores são os mais adequados para a conservação, pois na maioria dos casos, o aumento no número de espécies em fragmentos menores está associado à presença de espécies invasoras que podem, em outro momento, levar as espécies típicas da região (ou endêmicas) à extinção local.

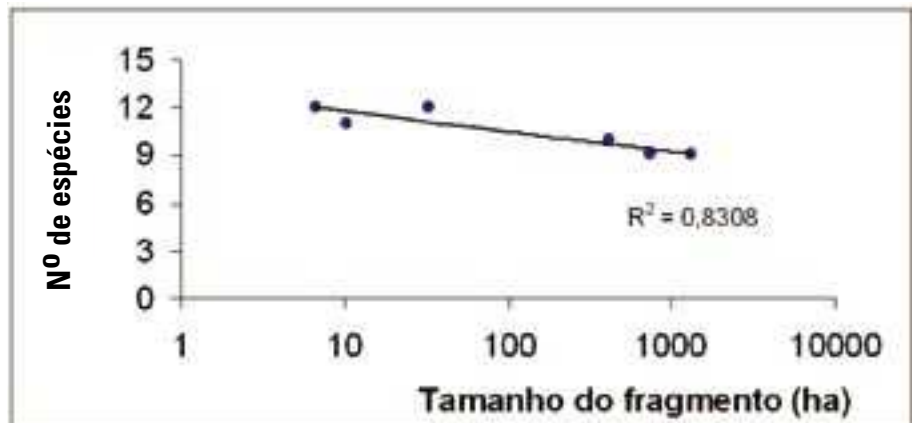


Fig.14 Curva espécie-área encontrada para drosofilídeos na região do Brasil central.

De fato, o número de espécies introduzidas nesses fragmentos está fortemente relacionado com a área (Figura 15). Novamente, é importante ressaltar que a correlação é negativa, ou seja, existe um maior número de espécies introduzidas nos menores fragmentos.

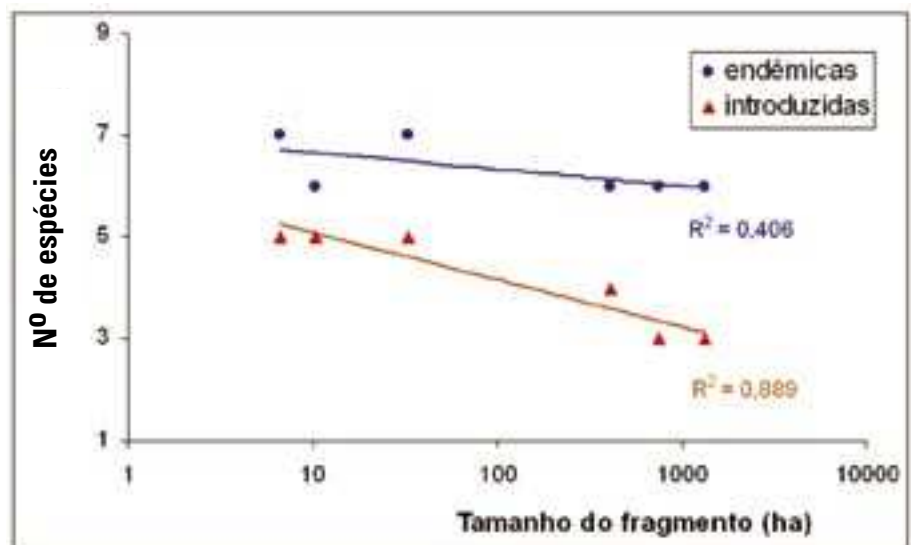


Fig.15 Relação entre o número de espécies endêmicas e introduzidas de Drosophilidae com o tamanho dos fragmentos de cerrado na região de Paracatu (MG) e Catalão (GO).

3. Estrutura e qualidade do fragmento

Algumas espécies de abelhas sem ferrão são bastante comuns em áreas urbanas, pois necessitam de cavidades relativamente pequenas para construir seus ninhos. A mandaçaia (*Melipona quadrifasciata*), apesar da baixa abundância, ocorreu em quatro fragmentos (Tabela 2). Ao contrário das demais, essa espécie é bastante exigente em relação ao habitat, pois necessita de grandes ocos em árvores vivas; sua presença na maioria das áreas estudadas, pode indicar a presença de uma vegetação antiga e bem conservada. *Trigona spinipes* foi a espécie mais abundante, pois além de suas colônias serem bastante populosas, os ninhos aéreos são construídos na parte externa das árvores, tanto no interior quanto no entorno dos fragmentos.

Tabela 2. Número de ninhos de abelhas sem ferrão encontrados nos cinco fragmentos estudados. EEUFMG- Estação Ecológica da UFMG; MHN-Museu de História Natural; PMGB- Parque das Mangabeiras ; FZB-Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte.

Espécie de abelha	EEUFMG	MHN	PMGB	FZB	Total
<i>Geotrigona subterranea</i>	0	2	1	0	3
<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	1	2	3	1	7
<i>Paratrigona lineata</i>	0	0	0	3	3
<i>Partamona</i> sp.	0	0	2	0	2
<i>Plebeia droryana</i>	0	3	1	0	4
<i>Tetragona clavipes</i>	0	0	0	2	2
<i>Tetragonisca angustula</i>	1	6	7	14	28
<i>Trigona spinipes</i>	2	3	0	4	12
Total	4	16	14	24	

Maiores valores de índices de diversidade foram encontrados para o Museu de História Natural - MHN ($H'=1.72$, $E=0.78$), Parque das Mangabeiras - PMGB ($H'=1.74$, $E= 0.74$) e Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte - FZB ($H'= 1.74$, $E= 0.76$). A Área de Proteção Especial do Barreiro - APEB ($H'= 1.48$, $E= 0.76$) e Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais - EEUFMG ($H'= 1.54$, $E= 0.71$) obtiveram menores valores. Nestes fragmentos, a grande quantidade de substratos para nidificação (occos de árvores, cavidades nos alicerces e muros e solo exposto) pode estar favorecendo a presença de um número maior de espécies de abelhas sem ferrão.

A comunidade de abelhas sem ferrão é bastante diferente de um fragmento para o outro, daí os baixos valores de similaridade encontrados. Similaridades acima de 50% foram verificadas apenas entre a APEB e EEUFMG e MHN e PMGB E FZB (Tabela 3).

Tabela 3. Valores das medidas de similaridade de espécies de abelhas sem ferrão entre os cinco fragmentos estudados na RMBH. Valores em negrito indicam alta similaridade. APEB- Área de Proteção Especial do Barreiro; EEUFMG- Estação Ecológica da UFMG; MHN-Museu de História Natural; PMGB- Parque das Mangabeiras ; FZB-Fundação Zoobotânica de Belo Horizonte.

	APEB	EEUFMG	MHN	PMGB	FZB
APEB	*	53.9	23.6	34.4	17.2
Estação Ecológica	*	*	20.8	37.4	21.3
Museu de Histo. Natural	*	*	*	56.7	77.2
Parque das Mangabeiras	*	*	*	*	43.2
Fundação Zoobotânica	*	*	*	*	*

Os ninhos foram localizados no MHN, PMGB, FZB e EE. Na APEB não foi possível localizar os ninhos em função da alta densidade e da altura das árvores, o que impede a penetração de luz e dificulta a localização da entrada dos ninhos, que em geral é críptica, ou seja, oculta. Localizar a entrada de ninhos em alturas acima de 7 metros também é bastante difícil, mesmo com o auxílio de binóculos. No PMGB existem várias trilhas que cortam as áreas de mata, facilitando a visualização da entrada dos ninhos. Além disso, existem várias construções dentro do Parque e vários ninhos foram localizados nos alicerces e muros. Na FZB a densidade de árvores é menor, o que favorece a localização da entrada dos ninhos. Assim como no PMGB vários ninhos foram localizados nos alicerces e nos muros.

Na região de Una, borboletas frugívoras foram beneficiadas por perturbações provocadas pela extração seletiva de madeira nos fragmentos florestais. As estradas e clareiras criadas para a extração sofrem invasão por espécies associadas aos ambientes abertos, que se beneficiam da proliferação de gramíneas e plantas pioneiras. Porém, essas espécies tendem a desaparecer conforme ocorre a regeneração da mata. Em fragmentos explorados entre 15 a 20 anos atrás e onde a estrutura florestal se encontrava parcialmente recomposta, mas ainda com clareiras grandes e manchas de dossel baixo, as comunidades de borboletas frugívoras se mostraram mais diversas (Figura 16). O aumento da diversidade em relação à floresta preservada não se deve à colonização por novas espécies, mas sim ao aumento na abundância de muitas das espécies já presentes na comunidade, que as torna mais detectáveis pela amostragem.

Dentre as alterações da estrutura florestal decorrentes da extração seletiva de madeira e consideradas favoráveis às espécies de borboletas frugívoras, citam-se o aumento na abundância de trepadeiras e espécies arbóreas sucessionais secundárias, utilizadas como hospedeiras por muitos desses insetos e, o aumento da heterogeneidade espacial e microclimática, decorrente da maior descontinuidade de dossel. Acontecimento semelhante foi notado para comunidades de borboletas na região amazônica, onde fragmentos florestais mais perturbados, independentes do seu tamanho, tiveram maior riqueza de espécies³⁷.

Além da relação entre o número de espécies de drosófilas e o tamanho do fragmento, foram medidos também alguns parâmetros espaciais para cada fragmento. São eles: riqueza de habitats (número de habitats no fragmento); riqueza relativa de habitats (riqueza dividida pelo número total de habitats); grau de recortamento (borda, obtida pela razão entre o perímetro e a área); número de manchas de habitats; den-

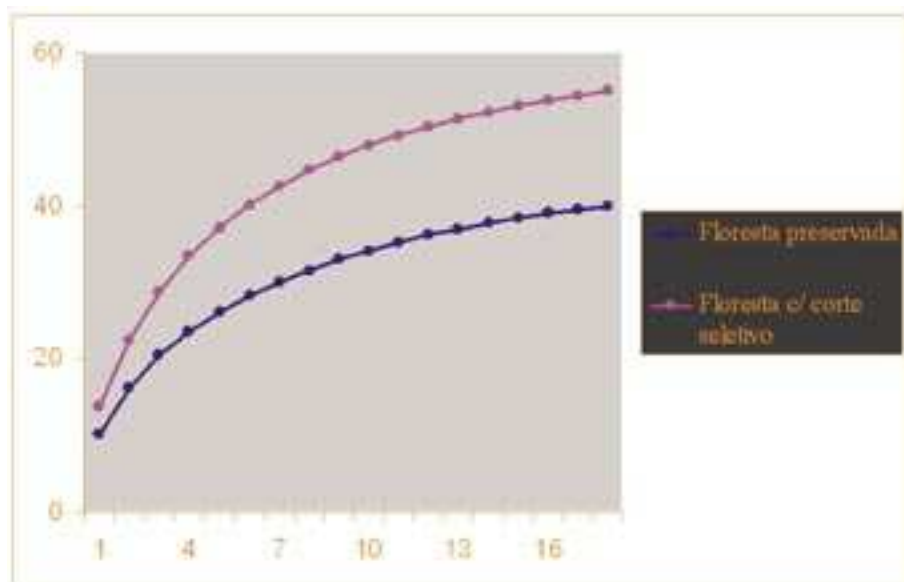


Fig.16 Relação entre o número de espécies endêmicas e introduzidas de Drosophilidae com o tamanho dos fragmentos de cerrado na região de Paracatu (MG) e Catalão (GO).

tidade de manchas (dada em km², mede o grau de recortamento interno) e número de fragmentos conectados por zonas tampão de 250m.

Para os drosofilídeos coletados em Rondônia, nenhum desses parâmetros está correlacionado com a riqueza de espécies. A mesma análise feita para os fragmentos do Brasil Central mostram que apenas o número de manchas de habitats por fragmento está relacionado à riqueza destas moscas (correlação negativa).

4. Borda

Com relação ao efeito de borda, há grupos ou espécies de insetos que respondem positivamente e demonstram preferência pelo habitat de borda^{17,38,39} para outros o efeito é negativo e as espécies evitam a borda, preferindo o interior^{21,22,40}. Entretanto, existem grupos onde a preferência está associada ao grupo trófico⁵. Considerando que as ordens de insetos folívoros estudadas foram Lepidoptera (mariposas e borboletas), Orthoptera (grilos e esperanças), Coleoptera (besouros), Phasmida (bicho-pau) e Hymenoptera-Symphyta (vespas folívoras), os resultados preliminares para os três tipos de borda na REBIO União⁴¹, mostram que o número absoluto de insetos foi maior na borda (117) que no interior (76).

A abundância relativa foi calculada sem considerar os coleópteros, pois muitos indivíduos permaneceram com grupo trófico indeterminado. A abundância relativa foi significativamente maior na borda (Figura 17). Quanto às ordens de insetos, Lepidoptera foi o mais abundante na borda, seguido de Coleoptera e Orthoptera (Figura 18).

É possível que a maior abundância seja reflexo do aumento no número de espécies que preferem a borda, já que insetos herbívoros poderiam ser beneficiados pela alta qualidade nutricional de plantas heliófilas⁴²; o microclima⁴³; a baixa transmissão de doenças⁴⁴; a redução

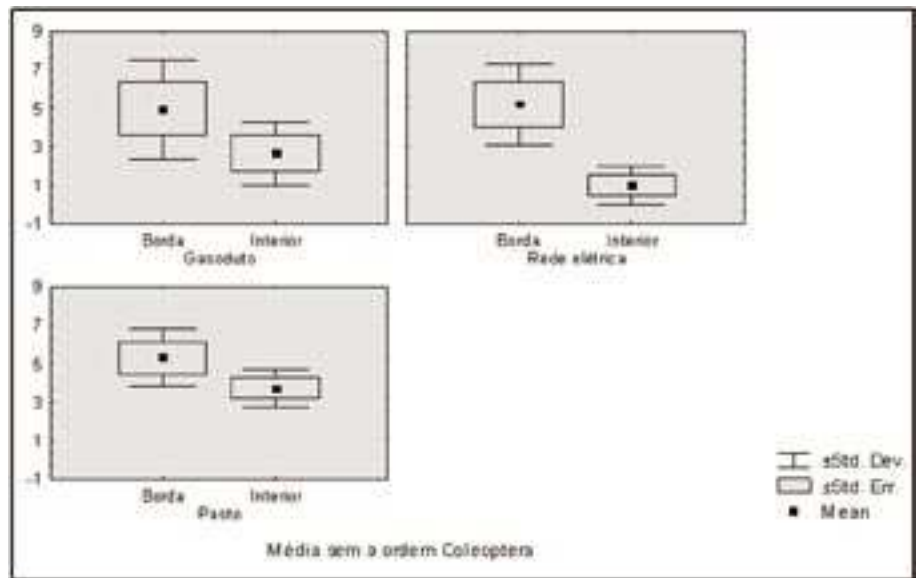


Fig.17 Abundância relativa de insetos em borda e interior. As médias foram obtidas para borda de mata com diferentes habitats antrópicos e para os respectivos interiores.

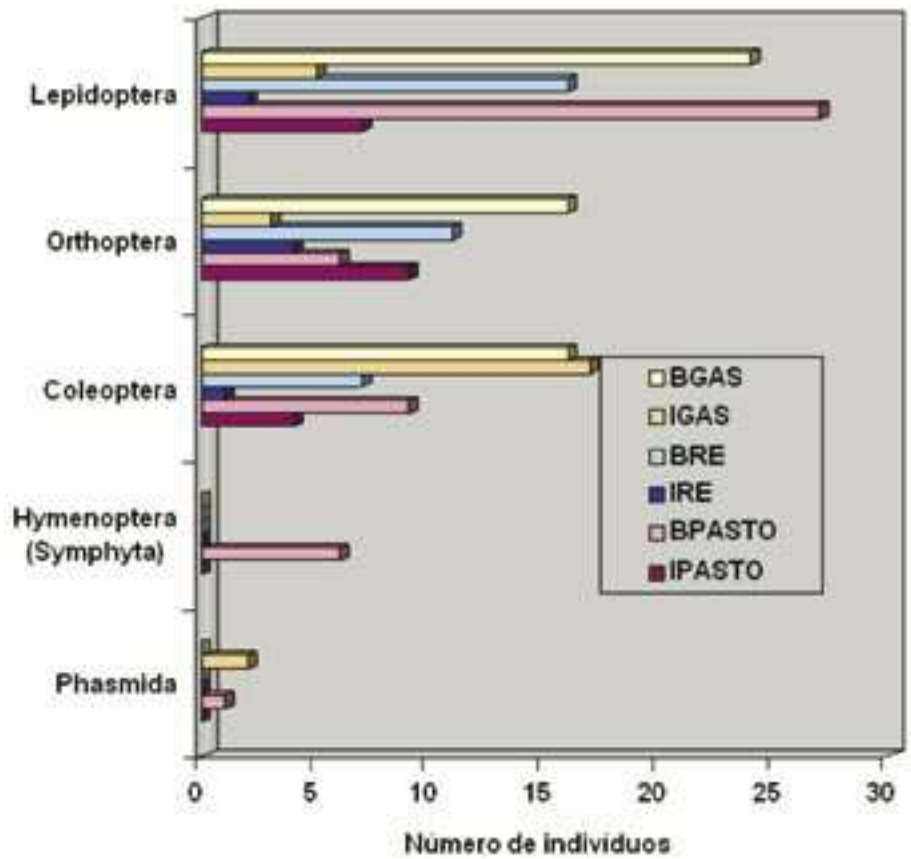


Fig.18 Número de insetos de cada ordem encontrados no sub-bosque nos habitats de borda e interior; B=borda, I=interior, RE=rede elétrica, GAS=gasoduto.

de inimigos naturais^{45,46} ou porque altos níveis tróficos são mais afetados^{14,47}. No entanto, a maior abundância pode decorrer de insetos que não utilizam como um recurso alimentar, somente as plantas analisadas, porque podem alimentar-se na matriz ou ainda em outros estratos da floresta. De fato, a despeito da maior abundância na borda, uma maior porcentagem de herbivoria não foi evidenciada no sub-bosque, mas foi maior na borda. Um aumento do número de organismos tem sido relatado para habitat do tipo ecótono, no qual pode haver sobreposição de indivíduos dos habitats fronteiros. Amostragens contínuas poderão revelar se este resultado constitui um padrão espaço-temporal e se a composição de espécies de folívoros é também afetada pelo efeito de borda.

Em Una, maior número de espécies de borboletas frugívoras foi encontrado em bordas de fragmentos, devido ao aparecimento de espécies invasoras. Houve um aumento na quantidade de indivíduos de borboletas habitantes de copas e clareiras das matas (Ninfalídeos, Eurytelinae e Coloburini) e diminuição de borboletas ombrófilas nas bordas, em especial nos fragmentos pequenos. O aumento das espécies ligadas às copas e clareiras pode ser explicado pela exacerbação, nas bordas, das alterações decorrentes de perturbação, discutidas no item anterior. Já os motivos pelos quais as borboletas ombrófilas evitaram bordas não foram tão claros, mas as possibilidades incluem alterações microclimáticas relacionadas à luminosidade e umidade⁴⁸, ou ainda mudanças na estrutura florestal decorrentes do adensamento de vegetação nos estratos herbáceos e arbustivos baixos, capazes de dificultar o deslocamento dessas borboletas na área da borda, ou favorecer espécies invasoras adaptadas à perturbação, pela substituição de plantas hospedeiras das larvas.

A ocorrência de espécies de borboletas frugívoras invasoras foi um fenômeno restrito às bordas, diretamente relacionado à perturbação e independente do tamanho dos fragmentos. Tais borboletas podiam ser observadas em estradas que cortavam florestas, a até 2 ou 3km de distância de áreas abertas, mas restringiam-se à margem da pista e não se aventuravam muito no sub-bosque da mata adjacente. Os poucos indivíduos de espécies invasoras apanhados pelas armadilhas no interior de fragmentos, o foram em áreas de perturbação intensa, como ramais de extração de madeira ainda abertos ou tomados por vegetação pioneira. Além disso, a capacidade de colonização de florestas ou ambientes florestais antrópicos, foi bastante específica no grupo de borboletas invasoras presentes em Una. Assim, a invasão por borboletas não-florestais deve ser interpretada como um forte indicativo da degradação da estrutura da floresta, cuja ocorrência não está ligada à simples criação de bordas, mas sim à sua dinâmica de perturbação.

5. Matriz

Diferentes tipos de matrizes podem influenciar na composição da fauna no interior do fragmento. No entanto, diferenças na matriz urbana (avaliada pela porcentagem de urbanização no entorno) não têm correlação com a riqueza de abelhas sem ferrão nos fragmentos. A maioria das espécies que ocorrem nos fragmentos, exceto *M. quadrifasciata*, formam colônias cujos indivíduos são muito pequenos e, por isso, podem nidificar em cavidades pequenas. Tanto no interior do fragmento quanto na matriz de entorno,

existem vários tipos de substratos que podem estar sendo utilizados por essas espécies na construção de seus ninhos.

Na visão popular, as moscas (dípteros das sub-ordens Brachycera e Cyclorrhapha) estão sempre associadas ao lixo e aos dejetos humanos e de animais domésticos. Pode-se assim imaginar que as alterações ambientais causadas pelo homem sejam favoráveis a estes insetos. Na realidade, muitas espécies de moscas dependem de detritos orgânicos para o seu desenvolvimento, mas poucas se especializaram em utilizar-se desses detritos produzidos direta ou indiretamente pelas atividades humanas. Essas espécies são conhecidas como sinantrópicas e, em sua maioria, têm grande importância médica ou veterinária. O que poucas pessoas sabem é que muitas espécies de moscas são importantes polinizadoras, decompositoras, predadoras e parasitas de outros insetos e são usadas como alimento por diversas espécies. Suas funções são essenciais para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas. Pela grande diversificação no uso de habitats e de recursos, é de se esperar alterações marcantes na comunidade de moscas em decorrência do processo de fragmentação florestal.

A comunidade de moscas no interior do fragmento difere substancialmente daquela encontrada no entorno. Apesar de praticamente as mesmas famílias de moscas ocorrerem em ambos os locais, em termos de abundância relativa a comunidade do interior do fragmento, difere bastante daquela de seu entorno. No interior do fragmento da EEUFMG, Phoridae e Dolichopodidae foram as famílias mais freqüentes, e no seu entorno, Phoridae e Syrphidae (Figura 19). No interior do fragmento da FZB, Phoridae e Stratiomyidae foram as mais freqüentes e, finalmente, no seu entorno Phoridae e Syrphidae (Figura 19) (Tabela 4). Grande diferença foi encontrada na ordem de abundância das famílias subsequentemente mais freqüentes.

Observou-se uma separação bem nítida entre amostras do entorno e do interior dos fragmentos, e ainda notou-se uma separação entre as coletas da EEUFMG e as da FZB (Figura 20). Na análise de agrupamento, quanto menor a linha que une as amostras, maior é a semelhança entre

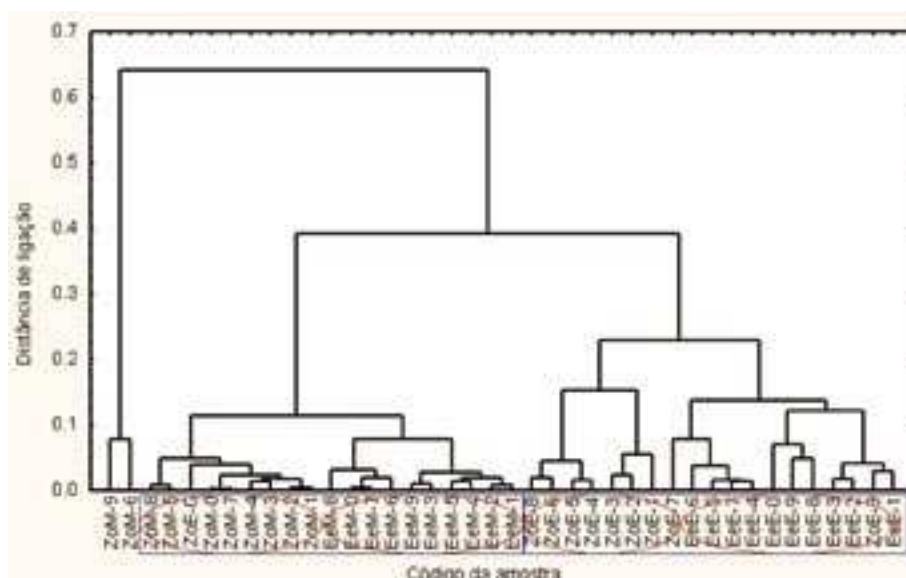


Fig.19

Agrupamento das amostras das diferentes semanas. Distância de ligação calculada utilizando o valor da correlação de Pearson. Os quadrados azuis mostram, um o grupo formado principalmente pelas coletas de dentro do fragmento (M) e outro, o formado por aquelas do entorno (E). As elipses destacam os grupos formados pelas coletas realizadas na EE (Ee) e na FZB (Zo). Os números das amostras indicam a semana em que a coleta foi realizada, sendo que o número "0" representa a décima semana.

Tabela 4. Número médio de indivíduos coletados de cada uma das famílias em ordem de abundância na Estação Ecológica e na FZB fora e dentro da mata.

Família	Estação ecológica		FZB		Total
	Entorno	Fragmento	Entorno	Fragmento	
Phoridae	95.5	129.7	140.4	182.4	136.4
Tachinidae	57.4	37.8	101.1	13.3	52.2
Syrphidae	88.3	5.5	106.2	8.2	51.9
Stratiomyidae	15.9	13.3	47.1	123.4	49.0
Dolichopodidae	68.3	57.8	43.2	24.8	48.9
Sarcophagidae	55.3	26.1	94.8	8.4	46.0
Muscidae	15.1	8.9	71.5	19.6	28.3
Pipunculidae	25.5	10.6	11.2	4.4	13.1
Calliphoridae	3.4	1.4	16.9	0.4	5.4
Asilidae	3.6	2.2	9.7	2.6	4.5
Tabanidae	6.2	1.7	1.7	4.7	3.6
Conopidae	1.6	2.1	0.3	6.7	2.7
Empididae	2.3	3.3	2.9	1.7	2.6
Bombyliidae	4.8	0.4	3.6	0.1	2.2
Therevidae	0.4	0.3	1.5	0.3	0.6
Scenopidae	0.0	0.0	0.3	0.1	0.1
Platypezidae	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0
Hippoboscidae	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
Mydidae	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
Xylomyidae	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
Total	443.8	301.1	652.4	401.4	447.7
Número de amostras	20	20	19	19	78

elas. As amostras do entorno têm uma distância de ligação maior do que as amostras do interior da mata, o que indica que estas comunidades são mais semelhantes entre si do que as comunidades do entorno.

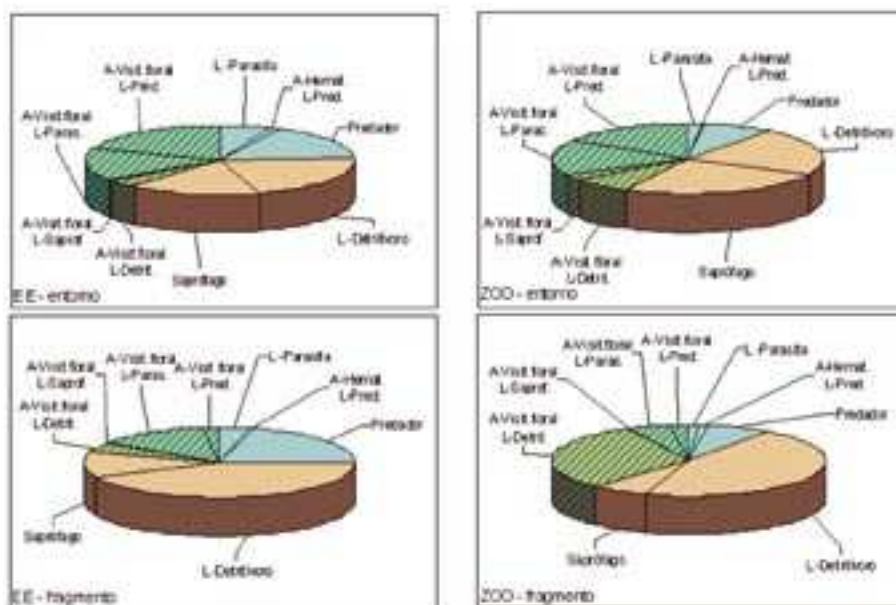


Fig.20

Gráfico de pizza mostrando a proporção de moscas por hábito alimentar. A letra "A" indica o hábito alimentar do adulto e a letra "L" da larva. Apenas "L" significa que só se conhece o hábito alimentar da larva. A ausência de uma das letras indica que tanto a larva quanto o adulto têm o mesmo hábito alimentar. Destacados em azul turquesa as moscas cujas larvas são predadoras ou parasitas, em marrom claro as larvas detritívoras ou saprófagas, e listrado de verde os adultos visitantes florais. Detrit. = detritívoro, Hemat. = hematófago, Paras = parasita, Pred. = predador, Visit. floral = visitante floral.

Nas amostras do entorno, verificou-se um número muito maior de indivíduos, bem como maior diversidade de espécies. Nas duas áreas, a diversidade e a equitabilidade dos locais no entorno da mata, foram maiores do que no interior da mata (Tabela 5).

Tabela 5. Riqueza, índices de diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade (E) de famílias, calculados para a Estação Ecológica e para a FZB dentro e fora dos fragmentos florestais.

Índices	Estação Ecológica		FZB		Total
	Entorno	Fragmento	Entorno	Fragmento	
Riqueza	15	17	16	19	20
H'	1,74	1,58	1,75	1,47	1,74
E	0,63	0,55	0,62	0,49	0,57

Em um trabalho feito com besouros na Nova Zelândia, foram encontradas diversidade e abundância maior de espécies em áreas de vegetação arbustiva, quando comparadas com matas não perturbadas. Este fato justifica-se pela maior taxa de substituição vegetal que ocorre nos estágios iniciais de sucessão; na mata não perturbada é encontrada uma maior proporção de coleópteros detritívoros^{49,50}.

Quando se compara a proporção de diferentes hábitos alimentares das moscas no interior do fragmento e no seu entorno, nota-se também um predomínio das espécies que são detritívoras na fase larval dentro do fragmento florestal e, além disso, um predomínio das espécies que são visitantes florais na fase adulta, e predadores ou parasitas na fase larval, no entorno do fragmento florestal nas duas áreas (Figura 21). O entorno dos fragmentos, portanto, com sua formação arbustiva e herbácea deve fornecer farto alimento, em especial para espécies que visitam flores e espécies parasitas e predadores de insetos herbívoros. Além disto, na EEUFMG foi encontrada uma proporção maior de predadores nas fases adulta e larval, e de parasitas na fase larval quando comparada com a FZB, onde, por sua vez, ocorreu uma proporção maior de visitantes florais na fase adulta e detritívoros na fase larval (Figura 21). Phoridae e Stratiomyidae são famílias cujas larvas são principalmente detritívoras, talvez por este fato estas famílias estejam mais bem representadas dentro dos fragmentos. Neste ambiente, a quantidade de folhíço acumulado no solo e as condições de umidade e temperatura, devem ser mais propícias para o desenvolvimento de suas larvas. É interessante notar que as espécies de Stratiomyidae podem estar utilizando os fragmentos florestais principalmente como sítios de reprodução, enquanto o entorno, rico em arbustos floridos, é usado principalmente como sítio de alimentação. A maioria das espécies de Syrphidae coletada no entorno dos fragmentos, são conhecidos visitantes florais⁵¹ e suas larvas são predadoras de homópteros (como os pulgões), que são herbívoros bastante comuns nesta vegetação arbustiva.

Para elucidar ainda mais a relação entre fragmento e entorno, foi escolhida uma família bem representada em ambos os ambientes, Stratiomyidae, cujos gêneros identificados foram posteriormente separados em morfoespécies. Dos 1.368 indivíduos coletados dessa família, foram identificados 17 gêneros (a subfamília Pachygastrinae não foi separada em gêneros) e 34 morfoespécies, sendo que uma espécie do gênero *Allognosta* e uma do gênero *Cyphomyia* foram as mais abundantes. *Allognosta* foi mais abundante dentro do fragmento da FZB e não foi coletada em nenhum outro local. *Cyphomyia* foi coletada tanto dentro como no entorno dos fragmentos da EEUFMG e da FZB, sendo, no entanto, mais abundante no entorno (Tabela 6).

Tabela 6. Morfoespécies de Stratiomyidae (exceto Pachygastrinae) coletadas em duas semanas na Estação

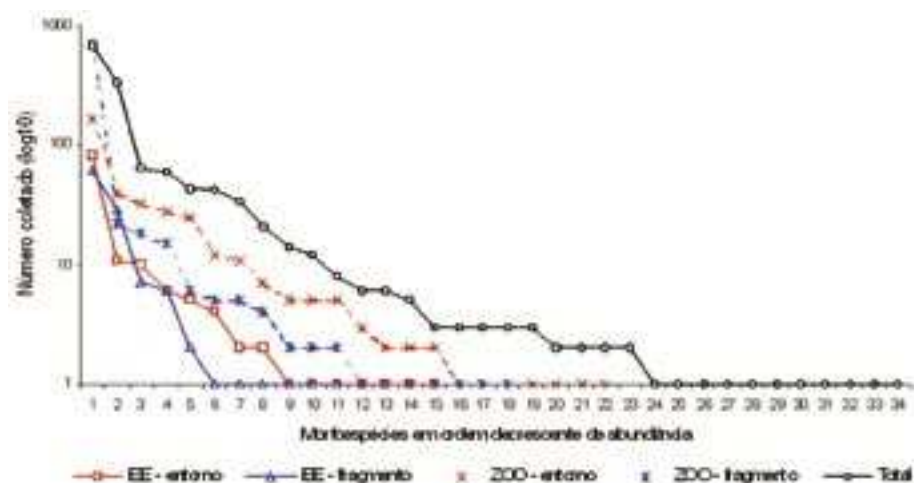


Fig.21 Curvas de distribuição de abundâncias das morfoespécies de Stratiomyidae no total, e em cada área e local separados.

Ecológica e na FZB.

Morfoespécie	Estação Ecológica		FZB		Total
	Entorno	Fragmento	Entorno	Fragmento	
<i>Allognosta</i> sp.3	0	0	0	693	693
<i>Chiromyza</i> sp.1	2	6	33	2	43
<i>Chrysoclorina</i> sp.1	6	0	39	15	60
<i>Cosmariomyia</i> sp.1	0	0	1	0	1
<i>Cyphomyia</i> sp.1	83	61	167	22	333
<i>Cyphomyia</i> sp.2	0	1	0	0	1
<i>Cyphomyia</i> sp.3	0	0	0	1	1
<i>Cyphomyia</i> sp.4	0	0	0	1	1
<i>Dicyphoma</i> sp.1	0	0	2	0	2
<i>Eidalimus</i> sp.1	1	0	5	0	6
<i>Euryneura</i> sp.2	1	0	1	1	3
<i>Euryneura</i> sp.3	0	0	3	0	3
<i>Exodontha</i> sp.1	0	1	0	0	1
<i>Exodontha</i> sp.2	0	0	1	0	1
<i>Gowdeyana</i> sp.1	0	0	1	0	1
<i>Hermetia illucens</i>	5	1	0	0	6
<i>Hermetia</i> sp.1	1	0	1	1	3
<i>Hermetia</i> sp.2	1	0	0	0	1
<i>Hermetia</i> sp.3	1	1	1	0	3
<i>Hermetia</i> sp.4	0	0	5	0	5
<i>Hermetia</i> sp.5	0	0	2	0	2
<i>Merosargus</i> sp.1	0	0	12	2	14
<i>Microchrysa</i> sp.1	1	0	7	0	8
<i>Myxosargus</i> sp.1	0	2	0	0	2
<i>Myxosargus</i> sp.2	0	0	0	1	1
<i>Odontomyia</i> sp.1	1	29	0	4	34
<i>Pachygastrinae</i> spp.	11	7	28	18	64
<i>Ptecticus</i> sp.1	4	1	11	5	21
<i>Sargus</i> sp.1	10	1	25	6	42
<i>Sargus</i> sp.1b	0	0	0	1	1
<i>Sargus</i> sp.2	2	0	5	5	12
<i>Sargus</i> sp.3	0	0	0	1	1
<i>Sargus</i> sp.4	0	0	1	2	3
Não identificados	0	0	2	0	2
Total	130	111	353	781	1375

A diversidade de Stratiomyidae na EEUFMG foi praticamente igual

para o interior e entorno do fragmento, entretanto, na FZB a diversidade foi maior no entorno do que no interior do fragmento florestal (Tabela 7), o que se deve principalmente à dominância de *Allognosta*. Apesar dessa diferença nos índices, as curvas que refletem a diversidade de cada um dos locais amostrados têm um perfil bem semelhante (Figura 22).

Tabela 7. Índices de diversidade e equitabilidade de morfoespécies da família Stratiomyidae calculados para a Estação Ecológica e para a FZB dentro e fora dos fragmentos florestais.

Índices	Estação Ecológica		FZB		Total
	Entorno	Fragmento	Entorno	Fragmento	
Riqueza	15	11	22	18	34
H'	1,46	1,34	1,93	0,60	1,69
E	0,54	0,56	0,63	0,21	0,48

Dez morfoespécies foram comuns às duas áreas, ocorrendo dentro

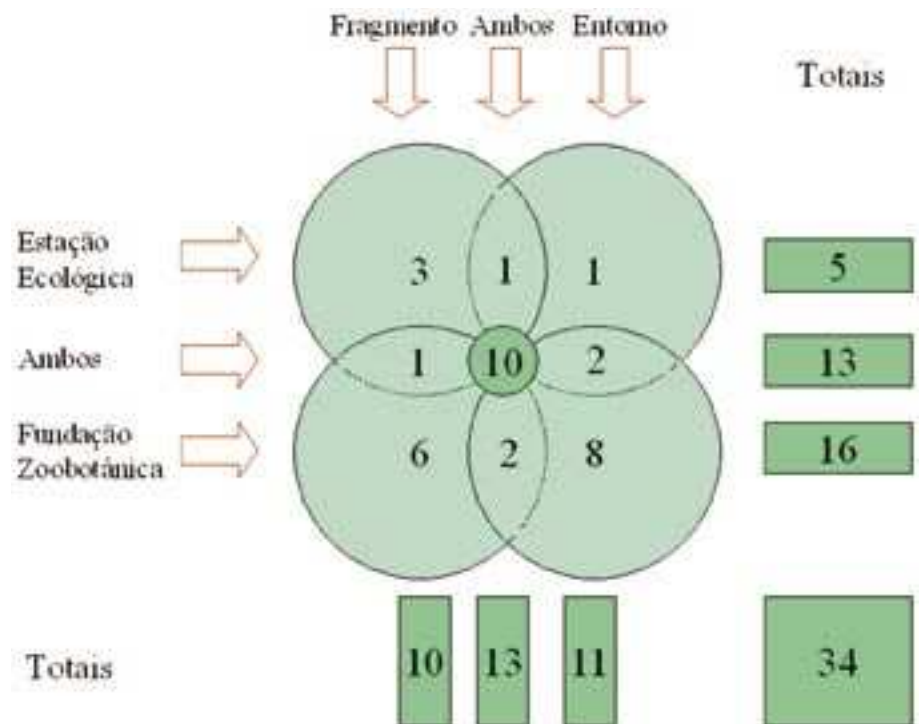


Fig.22

Representação esquemática do número de morfoespécies de Stratiomyidae coletadas exclusivamente em cada uma das áreas e locais (números no centro de cada um dos quatro círculos maiores), coletadas em mais de um local (números nas interseções entre os círculos da esquerda e os da direita), coletadas em mais de uma área (números nas interseções entre os círculos de cima e os de baixo), e coletados nas duas áreas e nos dois locais em pelo menos uma das áreas (número no círculo pequeno central). Os retângulos externos indicam os totais por área na direita e totais por local abaixo.

e no entorno dos fragmentos (Figura 23); com exceção de três, todas as demais estiveram entre as mais abundantes. Seis ocorreram exclusivamente dentro do fragmento da FZB, e três somente dentro do fragmento da EEUFMG. Apenas uma morfoespécie foi aparentemente mais restrita ao interior de fragmentos florestais nas duas áreas.

Dez morfoespécies foram encontradas apenas dentro dos fragmentos. É pouco provável que essas morfoespécies sejam realmente restritas ao fragmento, mesmo a *Allognosta* que foi coletada durante um curto período, o que pode representar pulsos de emergência de adultos e(ou) acasalamento. Verificou-se também que 13 morfoespé-



Fig.23 Mosca encontrada na Região Metropolitana de Belo Horizonte, em voo.

cies ocorreram tanto na mata como no entorno (Figura 23), algumas podem estar utilizando um destes dois ambientes apenas como passagem, mas é bem provável que a grande maioria delas utilizem recursos diferenciados em cada ambiente ou recursos que são encontrados em ambos.

O estudo no Acre foi realizado no município de Rio Branco, à margem direita da Rodovia BR 364. O fragmento florestal de 2.111ha está situado entre grandes áreas de pecuária de corte extensiva⁵², sendo composto por 371ha de florestas secundárias (borda do fragmento), 21ha de área agropastoril (interior do fragmento) e 1.719ha de floresta primária (interior).

A maior riqueza de espécies foi observada na área de floresta, cujo índice de diversidade⁵³ foi mais elevado do que nas demais áreas. O número de indivíduos coletados foi maior na área de pastagem, apesar do número de espécies ser menor, o que refletiu no menor índice de diversidade nesta área. Na capoeira foram observados valores intermediários de riqueza e de diversidade e com menor número de indivíduos coletados (Tabela 8). A perda na diversidade de insetos chegou a 38% e 81%, respectivamente, quando comparadas as combinações floresta/capoeira e floresta/pastagem. Entre capoeira e pastagem a perda foi da ordem de 31%.

Tabela 8. Resumo das coletas mensais de insetos com armadilha luminosa e rede entomológica em floresta, capoeira e pastagem no sudeste acreano, de abril de 1999 a março de 2000. Rio Branco, AC.

Método de Amostragem	Área	Ordens (n)	Famílias (n)	Espécies (n)	Indivíduos (n)	H'
Armadilha luminosa	Floresta	14	113	1296	6313	148
Armadilha luminosa	Capoeira	13	94	861	3057	107,2
Armadilha luminosa	Pastagem	13	86	736	8159	81,6
Rede entomológica	Floresta	13	69	407	721	61,7
Rede entomológica	Capoeira	11	54	305	759	45,8
Rede entomológica	Pastagem	8	54	246	2221	31,8

De maneira geral, destacaram-se as ordens Coleoptera (besouros) e Hemiptera das sub ordens Heteroptera (percevejos) e Homoptera (cigarritas e cigarras), além de Hymenoptera (vespas, abelhas e formigas) quanto à riqueza em espécies e abundância nas diferentes áreas de cole-

ta (Tabela 9).

Tabela 9. Número de espécies e de indivíduos de diferentes ordens de insetos coletados mensalmente, de abril de 1999 a março de 2000, com armadilha luminosa em áreas de floresta, capoeira e pastagem no sudeste acreano. Rio Branco, AC.

Ordem	Espécies (n)			Indivíduos (n)		
	Floresta	Capoeira	Pastagem	Floresta	Capoeira	Pastagem
Blattodea	37	28	15	107	60	88
Coleoptera	425	306	200	1738	982	2434
Dermaptera	3	0	2	7	0	24
Diptera	49	21	23	203	36	266
Ephemeroptera	0	6	4	0	8	41
Heteroptera	94	67	88	337	573	435
Homoptera	294	162	178	1557	350	2244
Hymenoptera	220	168	121	1908	764	2269
Lepidoptera	61	40	57	134	91	272
Mantodea	12	5	5	27	22	6
Megaloptera	1	0	0	1	0	0
Neuroptera	4	1	1	6	1	1
Odonata	3	7	0	4	7	0
Orthoptera	84	40	40	228	72	77
Psocoptera	9	10	2	56	91	2
Total	1296	861	736	6313	3057	8159

Dentro de cada ordem, a distribuição das diferentes famílias foi diferenciada de acordo com a área amostrada. Assim, dentro de Coleoptera destacou-se na floresta a família Curculionidae (Figura 24 A), apresentando maior riqueza de espécies e abundância. Na capoeira e pastagem foi a família Scarabeidae (Figura 24 B) que apresentou maior número de espécies e de indivíduos.

Besouros Scarabaeidae (escaravelhos) são utilizados como grupo indicador em estudos sobre diversidade de insetos ou artrópodos sendo também considerados importantes em estudos sobre fragmentação florestal, uma vez que o alimento de grande parte deste grupo (fezes e carcaças) é produzido por organismos fortemente afetados por este processo, como primatas e outros mamíferos de médio e grande porte e pássaros⁷, tratando-se de um grupo importante na reciclagem de nutrientes do solo, no controle de alguns parasitas de vertebrados e na dispersão de sementes²².

Quanto aos Hymenoptera, Formicidae (formigas) (Figura 24 C) foi a família mais rica em espécies e abundante em todas as áreas amostradas, com maior número de espécies na floresta e maior número de indivíduos na pastagem. Esses insetos também são citados como possível grupo indicador de biodiversidade e de perturbação ambiental^{54,55,56}. Numa avaliação de diversos pequenos fragmentos de floresta secundária e áreas adjacentes de cultivo na Colômbia, verificou-se que todos os fragmentos apresentaram maior riqueza faunística em espécies de formigas do que suas áreas adjacentes⁵⁴.

Menor número de indivíduos de Braconidae e Ichneumonidae (vespinhas parasitóides), assim como de Vespidae (vespas predadoras) (Figura 24 D), foi capturado na pastagem. Kruess & Tschardtke¹⁸ também observaram que parasitóides foram mais sensíveis à fragmentação florestal do que seus hospedeiros fitófagos, apresentando redução acen-

tuada no número de espécies.

Os Lepidópteros (borboletas e mariposas) têm sido considerados

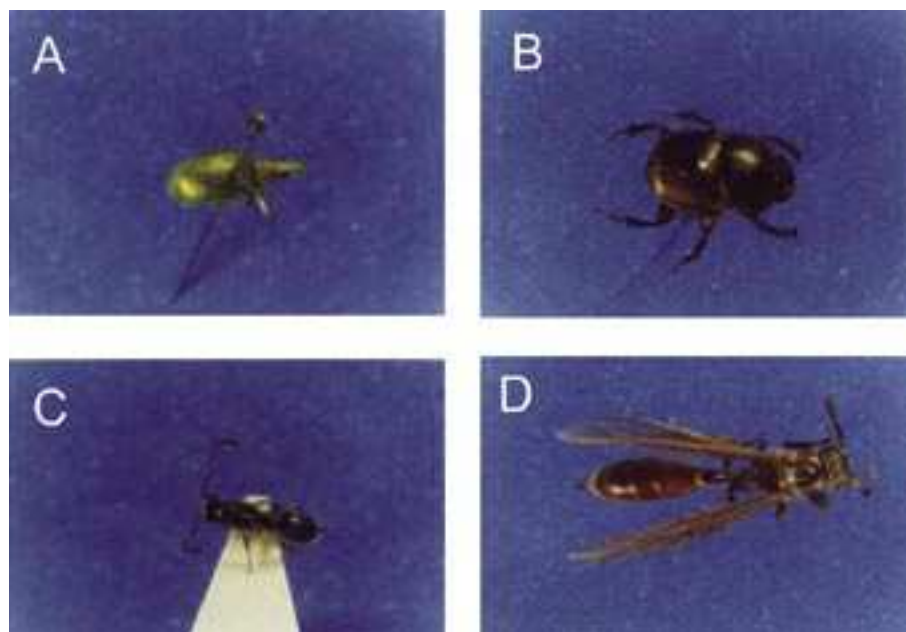


Fig.24

Exemplares de Coleoptera e Hymenoptera (besouros, formiga e vespa) coletados com armadilhas luminosa. a- Curculionidae, b- Scarabaeidae, c- Formicidae, d- Vespidae.

importantes indicadores, pois atuam nos ecossistemas florestais como desfolhadores, decompositores, presas ou hospedeiros de carnívoros, estando a sua diversidade relacionada à reciclagem de nutrientes, dinâmica populacional de plantas e à relação predador-presa de um ecossistema^{57,58}.

Poucas foram as espécies predominantes em cada área, pois a maioria das espécies foi classificada como de abundância rara, pouco freqüente, de ocorrência acidental e não dominante, o que está de acordo com Price⁵⁹, segundo o qual, em geral, ambientes tropicais são compostos de muitas espécies com baixa abundância, ou seja, apresentam uma alta riqueza de espécies raras, em comparação com os ambientes de clima temperado.

Houve uma maior semelhança (índice de similaridade de Sorensen⁶⁰) na floresta e na capoeira quanto à composição de espécies predominantes, onde 39% das espécies predominantes ocorreram concomitantemente. A similaridade entre a pastagem e a capoeira foi de 16% e com a floresta foi de apenas 12%.

Foi coletado maior número de espécies na área de floresta do que na capoeira e na pastagem, sendo o índice de diversidade na floresta, superior ao observado nas demais áreas. Apesar de apresentar um menor número de espécies, na pastagem foi coletado o maior número de indivíduos (Tabela 10).

Tabela 10. Número de espécies e de indivíduos de diferentes ordens de insetos coletados mensalmente, de abril de 1999 a março de 2000, com rede entomológica em áreas de floresta, capoeira e pastagem no sudeste acreano. Rio Branco, AC

Ordem	Espécies (n)			Indivíduos (n)		
	Floresta	Capoeira	Pastagem	Floresta	Capoeira	Pastagem
Blattodea	4	6	0	7	9	0
Coleoptera	140	106	46	207	175	190
Dermaptera	4	1	0	5	1	0
Diptera	23	15	33	51	23	451
Heteroptera	34	32	32	56	88	108
Homoptera	80	59	76	170	172	1248
Hymenoptera	83	60	43	171	257	138
Lepidoptera	6	11	8	7	13	15
Mantodea	1	0	0	1	0	0
Odonata	1	1	1	7	2	1
Orthoptera	29	13	7	36	18	70
Phasmatodea	1	0	0	1	0	0
Psocoptera	0	1	0	0	1	0
Thysanoptera	1	0	0	2	0	0
Total	407	305	246	721	759	2221

Coleoptera e Hymenoptera apresentaram considerável redução no número de espécies na pastagem em relação às áreas de floresta e capoeira. Heteroptera e Homoptera apresentaram maior número de indivíduos na pastagem, mas o número de espécies nessa área foi semelhante ao da mata primária.

As famílias Curculionidae e Chrysomelidae (Figura 25 A), foram as mais abundantes e com maior número de espécies nas três áreas de coletas. Com relação às famílias Carabidae (Figura 25 B) e Coccinellidae (Figura 25C), às quais pertencem espécies de predadores, o número de espécies assim como de indivíduos, foi consideravelmente menor na pastagem do que nas demais áreas. Os Carabídeos têm sido sugeridos para uso como indicadores em programas para levantamento da biodiversidade, pois apresentam grande variabilidade morfológica, taxonômica, comportamental e ecológica, sendo também abundantes e sensíveis às mudanças ambientais⁶¹.

Em Homoptera, a família Cicadellidae que abriga insetos fitófagos como as cigarrinhas, que podem provocar danos diretos pela sucção de seiva e indiretos, injetando toxinas e vírus em diversas culturas (Figura 25 D), foi bastante favorecida pelo ambiente de pastagem.

Com relação à ordem Hymenoptera destacaram-se, em número de espécies e de indivíduos, as famílias Formicidae e Braconidae. Quanto a essa última, composta por parasitóides de outros insetos, verificou-se uma redução tanto no número de espécies como de indivíduos da mata fragmentada para a pastagem.

Na região de Una, foram examinadas as comunidades de borboletas frugívoras das cabruças, dos seringais e das capoeiras jovens em conjunto com florestas preservadas e seletivamente exploradas para madeira, com o objetivo de investigar sua permeabilidade e capacidade de sustentar espécies da floresta preservada. Nenhum destes sistemas antrópicos foi adequado para a totalidade das espécies florestais. Várias espécies comuns da floresta, como *Pseudodebis valentina* já mencionada, não foram registradas ou foram muito raras nos ambientes alterados.

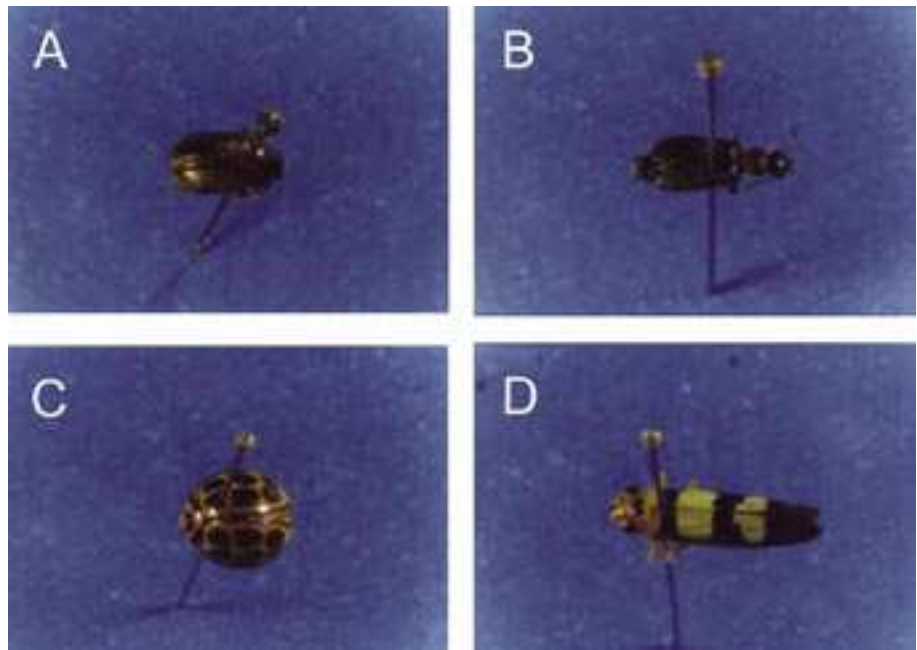


Fig.25 Exemplares de Coleoptera e Homoptera (besouros e cigarras) coletados com rede entomológica. A- Chrysomelidae, b- Carabidae, c- Coccinellidae, d- Cicadellidae. (Foto: Marcílio Thomazini).

As comunidades encontradas em sistemas distintos variaram em permeabilidade ou favorecimento de diferentes grupos ecológicos de borboletas frugívoras, definidos de acordo com o uso do habitat da floresta original (Figura 26). O favorecimento de espécies raras da comunidade florestal e a invasão dos ambientes por borboletas não florestais, também ocorreram de modo diferenciado, tanto em termos de espécies quanto em quantidade de indivíduos (Figuras 3b e 3c do capítulo de ferramentas). Embora na paisagem de Una, a área ocupada por ambientes alterados seja menor do que aquela de floresta remanescente, amostragens idênticas realizadas nos municípios de Uruçuca e Ilhéus confirmaram padrão semelhante de distribuição de espécies de borboletas frugívoras, mesmo quando todos os fragmentos florestais eram menores (máximo de 250ha) e a matriz, no caso cabrucas, ocupava mais de 80% da paisagem.

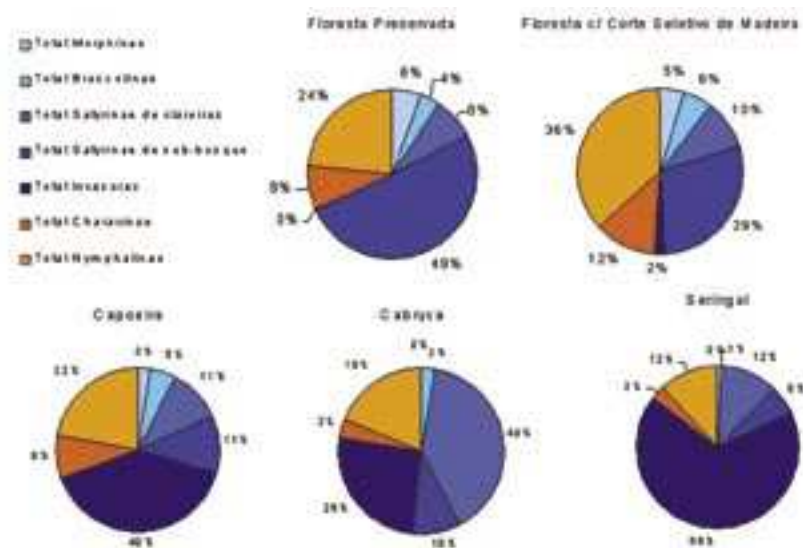


Fig.26 Variação da proporção de indivíduos de grupos de borboletas frugívoras encontrados nas comunidades estudadas em diferentes ambientes na região de Una, BA.

6. Considerações finais

O tamanho mínimo de um fragmento capaz de sustentar a diversidade de insetos pré-existente em um ecossistema tropical é variável de acordo com a região, em função de diferenças no clima, solo, grau de endemismo e distribuição das espécies. Vegetação em estágios sucessionais secundários também podem abrigar grande diversidade de insetos, sendo também variável conforme a região, a idade e o tamanho das mesmas que permitam a manutenção dessa diversidade.

Fragmentos florestais urbanos como os de Belo Horizonte, são muito importantes na manutenção da comunidade de insetos como abelhas sem ferrão e moscas polinizadoras, mesmo estando imersos em uma matriz hostil (área urbana). Estas áreas fornecem sítios de nidificação e alimento suficientes para manter populações de várias espécies.

A ocorrência de algumas espécies de moscas polinizadoras em fragmentos pequenos demonstra que, apesar do tamanho, estes fragmentos ainda funcionam como refúgio para algumas espécies de moscas polinizadoras que, pelo menos em alguma fase de seu ciclo de vida, dependem ou são mais bem sucedidas no interior das matas.

Insetos herbívoros que ocorrem em áreas de borda dos fragmentos são beneficiados pela alta qualidade nutricional de plantas heliófilas, pelo microclima, pela baixa transmissão de doenças, pela redução de inimigos naturais ou porque altos níveis tróficos são mais afetados. Apesar da maior abundância na borda, uma maior porcentagem de herbivoria não foi evidenciada no sub-bosque. Um aumento do número de organismos tem sido relatado para habitat do tipo ecótono, no qual pode haver sobreposição de indivíduos dos habitats fronteiros. Amostragens contínuas poderão revelar se este resultado constitui um padrão espaço-temporal e se a composição de espécies de folívoros é também afetada pelo efeito de borda.

Comparando-se os levantamentos feitos no sudeste do Acre, verifica-se, em geral, maior diversidade e riqueza de espécies na área de floresta primária, seguida pela capoeira e por último, pela pastagem; no entanto foi observado maior número total de indivíduos na pastagem, favorecida principalmente por espécies fitófagas e(ou) potencialmente pragas e redução na riqueza e abundância de inimigos naturais (predadores e parasitóides). De maneira geral, o número de ordens, famílias e principalmente, de espécies (ou morfoespécies) de insetos coletados e o índice de diversidade calculado, diminuíram com a elevação do nível de antropização do ambiente, enquanto o número de indivíduos coletados aumentou.

A diversidade de insetos pode ser elevada mesmo em fragmentos, dependendo do grau de perturbação em seu interior e da conectividade com outros fragmentos. Nos fragmentos estudados no Cerrado em Rondônia e no Brasil Central este mesmo padrão foi observado, pois a riqueza de espécies de moscas das frutas (*Drosophilidae*) não foi influenciada pelo tamanho dos fragmentos nem pela sua estrutura e qualidade.

Para borboletas frugívoras tropicais, a fragmentação funciona como um grande evento de perturbação acarretando uma reestruturação da comunidade local e a invasão por espécies externas. Espécies associa-

das à perturbação têm boa capacidade de dispersão, necessária para a colonização de ambientes restritos e de existência efêmera^{62,63}. Quando áreas florestais cada vez maiores se tornam ambientes perturbados ou secundários, acontecem inversões na dominância da comunidade: espécies florestais ligadas a ambientes sucessionais, antes raras e limitadas por recursos⁶³, aumentam muito em abundância e podem adquirir vantagem competitiva sobre suas similares da floresta preservada, com possibilidade de substituí-las mesmo em pequenas manchas de floresta inalterada³⁷. Já as espécies alheias à floresta, permanecem periféricas ao sistema e só são capazes de invasão e estabelecimento onde a estrutura florestal é severamente descaracterizada.

Conclui-se então, que fragmentos florestais são extremamente importantes para comunidades de insetos, independente do papel funcional que cada grupo desempenha no ambiente. Resultados muito variáveis têm sido encontrados quanto à alteração na diversidade de insetos em função da fragmentação, desmatamento ou diferentes estágios de sucessão ecológica. Em alguns casos, estes distúrbios estão associados à redução na diversidade de espécies de insetos e, em outros casos, contrariamente, estes fatores estão associados até a um aumento na diversidade local. Portanto, as generalizações devem ser cuidadosas.

7. Recomendações

a. É preciso que as Unidades de Conservação continuem sendo criadas e mantidas a fim de permitir a manutenção da biodiversidade de insetos em geral, principalmente, em áreas urbanas.

b. A manutenção da vegetação em sucessão no entorno dos fragmentos é essencial para a manutenção de espécies menos exigentes e que utilizam os fragmentos florestais, bem como os recursos encontrados no seu entorno.

c. Fragmentos pequenos servem de refúgio para insetos que, em pelo menos uma fase da vida, dependem ou são mais bem sucedidos em áreas florestais ou de cerrado.

d. No caso da utilização de florestas secundárias para manutenção da diversidade de insetos, deve-se considerar a sua conectividade com florestas primárias;

e. Alguns fragmentos florestais, de umas poucas dezenas de hectares, podem conter um grande número de espécies da flora regional e, portanto, devem ser protegidos. Muitas espécies de plantas e animais podem sobreviver em florestas comerciais. Alguns animais podem utilizar florestas plantadas ou secundárias que cercam os fragmentos de floresta primária.

f. Fragmentos de florestas tropicais, de cerrado e até áreas de capoeira podem abrigar insetos que são inimigos naturais (predadores e parasitóides) de pragas agrícolas. Estes insetos buscam nos fragmentos alimentação, abrigo e refúgio, aumentando sua população na ausência temporal do hospedeiro.

g. Quanto aos insetos que podem servir de bioindicadores de perturbação ambiental, alguns grupos podem ser trabalhados no

levantamento e monitoramento da biodiversidade em fragmentos florestais e nas áreas adjacentes: lepidópteros (borboletas, no caso de avaliações rápidas), coleópteros principalmente espécies das famílias Scarabaeidae e Carabidae; himenópteros (formigas e abelhas da subfamília Euglossinae e Melioninae) e cupins.

Referências bibliográficas

1. LEPPIK, E. E., 1957, Evolutionary relationship between entomophilous plants and anthophilous insects. *Evolution* 11: 466-481.
2. STEBBINS, G. L., 1970, Adaptive radiation of reproductive characteristics in angiosperms I: pollination mechanisms. *Ann. Rev. of Ecol. Sys.* 1: 307-325.
3. PRICE, P. W., 1984, *Insect Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 607p.
4. DOUROJEANNI, M. J., 1986, Entomología y recursos naturales. *Rev. Per. Entomol.* 29: 1-6.
5. DOUROJEANNI, M. J., 1990, Entomology and biodiversity conservation in Latin America. *Am. Entomol.* 36(2): 88-93.
6. DIDHAM, R. K., GHAZOU, J., STORK, N. E. & Davis, A. J., 1996, Insects in fragmented forests: a functional approach. *Tree* 11(6): 255-260.
7. LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD JR., R. O., RYLANDS, A. B., MALCOLM, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN JR., K. S., POWELL, A. H., POWELL, G. V. N., SHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B., 1986, Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M.E. (ed.) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer Associates.
8. MARTINS, M., 1987, Variação espacial e temporal de algumas espécies e grupos de *Drosophila* (Diptera) em duas reservas de mata isoladas nas vizinhanças de Manaus (Amazonas, Brasil). *Bol. Mus. Par. Emílio Goeldi, série Zoo.* 3: 195-218.
9. BROWN, K. S. Jr., 1991, Conservation of neotropical environments: insects as indicators. In: Collins, N.M. & Thomas, J.A.(eds). *The conservation of insects and their habitats*. London Academic Press, London.
10. EHRLICH, P. R., 1992, Population biology of checkerspot butterflies and the preservation of global biodiversity. *Oikos* 63: 6-12.
11. LASALLE, J. & GAULD, I. D., 1993, *Hymenoptera and Biodiversity*. Wallingford, CAB International.
12. MORATO, E. F., 1993, *Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central*. Viçosa, UVF. Dissertação de Mestrado.
13. LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD Jr., R. O. (eds), 1997, *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.
14. DIDHAM, R. K., HAMMOND, P. M., LAWTON, J. H., EGGLETON, P., & STORK, N. E., 1998, Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Eco. Monog.* 68: 295-323.
15. FOWLER, H. G., 1998, Provas de Melhoria Ambiental. *Ciência Hoje* 24(142): 69-71.

16. STEWART, D. A. B. & SAMWAYS, M. J., 1998, Conserving dragonfly (Odonata) assemblages relative to river dynamics in an African Savanna Game Reserve. *Cons. Biol.* 12: 683-692.
17. ROLAND, J., TAYLOR, P. & COOKE, B., 1997, *Forest structure and the spatial pattern of parasitoid attack*. In Watt, A. D., Stork, N. E., Hunter, M. D. (eds) *Forest and insects*. 18th Symposium of the Royal Entomological Society of London. London: Chapman and Hall, p 97-106.
18. KRUESS, A. & TSCHARNTKE, T., 1994, Habitat fragmentation, species loss, and biological control. *Science*, 264: 1581-1584.
19. AIZEN, M. A. & FEINSINGER, P., 1994, Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology*, 75: 330-351.
20. SOUZA, O. F. F. de & BROWN, V. K. 1994, Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *J. Trop. Ecol.* 10: 197-206.
21. POWELL, A. H. & POWELL, G. V. N., 1987, Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica*, 19(2): 176-179.
22. KLEIN, B. C., 1989, Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology*. 70: 1715-1725.
23. MORATO, E. F., 1994, Abundância e riqueza de machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em mata de terra firme e áreas de derrubada, nas vizinhanças de Manaus (Brasil). *Bol.Mus.Par. Emílio Goeldi, série Zoo*, 10(1): 95-105.
24. BIERREGAARD, R. O., LOVEJOY JUNIOR, T. E., KAPOV, V., SANTOS, A. A. & HUTCHINGS, W., 1992, The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioSciences*, 42: 859-866.
25. LOVEJOY, T. E., 1980, Discontinuous wilderness: minimum areas for conservation. *Parks*, 5: 13-15.
26. EHLER, L. & FRANKIE, G. W., 1979a, Arthropods fauna of live oak in urban natural stands in Texas.II. Characteristics of the mite fauna (Acari). *J. Kansas Entomol. Soc.* 52: 86-92
27. EHLER, L. & FRANKIE, G. W., 1979b, Arthropods fauna of live oak in urban natural stands in Texas.III. Oribatid mite fauna (Acari). *J. Kansas Entomol. Soc.* 52: 344-348.
28. LAROCA, S., CURE, J. R. & BORTOLI, C., 1982, A associação de abelhas silvestres (Hymenoptera:Apoidea) de uma área restrita no interior da cidade de Curitiba (Brasil): uma abordagem biocenótica. *Dusenía*. 13: 93-117.
29. RUSZCZYK, A.,1986a, Ecologia Urbana de Borboletas I. O gradiente de urbanização e a fauna de Porto Alegre RS. *Rev. Bras. Biol.* 46: 675-688.
30. RUSZCZYK, A.,1986b,. Ecologia Urbana de Borboletas II. Papilionidae, Pieridae e Nymphalidae em Porto Alegre, RS. *Rev. Bras.Biol.* 46: 689-709.
31. RUSZCZYK, A., 1987, Distribution and abundance of butterflies in the urbanization zones of Porto Alegre, Brazil. *J. Res. on Lep.* 25: 157-178.
32. HOJE EM DIA, 26 de Março de 2000. Belo Horizonte, Cidade Jardim.
33. BARRETO, A., 1936, Belo Horizonte. Memória Histórica e Descritiva: *história antiga*. 2a. ed. Belo Horizonte: Ed. Rex.
34. HAFFER, J., 1987, Quaternary history of tropical Americas. *In: Biogeography and Quaternary History in Tropical America*, edited by T.C. Whitmore & G.T. Prance, Oxford: Clarendon Press, pp 1-18.
35. ANTONINI, Y., 2002, *Efeitos de variáveis ambientais na ocorrência de Melipona quadrifasciata (Apidae:Meliponina) em fragmentos urbanos e rurais*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 167pp.

36. DIDHAM, R. K., 1998, Altered leaf-litter decomposition rates in tropical rates in tropical forest fragments. *Oecologia*. 116: 397-406.
37. BROWN, K. S. Jr. & HUTCHINGS, R. W., 1997, Disturbance, Fragmentation, and the Dynamics of Diversity in Amazonian Forest Butterflies. Pp 91-110 In Laurance, W. F. & Bierregaard, R. O. Jr, 1997. *Tropical Forest Remnants*. Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. Univ. Chicago Press. Chicago. 616 Pp.
38. BELLINGER, R. G., RAVLIN, F. W. & MCMANUS, M. L., 1989, Forest edge effects and their influence on Gypsy Moth (Lepidoptera: Lymantriidae) egg mass distribution. *Environ. Entomol.* 18: 840-843.
39. CAPPUCCINO, N. & MARC-ANDRÉ, M., 1997, The birch tube-maker *Acrobasis betulella* in a fragmented habitat: the importance of patch isolation and edges. *Oecologia*. 110: 69-76.
40. HARPER, L. H., 1989, The persistence of ant-following birds in small Amazonian forest fragments. *Acta Amazonica* 19: 249-263.
41. CABRAL, B.C., 2001, *Efeito de borda sobre a herbivoria foliar por insetos em um fragmento de mata Atlântica na REBIO União, Rio das Ostras-RJ*. Tese de Mestrado. UENF-Campus dos Goytacazes-RJ.
42. COLLINGE, S. K. & LOUDA, S. M., 1989, Influence of plant phenology on the insect herbivore/bitercross interaction. *Oecologia*. 79: 111-113.
43. DIDHAM, R. K., 1997, The influence of edge Effects and forest Fragmentation on Leaf Litter invertebrates in Central Amazonia. In Laurance, W. F., Bierregaard-Jr R. O., (eds.) *Tropical Forest Remnants*. Chicago: Chicago University Press, p. 55-70.
44. ROLAND, J. & KAUPP, W. J., 1995, Reduced transmission of forest tent caterpillar (Lepidoptera: Lasiocampidae) nuclear polyhedrosis virus at the forest edge. *Environment Entomology*. 24: 1175-1178.
45. PIMM, S. L., 1991, *The balance of nature?* Chicago: Chicago University Press.
46. ZABEL, J., 1998, Does fragmentation of *Urtica* habitats affect phytophagous and predatory insects differentially? *Oecologia*. 115: 47-53.
47. LAWTON, J. H., 1995, Population dynamic principles. In J. H. Lawton e R. M. May, editors. *Extinction rates*. Oxford: Oxford University Press.
48. LAURANCE W. F., LAURANCE S. G., FERREIRA L. V., RANKIN DE MERONA J. M., GASCON C. & LOVEJOY, T. E., 1997, Biomass collapse in Amazonian forest fragments, *Science* 278: 1117-1118.
49. HUTCHESON, J. A., 1990, Characterisation of Terrestrial Insect Communities using Malaise Trapped Coleoptera. *Ecol. Entomol.* 15: 143-151.
50. HUTCHESON, J. A., & KIMBERLEY, M. O., 1999, A Pragmatic Approach to Characterising Insect Communities in New Zeland: Malaise Trapped Beetles. *New Zeland J. Ecol.* 23(1): 69-79.
51. SOUZA-SILVA, M., FONTENELLE, J. C. R., & MARTINS, R. P, 2001, Seasonal abundance and species composition of flower-visiting flies. *Neotrop.Entomol.* 30: 351-359.
52. FIGUEIREDO, E. O., PEREIRA, N. W. V. & WADT, L. H. O, 2000, *Avaliação da composição estrutural e biomassa viva acima do solo, em florestas sob efeito da fragmentação na Amazônia Ocidental*. Rio Branco: Embrapa Acre, 27p. (Embrapa Acre, Boletim de Pesquisa, 26).
53. MARGALEF, R., 1951, Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada de Barcelona*, Barcelona, 6: 59-72.54. ARMBRECHT, I. & ULLOA, P. C., 1997, Composición y diversidad de hormigas en bosques secos relictuales y

sus alrededores, en el Valle del Cauca, Colombia. *Rev.Colomb. Entomol*, 23: 1-2 45-50.

54. BROWN JUNIOR., K. S., 1997, Diversity, disturbance and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *J. Insect Conserv.*, 1: 25-42.

55. OSBORN, F., GOITIA, W., CABRERA, M. & JAFFE, K., 1999, Ants, plants and butterflies as diversity indicators: comparison between strata at six forest sites in Venezuela. *Stud. on Neotrop. Fauna and Environ.* 34: 59-64.

56. SILVEIRA NETO, S., MONTEIRO, R. C., ZUCCHI, R. A. & MORAES, R. C. B., 1995, Uso da análise faunística de insetos na avaliação do impacto ambiental. *Scientia Agricola*, 52: 9-15.

57. HAMMOND, P.C. & MILLER, J.C., 1998, Comparison of the biodiversity of Lepidoptera within three forested ecosystems. *Annals of the Entomol.Soc.America*, 91: 323-328

58. PRICE, P. W., DINIZ, I. R., MORAIS, H. C. & MARQUES, E. S. A., 1995, The abundance of insect herbivore species in the tropics: the high local richness of rare species. *Biotropica*, 27: 468-478.

59. SORENSEN, T., 1948, A method of establishing of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on danish commons. *Biol. Skr.* 5:1-34.

60. NIEMELÄ, J. & KOTZE, J., 2000, Assessing anthropogenic impacts on biodiversity using carabids: a global network. *In: INTERNATIONAL CONGRESS OF ENTOMOLOGY, 21., Foz do Iguaçu. Abstracts Book 1. Foz do Iguaçu: Embrapa Soja, p.106.*

61. BLAU, W. S., 1980, The effect of environmental disturbance on a tropical butterfly population. *Ecology* 61: 1005-1012.

62. SHAHABUDDIN, G. & TERBORGH, J. W., 1999, Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. *J. Trop. Ecol.* 15: 703 - 722.

Agradecimentos

Os resultados apresentados neste capítulo só puderam ser obtidos com o auxílio das seguintes instituições: FENORTE/UENF, IBAMA/RJ (GERÊNCIA DA REBIO UNIÃO), UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE – UFAC, EMBRAPA ACRE, CNPQ, CAPES, FINATEC, FUNDAÇÃO ZOOBOTÂNICA DE BELO HORIZONTE, SECRETARIA MUNICIPAL DE MEIO AMBIENTE DE BELO HORIZONTE. Agradecemos ainda a Elizângela Sampaio de Albuquerque e Moacyr Araújo Silva pelo auxílio nos trabalhos no Acre e ao Flavio Siqueira de Castro (bolsista Probio/CNPq-processo 180664/1999-9), Eva Gleide Silva, Ronaldo Guimarães Costa Castro (bolsista Probio/CNPq, processo: 181062/1999-2), Mario Cesar L. Del Sarto Castro (bolsista Probio/CNPq, processo: 180668/1999-4) Rafael Dias Loyola e Sandra Matoso Soares pelo auxílio na coleta, identificação e montagem das abelhas e moscas durante os trabalhos em Belo Horizonte. Ao CNPq pela bolsa de Júlio César R. Fontenelle, (processo 380656/1999-0).

10

INTERAÇÕES ENTRE ANIMAIS E PLANTAS

Edivani Villaron Franceschinelli
Eduardo Andrade Botelho Almeida
Yasmine Antonini
Bérites Carmo Cabral
Roselaini Mendes do Carmo
Alexandre Damasceno
Júlio Cesar Rodrigues Fontenelle
Vânia Luciane Alves Garcia
Márcia Sepúlveda Guilherme
Rudi Ricardo Laps
Gilda Guimarães Leitão
Suzana Guimarães Leitão
Sandra Bos Mikich
Davyson de Lima Moreira
Marcelo Trindade Nascimento
André Nemésio
Rômulo Ribon
Fernando Amaral Silveira
Teofânia Heloisa Dutra Amorim Vidigal

Introdução

O grande número existente de espécies de plantas e animais, particularmente nas regiões tropicais, implica na ocorrência de complexas interações entre seus organismos. As interações bióticas são imprescindíveis para a manutenção dos ecossistemas, pois nestes as plantas não só definem a estrutura da floresta, como também participam de uma intrincada rede de interações mutualísticas ou antagonísticas com animais, fungos e microorganismos.

Utilizando-se da energia solar, as plantas transformam o gás carbônico, a água e os nutrientes do solo em matéria orgânica. Desta forma, elas crescem, se reproduzem e servem de alimento para muitos animais e microorganismos. Estes organismos podem alimentar-se de folhas, raízes, frutos, néctar e outras partes das plantas. Algumas espécies de animais estabelecem uma relação mutualística com as plantas, ou seja, ambos se beneficiam com a relação. Ao se alimentarem de frutos, acabam dispersando suas sementes ou ao se alimentarem de néctar ou de partes das flores, dispersam seus grãos de pólen. As interações entre animais e plantas podem ser altamente especializadas, como é o caso das existentes entre espécies de figueiras e vespas, que dependem uma da outra para se reproduzirem¹. Os organismos que se alimentam de partes das plantas, danificando-as sem efetuar nenhum serviço em troca, estabelecem uma relação antagonística com elas. Assim, muitas plantas produzem substâncias tóxicas e(ou) impalatáveis para evitar este tipo de herbivoria. Com isto, a presença de espécies de plantas menos tóxicas para certos herbívoros é vital.

Com a destruição e fragmentação de extensas áreas de vegetação, muitas dessas interações podem desaparecer, uma vez que muitas espécies não conseguem alimentar-se ou reproduzir-se adequadamente nos fragmentos remanescentes de vegetação que apresentam uma quantidade de recursos geralmente menor que a floresta original. Além disso, organismos que dependem de interações altamente especializadas podem se extinguir rapidamente com o desaparecimento ou diminuição da abundância de um dos organismos que participa desta interação.

Poucos são os trabalhos que retratam os efeitos da fragmentação sobre as interações entre organismos. No âmbito do Probio, foram feitos alguns estudos sobre grupos de animais que se alimentam de frutos e folhas, outros que são visitantes florais ou predadores de sementes. Estes estudos enfocaram principalmente o efeito do tamanho, do isolamento, da borda e do estado de conservação dos fragmentos florestais sobre a diversidade e abundância desses animais. Cinco estudos mostraram o efeito da fragmentação sobre a interação animal-planta. O Projeto Camanducaia analisou o efeito da fragmentação na taxa de visita dos polinizadores às flores e na produção de frutos e sementes das plantas por eles visitadas. Os projetos Insetos e Aves, Restauna e Araucária mostraram o efeito da fragmentação sobre importantes polinizadores como, abelhas, moscas e beija-flores e importantes frugívoros, como, aves e mamíferos. O Projeto Bugios analisou se o tamanho do fragmento influencia o grau de toxicidade da dieta dos macacos bugios. Os projetos Poço das Antas e Camanducaia estudaram, respectivamente, o efeito de borda dos fragmentos sobre a folivoria e do tamanho dos fragmentos sobre a predação de sementes por insetos. Todos estes trabalhos foram realizados em fragmentos florestais da Mata Atlântica em diferentes estados do Brasil, desde o Paraná até o Sul da Bahia.

1. Visitantes florais

As flores constituem uma importante fonte de recursos nas comunidades biológicas e são visitadas por um grande número de animais em busca de recursos como, néctar, pólen, resina, óleo, perfume ou abrigo. Alguns visitantes utilizam-se destes recursos sem trazer nenhum benefício para as plantas. No entanto, muitos animais ao buscarem a recompensa oferecida pelas flores realizam a polinização. Estes visitantes são benéficos às plantas e a todos os organismos que dependem dos frutos e sementes produzidos por elas. Quaisquer fatores que afetem a existência ou abundância destes visitantes podem também interferir na produção de frutos e sementes das plantas polinizadas por eles e, conseqüentemente, afetar outros animais que dependem desta produção. Além dos animais silvestres, o serviço da polinização também beneficia o homem, uma vez que muitas plantas cultivadas necessitam de polinizadores nativos para produção de frutos e sementes.

Entre os principais grupos de animais associados às flores estão os insetos como, as abelhas, as borboletas e mariposas, as moscas e vespas; as aves, como os beija-flores e alguns mamíferos como morcegos, macacos e marsupiais. Nos ambientes florestais, o estudo da ecologia destes visitantes florais e da polinização realizada por eles é dificultado, já que as flores das espécies arbóreas e de epífitas estão geralmente muito altas (no dossel da floresta) para serem observadas com detalhes. O simples conhecimento sobre a fauna de polinizadores de dossel já é escasso, principalmente sobre os insetos. Neste contexto, as abelhas das subtribos Euglossina e Meliponina, chamadas abelhas indígenas sem ferrão, como a jataí e a irapuá, são dos poucos grupos de polinizadores razoavelmente bem conhecidos para vários ambientes florestais do Brasil^{2,3,4}. Mesmo assim, suas interações com as plantas foram pouco estudadas.

Os projetos Insetos e Aves e Restauna estudaram os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica sobre três importantes grupos de visitantes florais: abelhas, beija-flores e moscas. Entre as abelhas, foram estudadas as subtribos Euglossina e Meliponina (abelhas sem ferrão). As Euglossinas foram amostradas em oito fragmentos entre 1 e 200ha na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) e numa reserva de mais de 30.000ha, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Nos dois locais, as amostragens foram feitas por intermédio da atração de machos por substâncias aromáticas específicas. Já as abelhas sem ferrão foram coletadas nas flores e tiveram seus ninhos procurados em fragmentos de vegetação nativa dentro da cidade de Belo Horizonte. As moscas foram amostradas com o uso de armadilhas dentro e no entorno de dois pequenos fragmentos florestais da cidade de Belo Horizonte. Finalmente, os beija-flores foram estudados em 41 fragmentos com áreas variando entre 1 a pouco mais de 100ha na região de Viçosa (MG) e na Reserva Biológica de Una, no sul da Bahia. As principais conclusões alcançadas por esses projetos estão descritas a seguir.

Na Mata Atlântica do sul da Bahia, os dados sugerem que a fauna de beija-flores aparentemente não é afetada pelo tamanho dos fragmentos e suas espécies não demonstram preferência pelas bordas ou interiores das florestas. Comparando a fauna de moscas dentro e no entorno de dois fragmentos de mata de Belo Horizonte, observa-se que a maioria das famílias de moscas ocorre tanto dentro quanto no entorno dos fragmentos, sendo mais comuns fora das manchas de matas. Também a abundância e o número de

espécies de Euglossinas nos fragmentos de mata na RMBH parecem ser pouco afetados pelo tamanho dos fragmentos. Algumas espécies de abelhas indígenas sem ferrão que ocorrem nos fragmentos inseridos na cidade de Belo Horizonte são também comuns no perímetro urbano da cidade.

No entanto, para todos os grupos estudados, a fragmentação das florestas pode levar a mudanças substanciais na composição da fauna local, uma vez que cada espécie pode ser afetada diferentemente. Algumas são mais sensíveis à redução do tamanho das áreas ou ao efeito de borda, enquanto outras são mais tolerantes aos espaços abertos do entorno dos fragmentos como pastagens, plantações, áreas urbanas etc.

A avaliação individual das espécies de beija-flores na região de Viçosa mostra, por exemplo, que apesar da maioria ser indiferente ao tamanho dos fragmentos, existe uma tendência de redução do número de espécies de beija-flores em fragmentos menores (Figura 1). Quatro destes beija-flores são muito mais freqüentes em fragmentos grandes (> de 50ha – Figura 2): o rabo-branco-miúdo (*Phaethornis squalidus*), o besourinho-da-mata (*P. ruber*), o beija-flor-preto-e-branco (*Melanotrochilus fuscus*) e o beija-flor-de-frente-violeta (*Thalurania glaucopis*). As três primeiras espécies passam a maior parte do tempo no sub-bosque da mata, sendo pouco freqüentes no dossel ou na borda.

Para abelhas sem ferrão, foi verificada também uma riqueza menor de espécies nos fragmentos menores, pois algumas espécies de abelhas sem ferrão são encontradas apenas em fragmentos maiores (a mandaçaia, *M. quadrifasciata* e abelha cachorro, *Trigona fulviventris*). A presença de espécies, como mandaçaia, está condicionada à estrutura vegetacional, como a riqueza de espécies e altura das árvores. Algumas espécies, assim como, a mandaçaia e o mombucão (*Cephalotrigona captata*) são encontradas apenas no interior dos fragmentos. Outras, como a mombuca (*Geotrigona subterranea*), são encontradas dentro dos fragmentos e fora destes apenas em áreas não urbanizadas. Estas espécies fazem ninhos no solo e são mais freqüentes em regiões com solo sem impermeabilização.

Entre as moscas, numa análise mais detalhada da família Stratiomyidae que são importantes polinizadores, verificou-se que nove morfoespécies ocorreram exclusivamente no interior dos fragmentos florestais. Oito delas são relativamente raras.

Para as abelhas da subtribo Euglossina, há uma tendência de diminuição do número de espécies com a redução da área central dos fragmentos

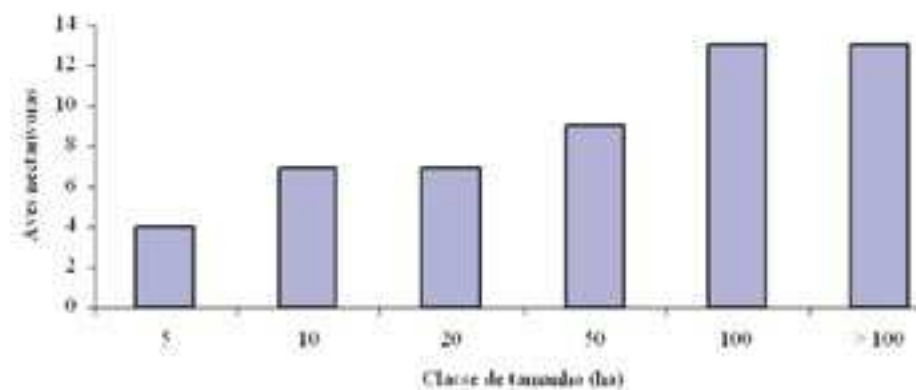


Fig.1

Fragmentos florestais maiores contêm mais espécies de aves nectarívoras do que fragmentos pequenos. A figura mostra o número de espécies de aves que visitam flores nas diferentes classes de tamanho dos fragmentos florestais estudados na região de Viçosa, Zona da Mata de Minas Gerais.

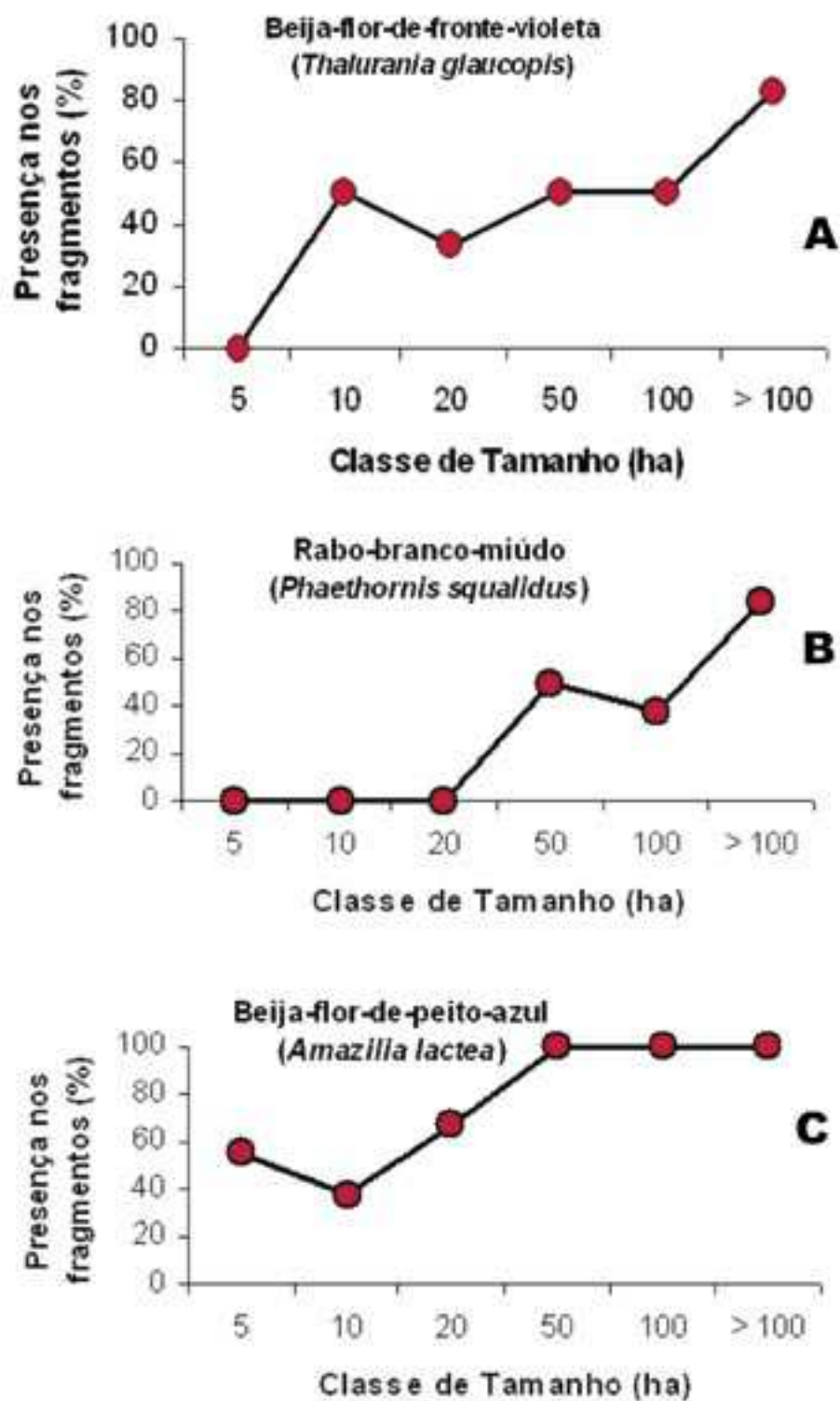


Fig.2 Porcentagem de ocorrência de três espécies de beija-flores nos fragmentos florestais de diferentes tamanhos da região de Viçosa, Minas Gerais. a) Porcentagem de distribuição do beija-flor-de-fronte-violeta (*Thalurania glaucopis*), espécie sensível a variação do tamanho dos fragmentos florestais. b) Porcentagem de distribuição do rabo-branco-miúdo (*Phaethornis squalidus*), espécie muito sensível a variação do tamanho dos fragmentos. c) Porcentagem de distribuição do beija-flor-de-peito-azul (*Amazilia lactea*), espécie pouco sensível à variação do tamanho dos fragmentos.

(descontada a área de borda) da RMBH. Quando fragmentos pequenos estão muito próximos (menos de 500m) de outros maiores, este efeito é atenuado, e um maior número de espécies pode ser encontrado em fragmentos pequenos.

Foram identificadas duas classes de espécies Euglossina semelhantes àquelas propostas por Morato⁵, classificadas de acordo com a tolerância ou não aos ambientes de borda e abertos. O primeiro grupo, das espécies tolerantes à borda das florestas, mas intolerantes aos espaços abertos, é composto pelas seguintes espécies: *Euglossa annectans*, *Eg. fimbriata*, *Eg. securigera* e *Eg. truncata*, na RMBH; e *Eg. analis*, *Eg. pleosticta*, *Eg. saphirina* e *Eg. truncata* no Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Entre estas, *Eg. annectans*, *Eg. fimbriata*, *Eg. analis* e *Eg. saphirina* preferem os ambientes do interior das florestas; as demais freqüentam igualmente a borda e o interior. A conservação deste grupo de espécies depende da preservação de fragmentos maiores com grandes áreas interiores afastadas da borda em pelo menos 100m. No segundo grupo estão as espécies que são tolerantes à borda das florestas e aos espaços abertos: *Euglossa melanotricha* e *Eulaema nigrita*, na RMBH, e *El. cingulata* e *El. nigrita*, no PERD. Dentre essas, *El. cingulata* e *El. nigrita* preferem a borda ao interior da floresta.

As poucas espécies de Euglossina comuns às duas áreas são mais abundantes no PERD próximo à borda. Isto sugere que a fauna dos fragmentos estudados na RMBH pode ser adaptada às áreas mais abertas e (ou) às florestas mais perturbadas (com dossel mais baixo e ralo). Neste caso, é possível que espécies mais sensíveis à fragmentação e às condições de borda (talvez, inclusive, espécies encontradas hoje apenas no PERD) tenham existido na RMBH e tenham desaparecido com a devastação das florestas mais extensas da região.

Deve-se atentar para o fato de que os dados sobre Euglossina não permitem prever o comportamento de suas fêmeas nos fragmentos estudados, uma vez que somente os machos são atraídos pelas substâncias aromáticas utilizadas. É provável que as fêmeas não atravessem a matriz campestre ou urbana somente para procurar locais para nidificação ou recursos alimentares. Talvez os machos que vivem preferencialmente no interior da mata tenham sido também capturados nas bordas apenas devido ao efeito atrativo das substâncias aromáticas. Desta forma, este estudo pode estar subestimando o efeito da fragmentação sobre as populações de Euglossina. Além disso, análises moleculares indicam um baixo fluxo gênico entre populações isoladas de Euglossina em fragmentos distantes uns dos outros (< 4km). Isto ocorre mesmo entre espécies dependentes dos ambientes florestais, mas ainda relativamente tolerantes às condições resultantes da fragmentação. Estas espécies podem ser extintas caso sejam mantidas em populações pequenas e fragmentos isolados.

É possível também que a alta mobilidade das abelhas Euglossina e dos beija-flores lhes confira maior tolerância à fragmentação. Assim como os machos dessas abelhas são atraídos, às vezes, a longas distâncias pelos compostos aromáticos, os beija-flores podem responder rapidamente ao surgimento localizado de recursos compensadores. No sul da Bahia, eles são momentaneamente abundantes nas cabruças, quando as árvores utilizadas para o sombreamento (*Erythrina* spp.) do cacauieiro estão floridas. Contudo, das seis espécies de beija-flores que vivem preferencialmente nas matas da região de Viçosa, uma delas, o topetinho-vermelho (*Lophornis magnifica*) está ameaçada de extinção e foi registrada poucas vezes e em poucos fragmentos.

Quais conseqüências os fatos acima descritos podem ter sobre a interação entre polinizadores e plantas e sobre as populações de plantas em ambientes fragmentados?

É preciso considerar que as relações entre as plantas e seus polinizadores freqüentemente são bastante específicas. Assim, os machos de diferentes espécies de Euglossinas são atraídos às flores de várias plantas por compostos aromáticos específicos que não atraem outros polinizadores. Desta forma, algumas orquídeas, por exemplo, são polinizadas apenas por uma ou algumas espécies dessas abelhas. Algumas espécies de plantas possuem flores que precisam de vibração para a liberação do pólen, como as espécies do gênero *Solanum*. Estas são muito procuradas por algumas abelhas sem ferrão (mandaçaia e pé-de-pau) que conseguem vibrar as anteras e coletar o pólen. Dados do Projeto Camanducaia mostram que a taxa de polinização das plantas de *Solanum megalochyton* cai quando as abelhas sem ferrão são substituídas por *Apis mellifera* (a abelha europa, introduzida no Brasil e muito comum em ambientes alterados). As plantas procuradas pelos beija-flores também apresentam flores com características peculiares (como a composição do néctar e o comprimento e a cor da corola) que as tornam pouco atrativas a outros polinizadores. Exemplo disto são as bananeiras-do-mato (*Heliconia* spp.), procuradas principalmente por beija-flores florestais, como o rabo-branco-miúdo.

Nestas condições, as alterações na composição da fauna de visitantes florais observadas nos projetos Insetos e Aves e Restauna podem ter efeitos drásticos sobre uma parcela das plantas que habitam os fragmentos. A polinização daquelas plantas que dependem de polinizadores extintos no fragmento será interrompida e sua população local deixará de produzir sementes, estando, portanto, fadada à extinção. As plantas dependentes de polinizadores sensíveis à fragmentação e que se tornaram raros nas manchas florestadas terão suas taxas de polinização reduzidas e, potencialmente, tenderão à redução populacional devido à produção de um menor número de indivíduos jovens. Além disto, se seus polinizadores são intolerantes às áreas abertas e não se deslocam entre diferentes fragmentos, essas plantas tenderão a ter problemas de endogamia e redução da diversidade genética, porque vão receber pólen apenas dos indivíduos que habitam os mesmos fragmentos. Por outro lado, plantas polinizadas por visitantes florais tolerantes às condições de borda e às áreas abertas serão beneficiadas, tendendo a ter suas populações aumentadas. Entre estas, estão as plantas invasoras das manchas florestadas, duplamente beneficiadas pelas condições ambientais trazidas pela fragmentação e pelo aumento das populações de seus polinizadores. Situações como estas provavelmente estão envolvidas na produção dos padrões observados na polinização de canjerana (*Cabralea canjerana*), descritos abaixo.

1.1. Interação polinizador-planta

A influência da fragmentação na taxa de visita dos polinizadores

A taxa de visita de polinizadores a uma planta é a média do número de vezes que estes animais visitam as flores desta planta em um determinado período de tempo. Esta taxa pode variar entre as espécies dependendo da sua estratégia de reprodução. Geralmente, espécies que produzem muitas flores recebem muitas visitas por dia para que a produção de frutos e sementes seja suficiente para garantir seu sucesso reprodutivo. A canjerana (*Cabralea canjerana*) é uma árvore cujas flores são visitadas por mariposas. Esta espé-

cie é dióica, ou seja, possui árvores que produzem flores masculinas e outras que produzem flores femininas. e cada planta produz flores só femininas ou só masculinas. No Projeto Camanducaia, a taxa de visita de polinizadores às plantas desta espécie foi estudada em dois fragmentos pequenos (< 20ha) e em dois pontos de um fragmento grande (3.000ha) na Serra da Mantiqueira, município de Camanducaia, Minas Gerais. A vegetação local é de floresta montana com ocorrência de um grande número de indivíduos de canjerana.

Em fragmentos pequenos foi observada uma menor taxa de visitas às flores de canjerana (7,5 visitas/hora/planta) do que nas áreas do fragmento grande (16,6 visitas/hora/planta). A diferença nas frequências de visitantes florais em diferentes áreas pode estar relacionada a diversos fatores, tais como: variação na abundância de plantas da mesma espécie, de flores nas plantas ou outros que afetam diretamente a abundância dos visitantes florais. Outra causa pode ser a variação na taxa de predação dos visitantes entre os fragmentos de diferentes tamanhos.

1.2. Fragmentação e fertilidade das plantas

Para avaliar a variação na fertilidade (produção de frutos e sementes) de canjerana em fragmentos de diferentes tamanhos foram realizadas coletas em seis áreas: três fragmentos pequenos (< 20ha) e três pontos de um fragmento grande (3.000ha). Em cada uma dessas áreas, foram contados os números de frutos de 25 árvores de canjerana. Em cada uma dessas plantas, foram coletados sete frutos que foram usados para avaliar o número de sementes desenvolvidas. Também foi feita uma estimativa da altura e medida da circunferência do tronco de todas as plantas utilizadas neste experimento. De acordo com os dados, houve menor produção de frutos em fragmentos pequenos do que nos pontos do fragmento grande (Figura 3). A porcentagem de sementes desenvolvidas por frutos também foi menor nos fragmentos pequenos do que nos pontos do fragmento grande (Figura 4).

A razão para a associação entre o tamanho do fragmento e a produção de frutos e sementes em canjerana pode estar relacionada à menor frequên-

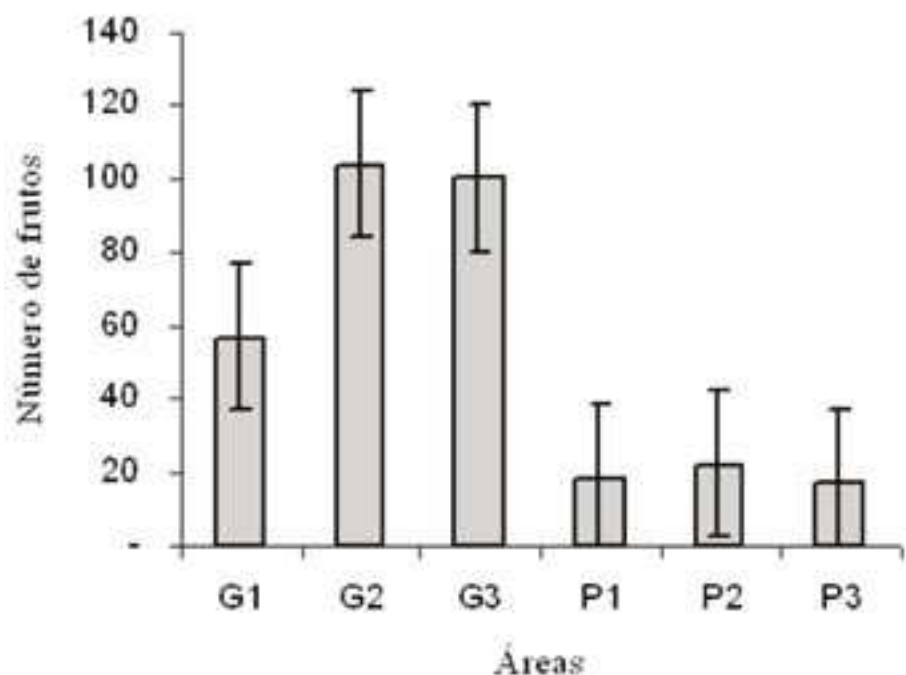


Fig.3 Média das quantidades de frutos produzidos em 25 plantas de *Cabralea canjerana* em cada uma das áreas estudadas (G = pontos do fragmento grande; P = fragmentos pequenos).

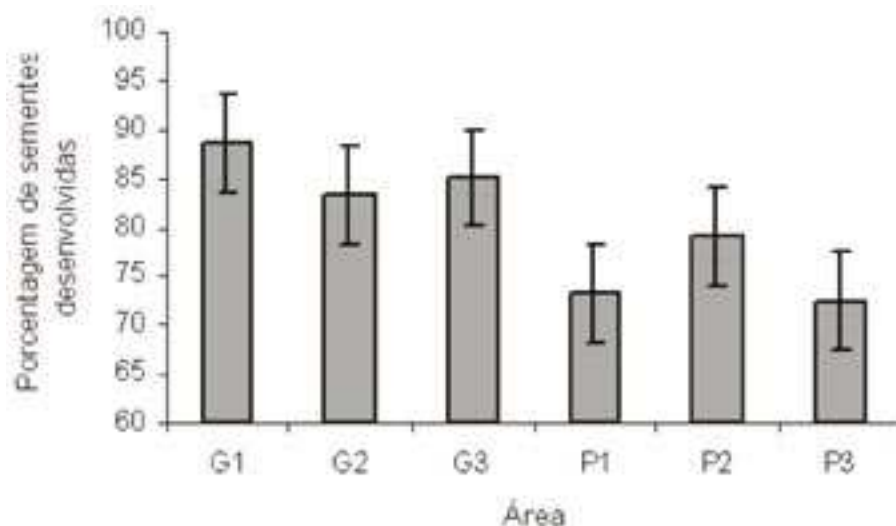


Fig.4 Média das porcentagens de sementes desenvolvidas em 175 frutos coletados em 25 plantas de *Cabralea canjerana* de cada área (G = pontos do fragmento grande; P = fragmentos pequenos).

cia de visitas florais nos fragmentos pequenos. No entanto, as flores usadas na avaliação da frequência de visitas não são aquelas que originaram os frutos usados na avaliação da produção de frutos e sementes, já que as duas avaliações foram realizadas em períodos de floração e frutificação diferentes. Por este motivo, não se pode fazer uma associação direta entre a frequência de visitantes e a produção de frutos e sementes neste estudo.

O tamanho da população de plantas pode também ter influência na produção de frutos e sementes em algumas espécies⁶. Nos fragmentos pequenos é esperado que se tenha populações menores, o que pode também estar influenciando a fertilidade de canjerana. Como esta espécie é dióica, só metade das árvores do fragmento produz frutos, outra metade tem a função de produzir grãos de pólen e dispersá-los. Com isto, a influência do tamanho do fragmento florestal no tamanho da população de plantas de canjerana possivelmente é maior do que em espécies hermafroditas.

Todavia, em relação à produção de frutos e sementes, deve-se levar em consideração que nos fragmentos pequenos as plantas de canjerana apresentam alturas menores que aquelas presentes nos pontos do fragmento grande (Figura 5). A diferença no tamanho das plantas pode estar relacionada a fatores físicos ligados a fragmentação, tais como: diferenças de temperatura, umidade, luminosidade, e fertilidade do solo ou ao histórico de uso dos fragmentos. Neste caso, o corte seletivo de canjerana seria provavelmente mais intensivo nos fragmentos menores. É sabido que a madeira desta árvore é muito utilizada para moirões de cerca na Serra da Mantiqueira.

2. Frugivoria e dispersão de sementes

Muitas espécies de plantas produzem frutos carnosos e sementes que servem de alimento para diversas espécies de aves, mamíferos, peixes, répteis e insetos. Estes animais, por sua vez, podem realizar o processo de dispersão das sementes, levando-as muitas vezes a quilômetros de distância. Isto promove o fluxo gênico e a ocupação de novas áreas pelas espécies de plantas, podendo influenciar a composição florística e o padrão da distribuição dessas plantas em uma determinada área.

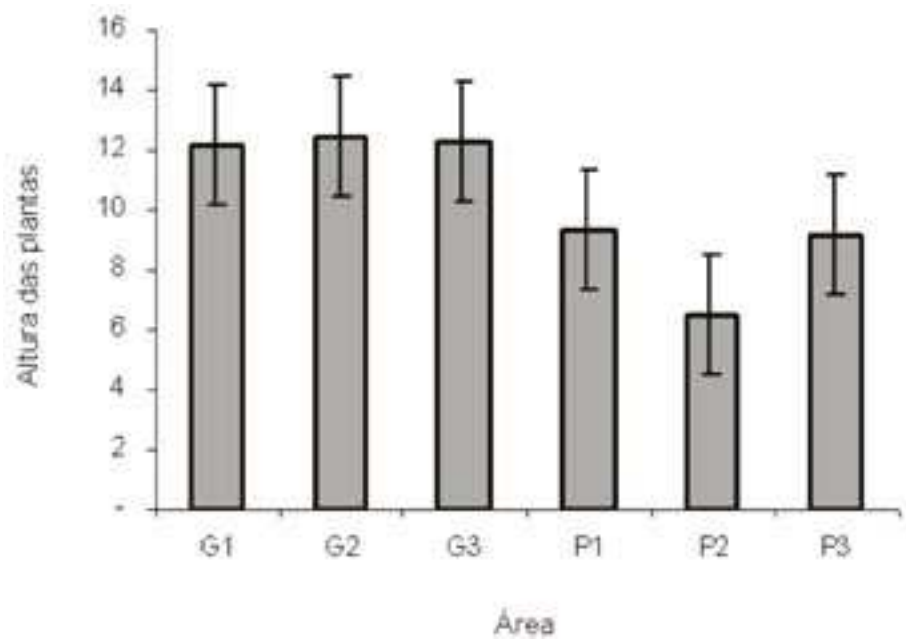


Fig.5 Média das alturas das plantas de *Cabralea canjerana* nos fragmentos estudados (G = pontos do fragmento grande; P = fragmentos pequenos).

A disponibilidade de frutos de uma área pode influenciar a diversidade e a abundância de animais frugívoros, seus deslocamentos para alimentação e sobrevivência. O estudo das relações entre plantas e animais depende de um exame detalhado da dieta dos animais envolvidos e da identificação e acompanhamento fenológico das plantas. Tudo isto exige longo tempo de trabalho de campo para reunir um volume significativo de informações. No Brasil, estudos abrangentes e de longa duração sobre este tema já foram conduzidos em remanescentes de Floresta Ombrófila Densa da Serra do Mar⁷ e de Floresta Estacional Semidecidual dos estados de São Paulo e Paraná^{8,9}.

Alterações antrópicas nos ecossistemas podem ter um profundo impacto na interação entre animais frugívoros e plantas. Nas matas de araucária do Paraná, as grandes aves frugívoras estão sob pressão do corte seletivo de Lauraceae (imbuia e canelas) pela indústria madeireira. Estas plantas produzem frutos carnosos que são importantes fontes de alimentos para estes animais. Por outro lado, as aves frugívoras de pequeno e médio portes são ameaçadas pela retirada do sub-bosque rico em Melastomataceae (quaresmeiras), Rubiaceae e Myrtaceae (guamirins e camboins) de cujos frutos estas aves se alimentam. A limpeza do sub-bosque ocorre para facilitar a entrada de gado na mata. Em uma mata alterada, no Parque Estadual das Araucárias, com sub-bosque dominado por bambus, algumas espécies de aves frugívoras relativamente comuns não são mais encontradas, entre as quais o tangará (*Chiroxiphia caudata*), responsável pela dispersão de várias espécies de Melastomataceae e Rubiaceae. Fato semelhante foi observado na Reserva Biológica de Una, no sul da Bahia, onde aves frugívoras do sub-bosque (15 espécies) foram menos abundantes nas cabrucas.

Um estudo comparativo entre as espécies de aves atualmente existentes na região de Viçosa, com aquelas registradas na década de 30, mostra dados alarmantes quanto à perda de espécies frugívoras: de 35 dessas espécies, 27 (77%) estão em alguma categoria de ameaça de extinção. Dentre estas, 11 (31%) já estão localmente extintas, como é o caso da pomba-espelho (*Claravis godefrida*), da pomba-amargosa (*Columba plumbea*), da tiriba-de-testa-vermelha (*Pyrrhura frontalis*), do araçari-poca (*Selenidera maculirostris*)

e da araponga (*Procnias nudicollis*). Não existe uma listagem das plantas que são, ou eram, dispersadas por essas espécies, mas pesquisas conduzidas em outras regiões do Brasil e da América Latina, sugerem que várias espécies de plantas da região de Viçosa podem ter perdido muitos dos seus dispersores e estar em processo de extinção local.

Em remanescentes de Floresta de Araucária, o baixo consumo dos frutos maduros das canelas tem sido atribuído à extinção local dos seus principais consumidores de frutos e dispersores de sementes, como o tucano-do-bico-verde (*Ramphastos dicolorus*).

A perda e a fragmentação de habitat podem causar a redução direta na oferta de alimento, principalmente para os frugívoros que necessitam de grandes áreas para encontrar alimento e que não se deslocam entre fragmentos. Como no caso de outros grupos de animais, as aves frugívoras têm maior diversidade de espécies em fragmentos florestais grandes do que pequenos. Isto foi observado na região de Viçosa (Figura 6), onde se verificou também que fragmentos florestais mais isolados de seus vizinhos têm menos espécies dessas aves. Isso sugere que muitas dessas espécies têm pouca capacidade de voar sobre as áreas abertas de pastagens e culturas agrícolas estabelecidas entre os fragmentos florestais.

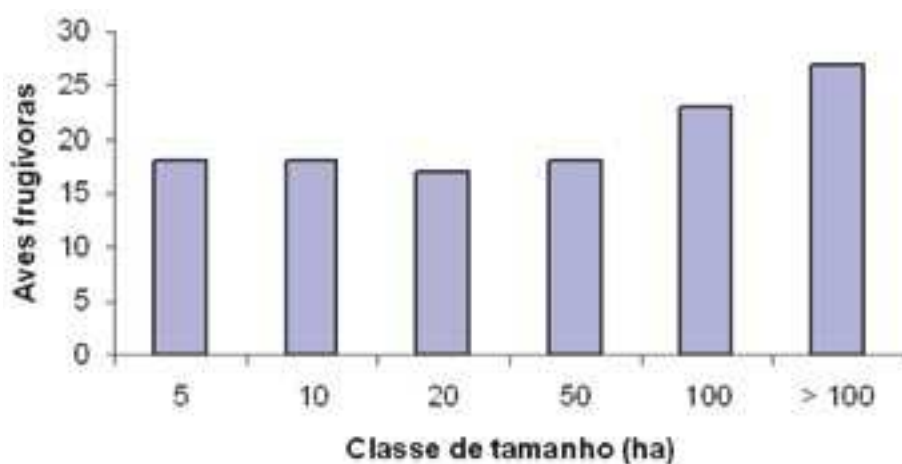


Fig.6

Fragmentos florestais maiores permitem a ocorrência de um maior número de espécies de aves frugívoras do que fragmentos pequenos. A figura mostra o número de espécies de aves frugívoras nas diferentes classes de tamanho dos fragmentos florestais estudados na região de Viçosa, Zona da Mata de Minas Gerais.

A maioria das espécies frugívoras que ainda ocorre na região de Viçosa é pouco abundante e muitas são sensíveis ao tamanho dos fragmentos, sendo mais encontradas em fragmentos grandes, como é o caso do araçari-banana (*Bailloniopsis bailloni*) e do tico-tico-do-mato (*Arremon semitorquatus*) (Figura 7). Verificou-se, também, que aves frugívoras de grande porte desapareceram dos fragmentos florestais pequenos, como já foi observado em outras regiões de floresta tropical no estado de São Paulo, no Panamá e na Colômbia^{7,10,11}.

Na Reserva Biológica de Una constatou-se que as aves frugívoras de sub-bosque são mais afetadas pela fragmentação do que aquelas que vivem no dossel. Entre elas, merecem destaque o tropeiro (*Lipaugus vociferans*) e o surucuá-grande-de-barriga-amarela (*Trogon viridis*), que foram mais abundantes no interior e nos fragmentos maiores. O sabiá-pimenta (*Carpornis melanocephalus*), espécie endêmica e ameaçada de extinção, ocorreu apenas no sub-bosque do interior.

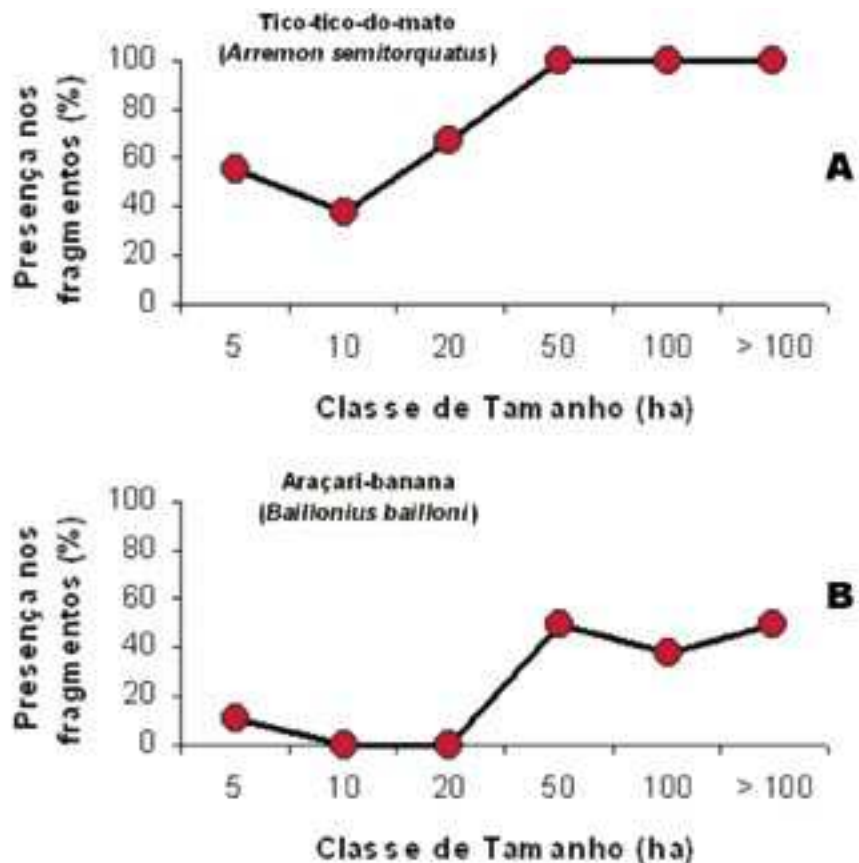


Fig.7

Porcentagem de ocorrência de duas espécies de aves frugívoras nos fragmentos florestais de diferentes tamanhos da região de Viçosa, Minas Gerais. a) Porcentagem de distribuição do tico-tico-do-mato (*Arremon semitorquatus*), espécie sensível a variação do tamanho dos fragmentos florestais. b) Porcentagem de distribuição do araçari-banana (*Baillonius bailloni*), espécie considerada vulnerável à extinção na região de Viçosa e no estado de Minas Gerais.

Outras espécies de aves frugívoras são afetadas pela caça. Na Reserva Biológica de Una, o mutum-do-sudeste (*Crax blumenbachii*) e a jacupemba (*Penelope superciliaris*) são bastante raras e a jacutinga (*Pipile jacutinga*) já foi extinta. Como frugívoros de grande porte, elas podem dispersar sementes grandes e o seu desaparecimento pode afetar as populações de árvores importantes.

3. Padrões de herbivoria foliar e defesa química das plantas

3.1. A dieta do bugio ruivo (*Allouatta fusca*) e a defesa química das plantas

A defesa química é uma das inúmeras estratégias utilizadas pelas plantas para deter a herbivoria¹². É possível evidenciar duas categorias de defesa química vegetal: a defesa quantitativa e a qualitativa. A primeira delas pode apresentar efeitos antinutricionais, reduzindo a capacidade digestiva dos animais, como é o caso dos taninos; a segunda pode ter sabor amargo, ser venenosa, ter odor desagradável repelente ou tóxico por meio de substâncias que podem repelir ou matar o herbívoro, como é o caso de alcalóides e terpenóides^{12,13}. A composição química das plantas, portanto, desempenha um papel importante na seleção de plantas utilizadas como alimento pelos animais. Esta seleção é determinada pela palatabilidade, digestibilidade, valor

calórico ou nutricional e grau de toxicidade. No entanto, este aspecto tem sido pouco investigado, principalmente nas espécies de primatas neotropicais.

Dentre as espécies endêmicas de primatas da Mata Atlântica, *Allouatta fusca* ou bugio-ruivo (Figura 8) é a que possui mais ampla distribuição, ocorrendo desde o sul da Bahia até o nordeste da Argentina¹⁴. Dentre os primatas neotropicais, os bugios são os mais dependentes de folhas em sua dieta, mesmo não sendo seu trato digestivo completamente especializado para digerir folhas. A fragmentação da Mata Atlântica está limitando a dieta do bugio-ruivo em termos de qualidade e disponibilidade de recursos alimentares. Em consequência, a dieta nos fragmentos pode estar mais pobre em termos de qualidade nutricional e(ou) mais tóxica e(ou) mais indigerível e menos diversificada do que em áreas contínuas onde as características originais da Mata Atlântica ainda são mantidas.

Esta situação pode estar causando efeitos significativos sobre esta espécie e outros primatas endêmicos da Mata Atlântica. A densidade populacional do bugio-ruivo observada na Mata Boa Vista, fragmento pequeno e perturbado localizado no município de Comendador Levy Gasparian, RJ, é



Fig.8 Bugio (*Allouatta fusca*) espécie endêmica da Mata Atlântica.

mais baixa do que em outros fragmentos maiores e em melhor estado de conservação¹⁵.

O Projeto Bugios dosou os teores de fenóis totais e de taninos condensados das folhas das plantas consumidas pelos bugios que vivem em cinco fragmentos de tamanhos e graus de perturbação diferentes: Morro Geisler, 40ha, Indaial, SC; Mata Boa Vista, 80ha, Levy Gasparian, RJ; Reserva Santa Genebra, 250ha, Campinas, SP; Mata do Ribeirão Cachoeira, 230ha, Campinas, SP e Mata Bela Fama, 360ha, Santana do Deserto, MG. As dosagens foram realizadas com a finalidade de entender o papel da defesa química das plantas sobre o forrageamento de primatas, identificando também possíveis efeitos da fragmentação e alteração de habitats sobre o bugio-ruivo. Os taninos condensados e os fenóis totais também foram dosados nas plantas disponíveis nestes cinco fragmentos, porém nem sempre consumidas pelos bugios.

Não foi possível evidenciar uma relação direta entre o tamanho dos fragmentos e o conteúdo de fenóis totais e taninos condensados nas plantas da dieta do bugio-ruivo. Porém, os teores de fenóis na dieta dos mesmos foram significativamente maiores no inverno do que no verão. Também houve diferença sazonal em relação aos taninos condensados, mas os maiores valores foram observados no verão, particularmente nos grandes fragmentos.

Em relação às plantas disponíveis, o teor de taninos condensados é maior nos fragmentos menores. Partindo-se do princípio de que os taninos são metabólitos de defesa vegetal contra herbivoria, pode-se inferir que as áreas menores oferecem condições mais drásticas (mais hostis) em termos de forrageamento para animais folívoros sensíveis aos elevados níveis dessas substâncias. Em relação aos fenóis totais, os teores foram maiores nos fragmentos maiores. Lembrando que substâncias fenólicas geralmente funcionam como bons antioxidantes (seqüestradores de radicais livres), é possível sugerir que os fragmentos maiores podem oferecer essa vantagem aos herbívoros que consomem essas plantas.

3.2. O efeito de borda na herbivoria por insetos

Os fragmentos de vegetação são circundados por matrizes que permitem o estabelecimento de organismos exógenos nos sistemas naturais. Isto pode desencadear alterações nas relações intrínsecas às florestas primárias ou não fragmentadas. As condições bióticas e abióticas geradas na borda da mata podem afetar as espécies de forma positiva ou negativa.

No estudo conduzido pelo Projeto Poço das Antas realizado na Reserva Biológica União, um grande fragmento de Mata Atlântica (2.500ha) localizado em Rio das Ostras, RJ, foram comparados três tipos de habitats de borda com o interior da mata. Os habitats de borda apresentam três origens diferentes: gasoduto, linha de transmissão de energia elétrica de alta tensão e pastagens. Foram amostradas folhas de árvores e plantas do sub-bosque das bordas e do interior do fragmento.

Para as árvores, a média da porcentagem de herbivoria (área foliar removida) e do número de folhas atacadas na borda de pastagens foi significativamente maior do que nas bordas do gasoduto e da rede elétrica (Figura 9). A herbivoria na borda do gasoduto também foi alta. Em todas as análises, a borda da rede elétrica apresentou padrão semelhante aos interiores (Figura 9). Este resultado parece estar mais relacionado à idade da borda. A borda da rede elétrica é mais antiga que as demais e o crescimento

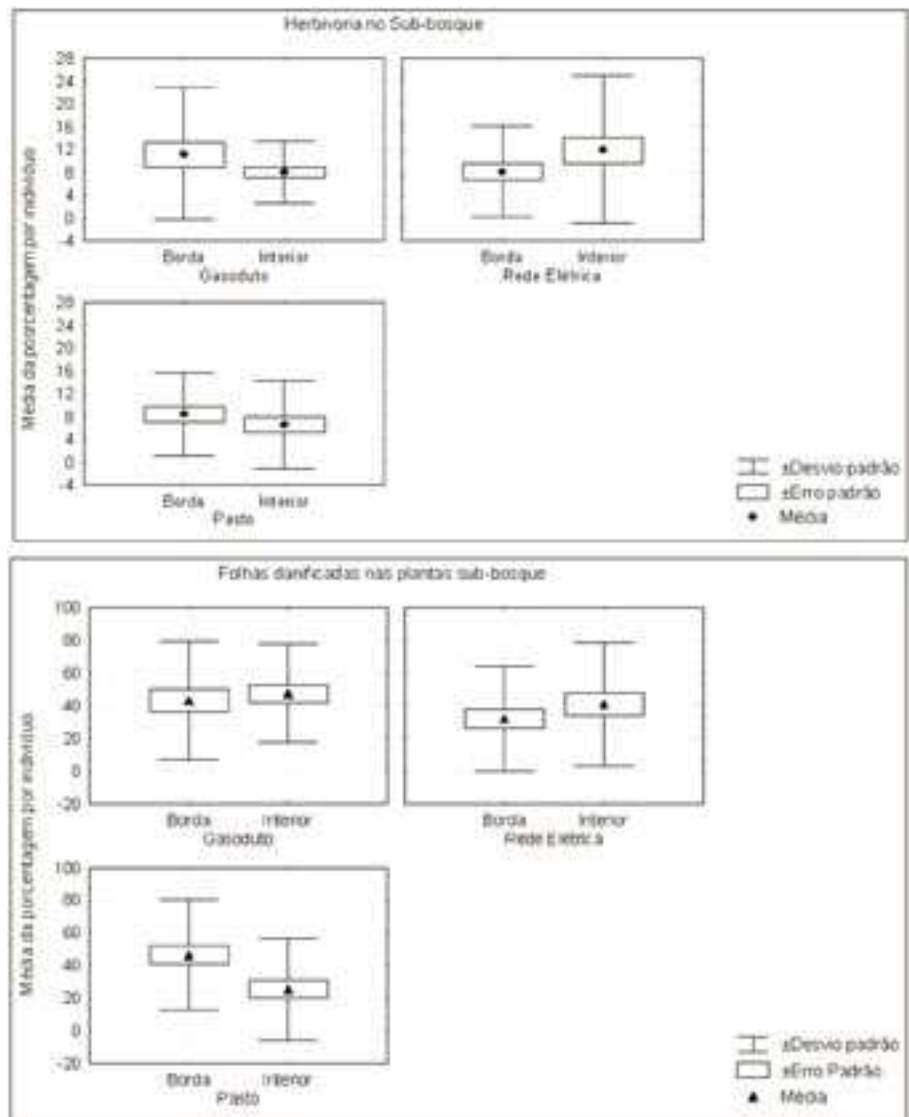


Fig.9 Médias das porcentagens de herbivoria (acima) e de folhas danificadas em indivíduos arbóreos de 10-15m (abaixo), para cada tipo de borda e interior (n=3) no fragmento de Mata Atlântica da Rebio União. As diferenças entre borda de pasto e interior são significativas para múltiplas comparações com teste Duncan dos valores transformados pelo arco-seno da raiz quadrada, para $p=0,003$, devido as correções de Bonferroni.

de vegetação secundária à margem da floresta, parece ser suficiente para permitir o tamponamento das alterações na borda geradas pela matriz¹⁶.

As amostras de plantas do sub-bosque apresentaram uma grande variabilidade e não foram evidenciadas diferenças significativas no padrão de herbivoria entre borda e interior, exceto uma tendência para maior número de folhas atacadas na borda de pastagem (Figura 10). Os poucos estudos que enfocam efeito de borda sobre herbivoria foram realizados no sub-bosque e também não mostraram um padrão definido. Foi observado aumento de herbivoria na borda para plântulas consumidas por vertebrados¹⁷ e mudanças no padrão de herbivoria devido às alterações da estrutura da vegetação¹⁸.

A composição de espécies arbóreas também foi analisada no interior e na borda dos fragmentos. Os dados indicam uma diferença na composição de espécies, sugerindo que borda e interior são habitats distintos. Houve uma predominância de espécies pioneiras na borda. Dentre as 73 espécies/morfoespécies amostradas, 20 ocorreram exclusivamente nas bordas e 41 apenas nos interiores. As similaridades entre borda e interior apresentaram

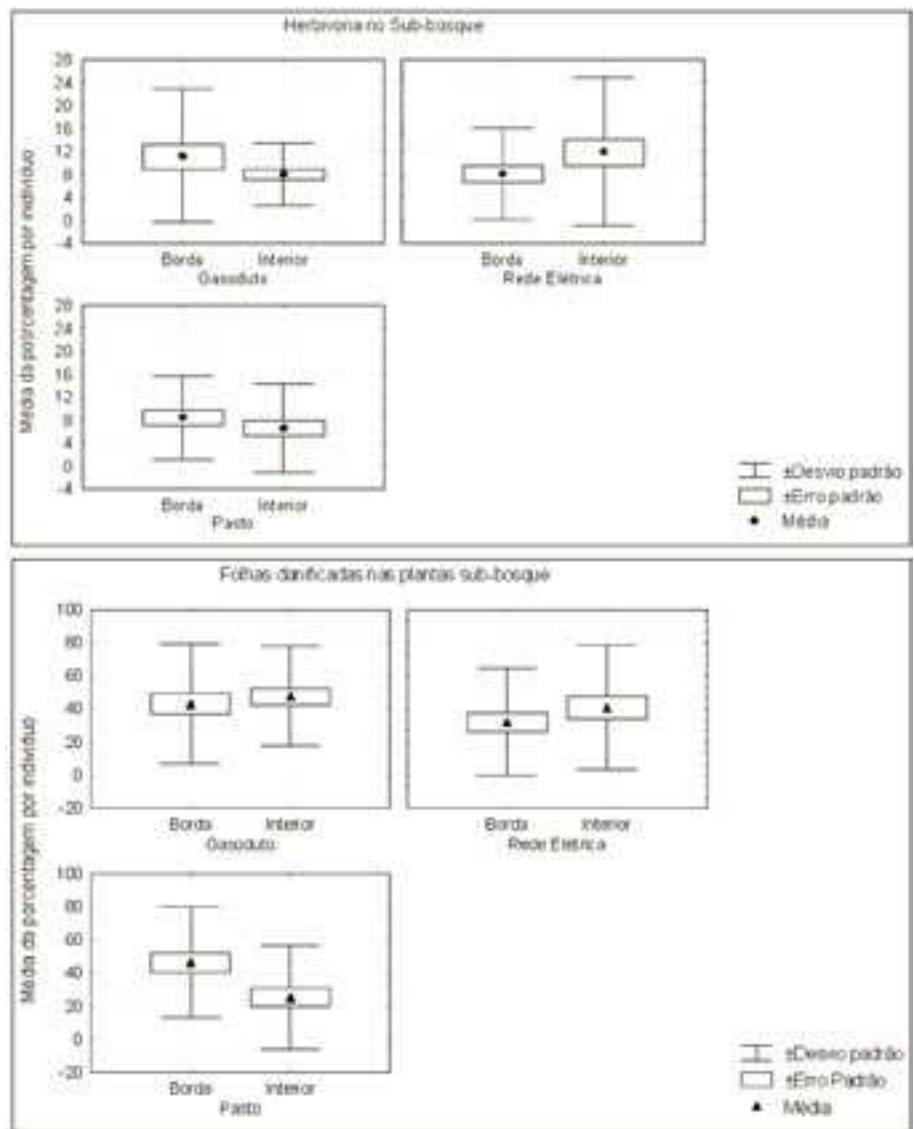


Fig.10 Médias da porcentagem de herbivoria (acima) e de folhas danificadas para plantas do sub-bosque de 0,5-2m (abaixo), para cada tipo de borda e interior (n=3) no Fragmento de Mata Atlântica da Rebio União.

valores baixos, aproximadamente 6% (Figura 11). Porém, similaridade maior foi encontrada entre as bordas (até 24%). Não houve relação de riqueza de espécies com a herbivoria. As plantas pioneiras, mais comuns nas bordas dos fragmentos, tendem a ser mais consumidas que plantas tolerantes a sombra, provavelmente, por apresentarem menores quantidades de defesas quantitativas¹⁹.

4. Predação de sementes

A predação de sementes é uma importante interação ecológica, pois causa um impacto direto na fecundidade das plantas. Em alguns casos os danos promovidos por predadores de sementes são exacerbados, pois causam o aborto dos frutos antes que as sementes não predadas estejam maduras²⁰. A predação de sementes pode diminuir a produção de novas plantas no ecossistema e o crescimento populacional das mesmas^{21,22}.

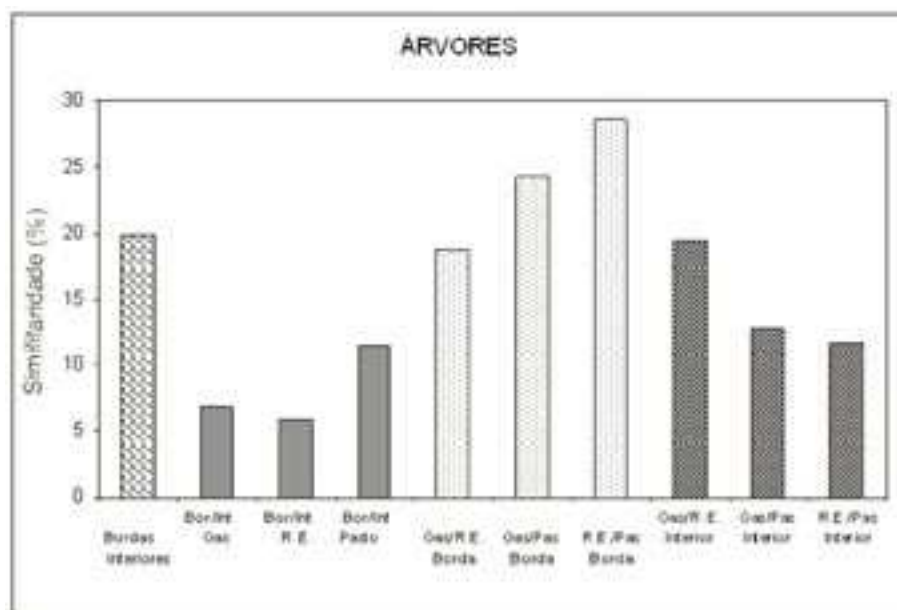


Fig.11

Similaridade florística das amostra de indivíduos arbóreos, obtida pelo Índice de Sorensen, entre os diferentes tipos de borda e seus respectivos interiores; entre conjuntos das diferentes bordas; entre sítios de interior (Gas = gasoduto; R.E. = rede elétrica; Pas = pasto).

O Projeto Camanducaia avaliou a influência do tamanho do fragmento no número de frutos de canjerana (*Cabralea canjerana*) infestados por larvas de dípteros. Para tanto, foram utilizadas as mesmas seis áreas (três fragmentos menores que 20ha e três pontos em um fragmento de 5.800ha) do estudo sobre polinização e produção de frutos e sementes de canjerana no sul de Minas Gerais. Esta espécie produziu grande quantidade de frutos (até 280 por planta), os quais foram predados em grande quantidade por larvas que se alimentam das sementes. Para avaliar o dano provocado por essas larvas, foram coletados em cada uma das áreas, sete frutos de 25 plantas. Para cada área, foi registrado o número de frutos com sementes predadas.

O resultado desse experimento mostrou que plantas presentes em fragmentos pequenos apresentaram mais frutos com sementes predadas (Figura 12).

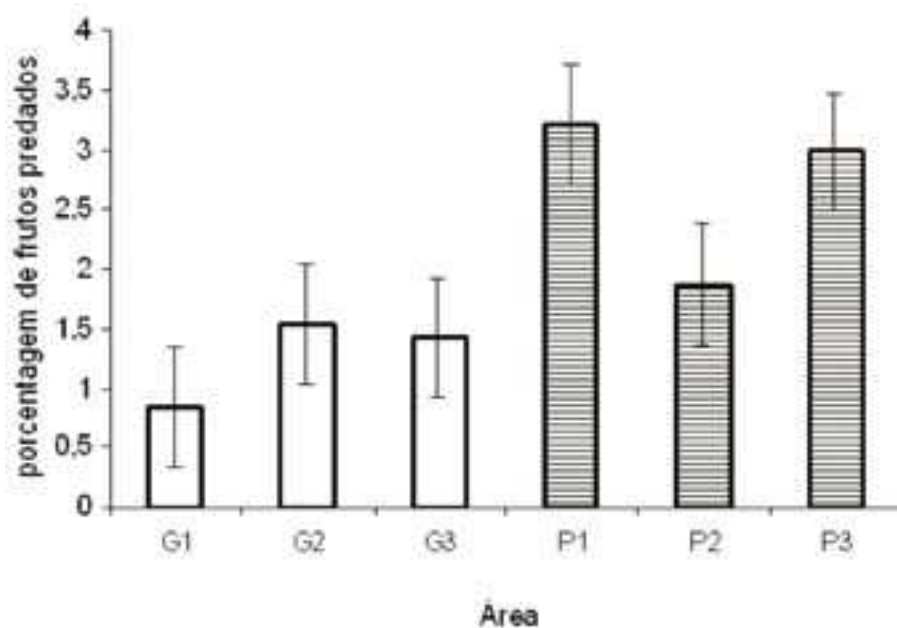


Fig.12

Média das porcentagens de frutos predados por área (sete frutos por planta e doze plantas em cada área). G1, G2 e G3 representam os pontos do fragmento grande e P1, P2 e P3 representam os fragmentos pequenos.

Maior taxa de predação de sementes em plantas de fragmentos pequenos também já foi observada em outras espécies e em outras áreas²³. Ela pode estar relacionada a alguns fatores ligados à fragmentação como, por exemplo, a maior abundância de insetos predadores de sementes ocorrendo em fragmentos pequenos, maior exposição dos frutos aos predadores de sementes, diferenças físicas do ambiente como temperatura, luminosidade e radiação.

A exposição dos frutos de *C. canjerana* aos insetos pode ser menor em fragmentos grandes, onde há maior quantidade de outras plantas que podem estar reduzindo a habilidade dos herbívoros em encontrar suas plantas hospedeiras ou compartilhar seus predadores.

5. Considerações finais

A diversidade e a abundância de muitas espécies de visitantes florais podem diminuir com a fragmentação de habitats, com a diminuição e isolamento dos fragmentos e com a perturbação do sub-bosque. A coleta ou corte seletivo de espécies de plantas que possuem polinizadores específicos pode diminuir, ou extinguir localmente, a população destes polinizadores. Da mesma forma, a reprodução de muitas espécies de plantas pode ser prejudicada com a extinção ou diminuição da abundância de seus polinizadores. Para evitar a extinção de espécies de plantas e visitantes florais sensíveis à fragmentação é indispensável evitar a fragmentação de habitats e conservar os grandes fragmentos, permitindo que estes visitantes tenham recursos florais suficientes para manter suas populações e que as populações de planta tenham o tamanho necessário para evitar a troca de pólen entre plantas geneticamente aparentadas. É importante ainda conectar fragmentos próximos, principalmente os pequenos, para permitir o fluxo de polinizadores entre plantas de diferentes fragmentos que devem ser geneticamente mais distintas. Finalmente, é aconselhável a reintrodução ou o manejo de polinizadores ou plantas localmente extintas ou em extinção e que façam parte de interações específicas entre planta e polinizador.

As baixas taxas de visitas de polinizadores às flores de canjerana em fragmentos pequenos implicam num sucesso reprodutivo menor para a espécie, ou seja, na diminuição da produção de frutos, sementes e plantas na população. Um baixo sucesso reprodutivo, mesmo quando devido ao pequeno tamanho da população ou aos efeitos abióticos, pode levar a extinção local da espécie. Desta forma, quanto maior os fragmentos, maior a probabilidade de sobrevivência das espécies de plantas como canjerana. A conservação de áreas contínuas de vegetação e de fragmentos grandes, a conexão entre pequenos fragmentos próximos entre si ou ampliação dos mesmos, são medidas que podem salvar da extinção várias espécies de plantas e polinizadores.

A fragmentação de florestas pode levar espécies de animais frugívoros à extinção. Estas extinções já foram registradas na região de Viçosa, onde 31% das aves frugívoras desapareceram e outros 46% estão ameaçados de extinção. Com isto, a sobrevivência das espécies vegetais que dependem destas aves pode estar comprometida.

A diversidade e abundância de aves frugívoras decrescem com a diminuição do tamanho do fragmento, com o aumento do isolamento, com a perturbação do sub-bosque e com o corte seletivo de árvores. Desta forma, para a conservação dos frugívoros e das plantas por eles dispersadas, é importante proteger áreas contínuas de vegetação, conservar fragmentos grandes e conectá-los a outros próximos, sejam estes grandes ou não. É importante também recuperar os fragmentos que tiveram o dossel e(ou) sub-bosque degradados pela ação antrópica.

Apenas o estudo de herbivoria por insetos indicou que as diferenças nos padrões de folivoria podem ocorrer em função de mudanças ambientais provocadas pela fragmentação. O aumento do consumo de folhas por insetos nas bordas dos fragmentos pode estar relacionado à alta ocorrência de plantas pioneiras neste ambiente. Isso pode significar que a fragmentação florestal está afetando a composição florística nas bordas de fragmentos, acarretando uma predominância de espécies vegetais de estágios sucessionais iniciais que possuem baixas quantidades de defesas quantitativas¹⁹.

No Projeto Bugios, embora o teor de taninos condensados tenha sido maior nos fragmentos menores, as plantas consumidas pelos bugios-ruivos nestes fragmentos não produziram maior quantidade de taninos condensados do que as plantas consumidas nos fragmentos maiores. De forma geral, dados sobre o tempo gasto pelos bugios com alimentação em diferentes espécies de plantas não caracterizaram os taninos condensados e os fenóis totais como defesa química contra a folivoria pelos bugios-ruivos. Contudo, talvez os bugios possam estar selecionando as espécies menos tóxicas em fragmentos pequenos, pois foram verificadas diferenças marcantes na estrutura química dos taninos condensados de duas plantas que continham teores semelhantes desses metabólitos (*Buchenavia kleinii* e *Diatenopteryx sorbifolia*) e diferentes porcentagens de tempo de alimentação no Morro Geisler. Esse resultado mostra, em parte, uma preferência alimentar do bugio-ruivo, já que é sabido que diferenças na estrutura dos taninos condensados podem implicar em palatabilidade diferenciada para os herbívoros e também em velocidades diferentes de quebra e degradação dessas substâncias no estômago do animal, causando efeitos tóxicos diferentes.

6. Recomendações

Com base nos resultados dos diversos estudos analisados neste capítulo, os efeitos da fragmentação de habitats sobre as interações existentes entre animais e plantas, pode ser minimizado, ou mesmo eliminado, com a adoção das seguintes recomendações:

- a. Realizar estudos sobre as interações entre os animais e plantas que permitam considerações para a conservação de plantas, polinizadores, frugívoros dispersores ou não de sementes, folívoros e outros.
- b. Evitar fragmentação, conservar áreas contínuas e grandes fragmentos com áreas centrais maiores e mais bem preservadas favorecendo a sobrevivência de polinizadores, dispersores, folívoros mais sensíveis à fragmentação, como as espécies que ocorrem em sub-bosque, os polinizadores especialistas, raros ou endêmicos.

- c. Preservar maior número de fragmentos pequenos, tão próximos entre si e entre fragmentos grandes e áreas contínuas quanto possível para facilitar o fluxo gênico entre subpopulações de fragmentos diferentes.
- d. Estabelecer corredores ecológicos e florestais para a preservação de plantas cujos polinizadores e dispersores não atravessam as matrizes abertas.
- e. Estabelecer trampolins ecológicos através da plantação de árvores nativas na matriz para facilitar o trânsito de polinizadores e frugívoros entre fragmentos.
- f. Evitar o bosqueamento (limpeza ou raleamento do sub-bosque) e corte seletivo de plantas que eliminam fontes de alimento e locais de nidificação para polinizadores e dispersores de sementes sensíveis à fragmentação.
- g. Coibir a caça de animais polinizadores ou dispersores de sementes.
- h. Reintroduzir plantas que estejam em baixa abundância no fragmento e que sejam importantes para a manutenção de polinizadores, frugívoros e folívoros sensíveis à fragmentação.
- i. Reintroduzir ninhos de abelhas em fragmentos onde foram extintas ou estão em baixa frequência.
- j. Manejar mais intensamente os fragmentos pequenos do que os grandes para garantir a sobrevivência de suas plantas, polinizadores, dispersores e folívoros.

Referências bibliográficas

1. PROCTOR, M.C.F. & YEO P.F. 1973 The Pollination of Flowers. *Collins New Naturalist*, London.
2. OLIVEIRA, M.L. & CAMPOS, L.A.O. 1995. Abundância, riqueza e diversidade de abelhas Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em florestas contínuas de terra firme na Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(3):547-556.
3. OLIVEIRA, M.L.; MORATO, E.F. & GARCIA, M.V.B. 1995. Diversidade de espécies e densidade de abelhas sociais sem ferrão (Hymenoptera, Apidae, Meliponinae) em floresta de terra firme na Amazônia Central. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(1):13-24.
4. PERUQUETI, R.C.; CAMPOS, L.A.O.; COELHO, C.D.P.; ABRANTES, C.V.M. & LISBOA, L.C.O. 1999. Abelhas Euglossini (Apidae) de áreas de Mata Atlântica: Abundância, Riqueza e Aspectos Biológicos. *Revista Brasileira de Zoologia* 16 (suplemento 2):101-118.
5. MORATO, E.F. 1994. Abundância e riqueza de machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em mata de terra firme e áreas de derrubada, nas vizinhanças de Manaus (Brasil). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, série Zoologia, 10(1):95-105.
6. GIGORD, L., PICOT, F. & SHYKOFF, J.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (Sterculiaceae), a native tree on La Réunion (Indian Ocean). *Biological Conservation* 88: 43-35.
7. GALETTI, M. 1996. *Fruits and frugivores in a Brazilian Atlantic forest*. Ph.D. Thesis. University of Cambridge, Cambridge.

8. GALETTI, M. 1992. *Sazonalidade na dieta de vertebrados frugívoros em uma floresta semidecídua no Brasil*. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
9. MIKICH, S.B. 2001. *Frugivoria e dispersão de sementes em uma pequena reserva isolada do Estado do Paraná, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
10. ROBINSON, W. D. 1999. Long-term changes in the avifauna of Barro Colorado Island, Panama, a tropical forest isolate. *Conservation Biology* 13:85-97.
11. RENJIFO, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13: 1124-1139.
12. HARBORNE, J. B. 1991. The chemical basis of plant defense. 1991. In: Plant defenses against mammalian herbivory. Pablo, R. T.; Robbins, C. T. (eds). *CRC Press, Inc.*, Boca Raton, p. 45.
13. HOWE, H. F. & WESTLEY, L. C. 1988. Ecological relationship of plants and animals. *New York: Oxford University Press*, 273pp.
14. HIRSCH, A.; LANDAU, E.C.; TEDESCHI, A.C. & MENEGHETI, J.O. 1991. Estudo comparativo das espécies do Gênero *Alouatta* Lacèpède, 1799 (Platyrrhini, Atelidae) e sua distribuição geográfica na América do Sul. 239-262. In: *A Primatologia do Brasil - 3*. A. B. Rylands & A. T. Bernardes, eds. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
15. GARCIA, V. L. A. 2000. Uso do espaço por um grupo de *Alouatta fusca clamitans* em um fragmento degradado de Floresta Atlântica. In: *A Primatologia no Brasil 7*. Pp 181-196. C. Alonso, A. Langguth Eds. SBPr e Editora Universitária, João Pessoa.
16. DIDHAM, R.K, GHAZOUL, J., STORK, N.E. & DAVIS, A.J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Tree*. 11(6): 255-260.
17. SORK, V. L. 1983. Distribution of pignut hickory (*Carya glabra*) along a forest to edge transect and factors affecting seedling recruitment. *Journal of Ecology*, 110:494-506.
18. CADENASSO, M. L , PICKETT, S. T. A., 2000, Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. *Journal of Ecology*. 88:31-44.
19. COLEY, P.D., 1993, Gap size and plant defenses. *Tree* 8:1-2.
20. GREIG, N. 1993. Predispersal seed predation on five Piper species in tropical rain-forest. *Oecologia* 93:(3)412-420.
21. LOUDA, S.M. 1982. Distribution ecology: variation in plant recruitment over a gradient in relation to insect seed predation. *Ecological Monographs* 52:(1) 25-41.
22. JULES. E.S. 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: Trillium in Old-Growth forest. 1998. *Ecology* 79:(5) 1645-1656.
23. SIMBERLOFF, D. 1993. Effects o fragmentation on some Florida ecosystems, and how to redess them. *In Nature Conservation*.

11

GENÉTICA DE POPULAÇÕES NATURAIS

Maria Paula Cruz Schneider
Cristiane Gomes Batista
Dulcinéia de Carvalho
Rui Cerqueira
Ana Yamaguishi Ciampi
Edivani Villaron Franceschinelli
Rosana Gentile
Evonnildo Costa Gonçalves
Adriana Daudt Grativol
Marcelo Trindade Nascimento
Joema Rodrigues Póvoa
Giuliana Mara Patrício Vasconcelos
Lúcia Helena Wadt
Helga Correa Wiederhecker

Introdução

Em um cenário de fragmentação de habitats, populações anteriormente contínuas são subdivididas em conjuntos de populações locais menores que podem estar isoladas em maior ou menor grau, dependendo da distribuição espacial dos fragmentos e do poder de dispersão inerente às espécies. As alterações no tamanho, forma e distribuição de um habitat natural provocadas pela fragmentação, afetam a taxa de extinção e tamanho das populações locais, assim como o padrão de dispersão de indivíduos entre estas populações. Neste contexto, destacam-se dois grupos de processos: (1) os processos ecológicos, tais como eventos catastróficos, estocasticidade ambiental e demográfica, que afetam parâmetros como a reprodução, mortalidade, proporção sexual e distribuição de classes de idade¹; e (2) os processos genéticos, mediados por deriva genética e endocruzamento, que levam à perda de variabilidade genética e depressão por endocruzamento².

Esses dois processos podem operar sinergicamente provocando forte impacto na probabilidade de extinção de populações, porém, no curto prazo os processos ecológicos são de maior importância^{3,4}. Isto se deve, principalmente, às flutuações no tamanho das populações decorrentes dos processos ecológicos, que influenciam diretamente os processos genéticos, uma vez que o tamanho efetivo populacional é o principal fator relacionado às grandes mudanças na diversidade genética provocadas por deriva genética e endocruzamento.

O tamanho reduzido das populações favorece acasalamentos entre indivíduos aparentados, ou endocruzamento, processo que contribui para o aumento da similaridade genética entre os indivíduos de uma mesma população e, conseqüentemente, da proporção de loci em homozigose. A homozigose elevada favorece a expressão de alelos recessivos deletérios e diminui o valor adaptativo de *loci* codominantes, o que pode causar a diminuição da capacidade de adaptação dos indivíduos às flutuações ambientais provocadas pelos fatores bióticos e abióticos⁵.

Os efeitos de deriva genética são, primeiramente, a perda de alelos raros em uma população, levando à redução da variabilidade genética intrapopulacional e, por fim, à fixação ao acaso de alelos diferentes nas populações, resultando na diferenciação interpopulacional. Em grandes populações ou em populações menores que trocam genes via migração constante de indivíduos, os efeitos de deriva genética são negligenciáveis, porém em populações pequenas e isoladas, são fortemente pronunciados.

Em populações naturais, a perda de variabilidade genética pode ser contrabalançada pela injeção de novos alelos, via mutação e(ou) migração (fluxo gênico), no complemento gênico de diferentes populações. Porém, em um habitat fragmentado a redução do fluxo gênico entre as populações isoladas, aliada às baixas taxas de mutação, acentua a perda de variabilidade genética. Dessa forma, estes processos genéticos em habitats fragmentados reduzem a heterozigose, com conseqüente redução da viabilidade de populações locais por meio da depressão de uma série de componentes de *fitness*⁶. Assim, em longo prazo, o impacto na diversidade genética torna-se crítico, pois a mesma é a matéria prima das mudanças evolutivas que incluem adaptação e especiação^{7,8}.

Técnicas moleculares além de permitirem a identificação de efeitos da fragmentação sobre o complemento genético das populações remanescentes, também têm sido úteis em programas de manejo para conservação genética de populações. No caso de animais, têm sido recomendadas translocações de indivíduos e acasalamentos programados para ajudar as espécies ameaçadas de extinção a recuperarem a variabilidade genética perdida e(ou) fragmentada em consequência da alteração de seus habitats^{9,10,11}. O manejo genético dessas espécies geralmente se baseia em informações de *pedigree*, o que pode permitir a identificação de indivíduos cuja reprodução é essencial para a manutenção da diversidade genética.

No caso de plantas, marcadores moleculares têm sido úteis para orientar coleta de material genético com a finalidade de conservação *ex situ*; definir o tamanho mínimo de área para conservação *in situ*; descrever a organização da variação genética em populações naturais^{12,13,14}; e conhecer a magnitude da diversidade genética da espécie e das populações.

No âmbito das técnicas de biologia molecular, vários métodos diretos têm sido utilizados para a investigação da variação genética em populações naturais, tanto de animais como de vegetais. Inicialmente, a maioria das análises moleculares era baseada na detecção de polimorfismos protéicos (isoenzimas) e de polimorfismos de comprimento de fragmento de restrição (RFLP), que envolvem o uso da tecnologia de enzimas de restrição ao nível de DNA¹⁵. Com o advento da tecnologia de amplificação de fragmentos específicos de DNA por intermédio da reação em cadeia da polimerase (PCR), esses métodos evoluíram para o seqüenciamento nucleotídico direto de fragmentos de DNA nuclear e mitocondrial e, posteriormente, para a amplificação de marcadores anônimos, como os RAPDs (*Random Amplified Polymorphism DNA*) e AFLPs (*Amplified Fragment Length Polymorphism*) e, finalmente, o uso de marcadores específicos como os microssatélites.

Cada uma dessas técnicas apresenta peculiaridades em relação ao tipo de informação, disponibilidade de marcadores e custo de implementação que determinam sua adequação aos casos estudados. A análise de isoenzimas, por exemplo, uma das primeiras técnicas moleculares disponíveis, é atualmente amplamente difundida para a avaliação da variabilidade genética e identificação de fluxo gênico entre populações, principalmente de espécies vegetais. Entretanto, apesar da vantagem de seu baixo custo relativo, a reduzida taxa de evolução, que resulta na observação de pouca variação genética, restringe seu uso em algumas espécies. Já a tecnologia de RAPD, que se baseia na amplificação de seqüências nucleotídicas aleatórias, a partir do uso de iniciadores universais, pode ser aplicada tanto em espécies vegetais como animais, gerando um grau de polimorfismo geralmente maior do que o observado pela análise isoenzimática. A principal limitação desta técnica reside na expressão dominante, onde indivíduos homocigotos não são distintos dos heterocigotos, e no anonimato destes marcadores, resultando em subestimativa da variabilidade e impossibilidade de identificação de fluxo gênico.

Atualmente, os marcadores microssatélites são os mais indicados para estudos de genética de populações, embora ainda não esteja acessível para todas as espécies, como é o caso de isoenzimas e RAPD, devido à necessidade de desenvolvimento de iniciadores específicos.

Microssatélites consistem em locos nucleares hipervariáveis, de unidades de pequenas seqüências nucleotídicas repetidas em série, que evoluem mediante a perda ou ganho destas unidades, ao invés de simples substituições de nucleotídeos¹⁶. Eles são altamente polimórficos, muito dispersos em genomas de eucariotos e possuem elevada taxa de mutação^{17,18}. Análises de freqüências alélicas dos locos microssatélites podem ser usadas para estimar parâmetros da estrutura e diversidade genética atual de populações de uma espécie, como também níveis históricos de fluxo genético entre estas populações. Assim, apesar do custo relativamente alto, os marcadores microssatélites apresentam uso muito promissor para a conservação, principalmente pelo elevado poder de detecção da variabilidade genética em espécies que são conhecidas por apresentarem baixa diversidade genética^{16,19,20,21,22}.

Considerando a adequação de cada uma dessas técnicas, análises nelas baseadas ajudam no cálculo do tamanho efetivo de populações para conservação *in situ* no longo prazo. Informações desse tipo são extremamente úteis para definição de estratégias que orientem a implementação de áreas prioritárias para conservação, além de auxiliar programas de manejo para conservação de espécies ameaçadas de extinção. Seguindo a estrutura genético-populacional ao longo do tempo, também podem ser estimados os níveis de diversidade genética desejáveis para assegurar a viabilidade no longo prazo e o potencial evolutivo de uma espécie.

1. Estudo de casos

1.1. Anfíbios - o caso do sapo-cachorro (*Physalaemus cuvieri*)

Anfíbios são considerados bons indicadores ambientais, pois, em geral, as espécies dependem tanto do meio aquático quanto do terrestre no seu ciclo de vida. Apesar desta dependência, muitas espécies, como o sapo-cachorro, são resistentes às modificações ambientais, podendo manter grandes populações em ambientes intensamente alterados pelo homem. Esta espécie é um dos anfíbios mais comuns do Cerrado, possuindo ampla distribuição e alta densidade nas áreas abertas. Apesar de ser uma espécie tolerante às modificações no ambiente, devido à acelerada ocupação das áreas de Cerrado, muitas de suas populações encontram-se isoladas em pequenos fragmentos causando impactos na dinâmica natural.

Durante o Projeto Cerrado, a comparação entre populações de fragmentos antigos de Cerrado, isolados há cerca de 4.000 anos pela floresta tropical em Vilhena – Rondônia, com fragmentos recentes (cerca de 40 anos), isolados antropicamente na região do Distrito Federal, mostraram os efeitos da fragmentação no longo prazo sobre as populações de sapo-cachorro²³. A utilização de fragmentos de tamanhos diferentes dentro de cada região (menor que 500ha, de 1.000 a 3.000ha e de 10.000 a 15.000ha), também permitiu a identificação da interação entre idade e tamanho dos fragmentos. Os padrões revelados por RAPD nestas populações demonstraram uma variação genética de 12% entre as regiões, enquanto cerca de 85% da variação é conferida à diferenciação

individual e cerca de 3% é resultante das diferenças entre as populações dos fragmentos. Isso representa uma variação dentro das populações maior do que a variação conferida pela fragmentação ou pela separação geográfica.

A baixa divergência entre as regiões significa que o efeito do tempo, por si só, não gerou diferenças significativas entre as populações. Nos fragmentos recentes houve diferentes valores de diversidade genética, mas estes não foram correlacionados com o tamanho dos fragmentos, ao contrário do observado nos fragmentos mais antigos onde foi observada uma forte correlação entre estes parâmetros (Figura 1). Em todos os fragmentos recentes, a diversidade total foi elevada, mas entre os antigos observou-se uma grande redução, principalmente nas áreas menores do que 1.000ha. Desta forma, fica evidente o comprometimento da manutenção da variabilidade genética em fragmentos pequenos ao longo do tempo. Ao extrapolar estes resultados para outras espécies do Cerrado, a conclusão é preocupante, pois mesmo uma espécie que mantém alta densidade populacional, como o sapo-cachorro, apresentou redução acentuada provavelmente devido à fragmentação do habitat. Como muitas espécies de anfíbios do Cerrado são mais especializadas por habitat e menos resistentes aos impactos humanos, provavelmente estas estarão muito mais suscetíveis à perda de variabilidade genética e ao risco de extinção.

Embora não tenha sido detectada perda de variabilidade genética nos fragmentos recentes, isto não significa que a fragmentação não posua efeito neste caso. Apesar de manter inicialmente uma diversidade genética elevada, não há garantias de que esta será mantida ao longo do tempo. As restrições espaciais, tanto no tamanho como no isolamento, geradas pela fragmentação no decorrer do tempo, favorecem a ocorrência de efeitos corrosivos na diversidade genética, como a endogamia. Isto, provavelmente, é a causa da redução de diversidade encontrada nos fragmentos antigos, servindo como uma projeção para as possíveis conseqüências nas populações de sapo-cachorro recentemente isoladas.

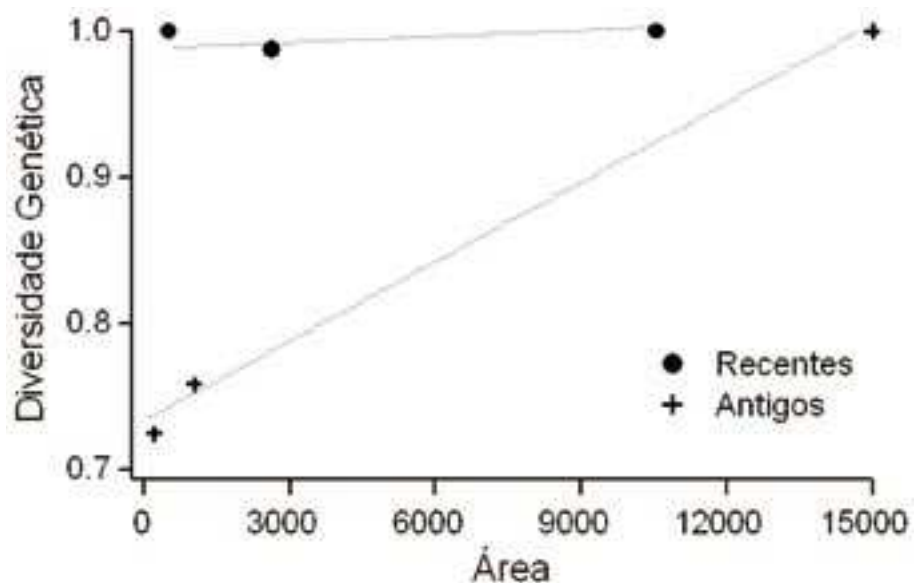


Fig.1 Distribuição da diversidade genética total (H_t) de populações de *Physalaemus cuvieri* encontradas em fragmentos antigos de Cerrado (4000 anos) localizados em Vilhena, RO e em fragmentos recentes (cerca de 40 anos) no Distrito Federal.

O extenso prazo de isolamento juntamente com a redução da área do fragmento, acarreta a perda significativa de variabilidade genética, mesmo no caso de uma espécie generalista, de ampla distribuição e com alta densidade populacional como o sapo-cachorro. Desta forma, é importante enfatizar que, mesmo que não imediatamente, as populações isoladas correm o risco de perder variabilidade genética. Portanto, o tamanho das áreas preservadas deve ser suficiente para conservar a variabilidade genética das espécies que, no presente caso, se mostrou reduzida em fragmentos de 1.000ha ou menos. Sendo assim, é necessário se prever dentro dos planos de ocupação, medidas para se evitar o total isolamento entre os fragmentos pequenos, reduzindo a separação das populações, pois a maioria das espécies é mais vulnerável que a estudada e, provavelmente, mais sensível à fragmentação.

1.2. Aves Migratórias - o caso do maçarico-rasteirinho (*Calidris pusilla*)

Superada apenas pelo Suriname, a costa norte do Brasil entre o Maranhão e o Amapá, é a segunda área mais importante na América do Sul para aves limícolas migratórias intercontinentais que se deslocam, anualmente, em períodos específicos, das suas áreas de reprodução no Canadá e Alasca para as áreas de invernada nas Américas Central e do Sul.

Informações de morfometria associadas a sexagem molecular²⁴ sugerem que os maçaricos-rasteirinhos no norte do Brasil constituem uma população homogênea com origem reprodutiva no leste do Ártico canadense. Estes dados foram de fundamental importância para o delineamento das rotas seguidas por estas populações durante o ciclo migratório anual, porém não esclareceram muito acerca de sua estrutura genética.

O conhecimento da estrutura genética e dinâmica populacional no ciclo migratório anual dessas aves é de fundamental importância para a indicação de áreas prioritárias para a conservação e o estabelecimento de estratégias de manejo, com o objetivo de minimizar os efeitos negativos da fragmentação antrópica em áreas costeiras, importantes não só para as aves migratórias, mas para as comunidades biológicas em geral. Com esta finalidade, foram desenvolvidas análises genéticas utilizando-se como ferramenta o seqüenciamento nucleotídico de um fragmento do íntron 7 do gene nuclear b-fibrinogênio, um marcador nuclear que apresenta variação nucleotídica comparável àquela de genes mitocondriais como, por exemplo, o *citocromo b*.

As 61 seqüências obtidas resultaram em 44 haplótipos compartilhados entre as populações dos sítios de invernada da costa norte brasileira (Amapá, Pará e Maranhão) e os indivíduos amostrados na Baía de Delaware, New Jersey, U.S.A., durante a migração de retorno ao hemisfério norte. A análise da variação nucleotídica revelou elevados índices de variabilidade genética dentro das populações (Tabela 1) e ausência de diferenciação genética interpopulacional (Tabela 2).

Tabela 1. Variação genética do íntron 7 do gene nuclear b-fibrinogênio para populações do maçarico-rasteirinho.

	Diversidade nucleotídica			Diversidade haplotípica (gênica)	
	n	p	q*	NHap	h (DP)
Todos	61	0,0046	0,0046	44	0,97 (0,012)
Amapá	11	0,0041	0,0041	11	1,00 (0,039)
Pará	17	0,0045	0,0045	14	0,97 (0,032)
Ilha de Maiaú, MA	24	0,0045	0,0045	16	0,95 (0,029)
Panaquatira, MA	05	0,0074	0,0074	05	1,00 (0,126)
Baía Delaware	04	0,0046	0,0046	04	1,00 (0,177)

Tamanho da amostra (n), número de haplótipos (NHap), Desvio Padrão (DP)

* Modelo de sítios finitos

Tabela 2. Estimativas de Nst (diferenciação genética) entre populações do maçarico-rasteirinho.

	Amapá	Pará	Ilha de Maiaú	Panaquatira
Amapá				
Pará	0,013			
Ilha de Maiaú, MA	0,012	0,041		
Panaquatira, MA	-0,037	-0,025	-0,069	
Baía Delaware	-0,045	0,005	-0,044	-0,05

A presença de haplótipos iguais nas diferentes regiões analisadas evidencia uma homogeneidade das populações do maçarico-rasteirinho no norte do Brasil e, corroborando os dados de morfometria e sexagem molecular²⁴, explica a ausência de diferenciação genética entre elas. A similaridade genética entre as aves da Baía de Delaware e da costa norte brasileira é consistente em indicar aquela região como um ponto de parada e reposição energética durante a migração de retorno das aves da costa norte brasileira para a área de reprodução no Ártico.

Em se tratando de espécies migratórias, os efeitos da fragmentação de habitat são muito mais intensos quando esta ocorre em mais de um dos habitats que compõem uma rota de migração e são mais facilmente identificados nas áreas reprodutivas de populações homogêneas geneticamente. O mascaramento de efeitos em alguns habitats deve-se, provavelmente, à mistura de populações de regiões reprodutivas distintas e com diversos graus de diferenciação genética. Este não é o caso dos maçaricos-rasteirinhos na costa norte brasileira, assim, os elevados índices de variabilidade genética associados à reduzida diferenciação genética entre as populações, não sugerem fortes efeitos de fragmentação na costa norte brasileira.

Embora a variação genética das populações do maçarico-rasteirinho no norte do Brasil possa ainda não estar apresentando os efeitos genéticos decorrentes de distúrbios e da fragmentação de habitat, dados de censos aéreos na Baía de Delaware²⁵, mostram que o número de aves limícolas, incluindo o maçarico-rasteirinho, que pousam naquele sítio de parada para reposição de energia, vem declinando de forma con-

siderável nos últimos cinco anos. Isto se deve, provavelmente, à ação humana nas áreas de internada no Hemisfério Sul, onde as aves estão mais susceptíveis aos distúrbios e fragmentação, pois nelas passam a maior parte do tempo – cerca de 10 meses por ano.

Estas observações sugerem que as áreas costeiras visitadas pelas aves migratórias no norte do Brasil devem ser preservadas antes que os efeitos no tamanho efetivo populacional possam influenciar os processos genéticos, bem como os efeitos de deriva genética e de endocruzamento possam, no longo prazo, restringir a viabilidade das populações do maçarico-rasteirinho que invernam naquelas áreas. Além disso, as áreas costeiras estudadas, são habitats importantes para outras espécies migratórias intercontinentais, e também para algumas espécies brasileiras, que fazem pequenas migrações entre o litoral e o interior. Desta forma, a proteção dessas áreas favorecerá não somente as populações do maçarico-rasteirinho, como também outras populações de aves que, talvez, já estejam com sua viabilidade comprometida devido aos distúrbios resultantes das atividades humanas.

1.3. Mamíferos - o caso do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*)

O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), espécie em perigo de extinção, é um primata endêmico da Mata Atlântica. Historicamente, a espécie ocorria em todo litoral do Estado do Rio de Janeiro, em altitudes inferiores a 300m²⁶. Atualmente, sua distribuição está restrita a sete municípios da região dos lagos e baixadas costeiras: Silva Jardim, Casimiro de Abreu, Rio das Ostras, Cabo Frio, Armação dos Búzios, Saquarema e Rio Bonito, este último contido na região metropolitana do Rio de Janeiro. As áreas protegidas onde a espécie ocorre são as Reservas Biológicas de Poço das Antas (PdA), Silva Jardim, RJ, Reserva Biológica União, Casimiro de Abreu e Rio das Ostras, RJ, ambas sob a administração do IBAMA; Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá; Parque Municipal do Mico-Leão-Dourado* e, em mais de uma dezena de RPPNs – Reservas Particulares do Patrimônio Natural.

Todas as populações estão isoladas em pequenos fragmentos de Mata Atlântica de Baixada Costeira, sendo a população de Poço das Antas original daquela área; a da REBIO União oriunda do repovoamento com uma população de micos translocados e, aquelas localizadas nas RPPNs e em outros fragmentos privados, provenientes da reintrodução de micos nascidos em cativeiro. Estudos realizados em 1994 demonstraram que, à exceção da população de Poço das Antas e áreas contíguas, nenhuma das outras possuía tamanho efetivo para prevenir eventual extinção¹⁰, mas as três populações – Poço das Antas, União e áreas particulares, mostraram 100% de probabilidade de extinção em poucos anos, usando simulações pelo programa Vortex¹⁰.

A avaliação da variabilidade genética das populações de Poço das Antas e outros três fragmentos pequenos resultou em: (1) uma correlação positiva entre a variabilidade genética intrapopulacional e o tamanho dos fragmentos de Mata Atlântica; (2) uma acentuada

* A Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema, RJ, criada pela FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente em 1994, não foi implantada e as áreas privadas não foram desapropriadas. Localiza-se dentro da APA Estadual de Massambaba. Na mesma situação encontra-se o Parque Municipal do Mico-Leão-Dourado, Cabo Frio, RJ, criado em 1997 e até hoje não implantado. Além dessas áreas protegidas, em julho de 2002, foi decretada pelo Governo Federal a APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, abrangendo terras de seis municípios da Região dos Lagos (N. da E.).

estrutura genética das populações analisadas (PdA e cinco grupos isolados que foram translocados para REBIO União), com uma diferenciação média de 31% e, (3) uma correlação positiva entre a variabilidade genética interpopulacional e a distância entre os fragmentos, seguindo o modelo de fluxo gênico de isolamento por distância. Esses resultados indicam que a diversidade genética do mico-leão-dourado tem sido perdida especialmente nas populações menores, isto é, quanto menor a população, menor também a diversidade genética encontrada. Com o segundo resultado pode-se acrescentar que a diversidade genética encontrada não está homogeneamente distribuída entre as populações, indicando a restrição do fluxo gênico entre estas. A troca de informação genética entre indivíduos de diferentes populações é muito menos freqüente do que entre indivíduos de uma mesma população. Além disso, a estrutura genética encontrada tem correlação com a distância entre as populações, onde quanto mais distante as populações, maior a divergência genética entre elas.

Os dois primeiros resultados podem ser interpretados como uma conseqüência direta dos distúrbios na variabilidade genética das populações locais atuais, causados pela fragmentação da Mata Atlântica. Entretanto, o terceiro resultado pode ser explicado por, pelo menos, dois cenários diferentes: (1) uma população original panmítica (população com a diversidade genética homogeneamente distribuída) que sofreu distúrbios em algum ponto pela fragmentação da Mata Atlântica, ou (2) uma população estruturada geneticamente antes da fragmentação da Mata Atlântica. Estes dois cenários não podem ser discriminados com os dados analisados até o momento. Para prosseguir com as análises, é necessário que se use técnicas de DNA antigo (*ancient DNA*) que permitam comparar a variabilidade genética dos micos-leões-dourados antes (amostras de museus) e depois (amostras atuais) da fragmentação da Mata Atlântica.

Informações esclarecendo se as populações de micos-leões-dourados se comportavam de forma panmítica, ou não, quando as florestas eram contínuas, e quanto da variabilidade genética foi perdida ao longo do processo de fragmentação da Mata Atlântica, serão de grande importância para a conservação dessa espécie. Estratégias de conservação eficientes para espécies bandeira como o mico-leão-dourado, podem contribuir para a conservação dos biomas que habitam, nesse caso, a Mata Atlântica. Os dados genéticos analisados para o mico-leão-dourado até o momento¹¹, sugerem que o modelo de metapopulação é o indicado para o manejo genético da espécie. Entretanto, considerando-se que as populações analisadas sofreram distúrbios decorrentes da fragmentação, podendo não representar a condição original para a espécie, seria precipitado adotar esse modelo como uma estratégia de conservação. Portanto, é preciso esclarecer se a estrutura genética das populações atuais é uma característica que já existia antes da fragmentação, ou se é resultado da fragmentação recente da Mata Atlântica.

Além disto, mesmo as populações muito pequenas, antes consideradas inviáveis, são importantíssimas para o manejo genético dessa espécie e merecem a mesma atenção que as populações maiores. A presença de alelos privados nessas pequenas populações faz com que o benefício de preservá-las seja maior que o seu custo, considerando-se que essas populações incrementam a diversidade genética já tão depauperada dessa espécie.

Essa pesquisa vem mostrar dois aspectos importantes da proteção de fragmentos da Mata Atlântica: (1) o tamanho do fragmento nem sempre é um bom indicativo de sua importância para a conservação; fragmentos muito pequenos, antes considerados inviáveis, podem ser de extrema importância para a conservação de uma espécie, como no caso do mico-leão-dourado; (2) assegurar a proteção de áreas por meio de unidades de conservação, sejam Reservas Biológicas, RPPNs, Refúgios de Fauna e outras, é de extrema importância para a conservação de uma espécie. No caso do mico-leão-dourado, o manejo genético das pequenas populações, que requer o isolamento destas em relação à população da Reserva Biológica de Poço das Antas, tem sido possível devido à criação de uma outra reserva - a Reserva Biológica União, em 1998, e também, pela colaboração de inúmeros proprietários rurais que participam dos esforços de reintrodução, permitindo a soltura de micos-leões provenientes de zoológicos em suas florestas, muitas delas transformadas em RPPNs.

1.4. Mamíferos - o caso do gambá (*Didelphis aurita*)

O gambá (*Didelphis aurita*), uma das espécies de mamíferos mais frequentes na Mata Atlântica, é generalista em relação ao habitat e à alimentação²⁷ podendo ser encontrada mesmo em quintais de metrópoles como o Rio de Janeiro. Sua grande capacidade de deslocamento²⁸ aliada às características acima, faz com que seja esperado uma baixa suscetibilidade desta espécie aos efeitos da fragmentação, quando comparada a outras. Vários aspectos ecológicos e genéticos desta espécie já foram estudados, entretanto, a integração do comportamento e da estrutura genética populacional ainda é pouco entendida. A dinâmica populacional do gambá foi avaliada em relação ao grau de variabilidade genética dentro e entre populações numa escala regional, identificando o tipo de estrutura populacional da espécie e a relação entre distância genética e distância geográfica.

A comparação entre oito populações da Serra dos Órgãos e arredores, no Estado do Rio de Janeiro, foi realizada utilizando-se cinco marcadores microssatélites. As populações estudadas foram consideradas geneticamente distintas no conjunto, entretanto, apresentando um nível baixo de diferenciação, pois nenhuma população estava totalmente isolada da outra na escala geográfica amostrada. A migração foi um fator de extrema importância no grau de variação genética encontrado, havendo correlação entre distância genética e geográfica. A espécie seguiu um modelo de estrutura populacional de paisagem contínua, formada por manchas de ambiente heterogêneo, onde os centros populacionais não são permanentes, mas persiste regionalmente formando uma metapopulação com populações constituídas por *demes* ou subpopulações.

Os microssatélites foram bastante sensíveis para detectar diferenciação entre as populações estudadas, mas estudos abrangendo toda a área de distribuição da espécie devem ser realizados visando melhor compreensão de como estes marcadores se comportam. O direcionamento futuro de problemas referentes à manutenção da variabilidade genética para a conservação de populações naturais depende de análises envolvendo abordagens genética e demográfica em conjunção, uma vez que os fatores demográficos, ambientais e genéticos contribuem para a viabilidade de populações ou espécies, e a manutenção de níveis

adequados de diversidade genética dentro e entre populações, é um dos aspectos mais importantes a ser considerado em programas de conservação. Este tipo de análise pode servir de base para se testar processos relacionados à extinção, além de ser uma sugestão metodológica para se avaliar os efeitos dos distúrbios antrópicos sobre as populações. Com isso, é possível testar resultados e modelos ecológicos utilizando-se marcadores moleculares como ferramenta em estudos de ecologia de populações e, a partir disto, discutir os modelos ecológicos.

1.5. Espécies arbóreas

A definição de indicadores eficientes para o estabelecimento de áreas protegidas com o objetivo de conservação genética, ainda constitui um problema. Neste sentido, têm sido indicadas espécies arbóreas consideradas raras, isto é, espécies nas quais seus indivíduos ocorrem naturalmente em baixa densidade. Ao se definir estratégias de conservação para espécies arbóreas raras, acredita-se estar propiciando também a conservação de espécies arbóreas abundantes e comuns. Quatro projetos foram implementados com objetivo de estabelecer estratégias para conservação e(ou) restauração mediante estudos interdisciplinares: Estratégias para conservação e manejo da biodiversidade em fragmentos de florestas semidecíduas (Projeto Mata Seca); Estudos de conservação e recuperação dos fragmentos florestais da APA Camanducaia (Projeto Camanducaia); Efeito do processo de fragmentação florestal na sustentabilidade de alguns ecossistemas periféricos aos eixos rodoviários no sudeste acreano (Projeto Sudeste Acreano) e, Conservação, manejo e restauração de fragmentos de Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro: mamíferos como táxon focal para a formulação de estratégias (projeto Poço da Antas). Com uso de marcadores foram estudadas as estruturas genéticas, isoenzimáticos e de DNA, das populações naturais em fragmentos florestais das seguintes espécies: cedro da Amazônia (*Cedrela aff. odorata*), cedro (*Cedrela fissilis*), copaíba (*Copaifera langsdorffii*), cambuí (*Myrciaria floribunda*), guanandi (*Shymphonia globulifera*) e o ipê amarelo (*Tabebuia serratifolia*). Os principais objetivos foram quantificar os níveis de diversidade genética dentro e entre populações naturais destas espécies, obter informações sobre o sistema reprodutivo, estimar as taxas de cruzamento nas diferentes populações e calcular o número efetivo para cada população.

1.5.1. O caso da copaíba (*Copaifera langsdorffii*)

Populações naturais de copaíba, espécie arbórea comumente encontrada no Brasil, foram estudadas por meio marcadores isoenzimáticos. Foram avaliadas três populações naturais localizadas no município de Lavras, duas (Cerrado - C e Mata Semidecidual - SD) no campus da Universidade Federal de Lavras e, a terceira (Mata Ciliar - MC) em uma área de preservação permanente entre os municípios de Lavras e Itumirim, no sul de Minas Gerais. Um elevado grau de polimorfismo foi observado em todas as populações estudadas, resultando provavelmente na tendência ao excesso de heterozigotos nas progênes da MC, porém, para os adultos observou-se evidência de endogamia (Tabela 3). Embora estes resultados não sejam comuns para espécies arbóreas, é provável que nas

Tabela 3. Estimativas de diversidade e estrutura genética em populações de espécies arbóreas de habitats fragmentados.

Espécies / fragmento	Marcaador	Tamanho (ha)	H _o	H _e	H _e	P (%)	A	f	F	F _{ST}	N _m
Copaíba - MG											
Cerrado	isoenzimas	3,2	0,321	0,420		81,8	2,5		0,13/-0,033	0,142/0,162	0,032
Mata semidecidual		5,83	0,421	0,435		87,5	2,4				1,51
Capivari		14	0,48/0,39	0,39/0,37		72,7/75,0	2,2/2,5				
Cedro - MG											
Lagoa	isoenzimas	4	0,46/0,52	0,36/0,37		38,46/92,31	1,86/2,46				3,63
Galego		77	0,42/0,39	0,36/0,31		53,85/84,62	2,76/2,54				8,08
Capivari		14	0,39/0,35	0,42/0,29		53,85/84,62	2,71/2,08				
Cedro - GO								0,343	0,371	0,042	5,7
1		24,5	0,795	0,555			9,5				
2		26,5	0,858	0,545			10,0				
3	microsatélites	22,7	0,809	0,467			8,2				
4		24,5	0,860	0,542			9,0				
5		15,25	0,794	0,659			7,5				
Cedro - AC											
Pasto	microsatélites	19	0,736	0,634			11,75	0,119	0,134	0,022	11,11
Mata		56	0,773	0,866			14,50	0,109			
Ipê amarelo - AC											
Pasto	isoenzimas	19	0,389	0,600			2,80	0,360	0,336	0,079	2,91
Mata		56	0,417	0,504			2,80	0,179			
Cambuí - MG											
Frag. grande - A1		5810	0,386	0,385		85,71	2,14		0,1371	0,0555	4,25
Frag. grande - A2	isoenzimas	5810	0,347	0,404		85,71	2,14				
Frag. Pequeno 1		18	0,288	0,350		85,71	2,00				
Frag. Pequeno 2		10	0,332	0,324		85,71	2,00				
Guanandi - RJ											
REBIO Poço 1		9	0,658	0,708		100	4,7			0,17	1,19
REBIO Poço 2	microsatélites	17	0,700	0,667		100	5,0				
REBIO Poço 3		70	0,567	0,611		100	4,3				
REBIO União		20	0,567	0,616		100	4,0				

Ho: heteroziguidade esperada, He: heteroziguidade observada, P (%): número de locos polimórficos, A: número médio de alelos por locos, f: adultos/progênes, F: coeficiente de endogamia de todas as plantas, FST: divergência genética entre as populações, Nm: número de migrantes.

populações avaliadas haja favorecimento dos indivíduos endogâmicos.
Uma baixa divergência genética foi observada entre as populações

C e SD, enquanto que aquela observada entre a população MC e as demais, foi relativamente mais alta, demonstrando uma correlação entre a distância geográfica e a divergência genética.

A observação de uma elevada taxa média de cruzamento indicou que essa espécie é de reprodução mista predominantemente alógama. Para o conjunto das populações observou-se uma baixa estimativa de fluxo gênico, sugerindo que há pouca troca de material genético, ao contrário do observado entre as populações C e SD, o que sugere um fluxo gênico suficiente para prevenir a diferenciação genética entre elas.

1.5.2. O caso do cedro (*Cedrela fissilis*)

Populações naturais de cedro, espécie arbórea rara de ampla distribuição, foram estudadas por meio de marcadores isoenzimáticos e microssatélites. Foram avaliadas populações em duas regiões distintas no sul de Minas Gerais (três populações) e no vale do Paranã, em Goiás (cinco populações).

Na região de Minas Gerais, o polimorfismo foi relativamente baixo nos adultos e elevado nas progênies (Tabela 3). De maneira geral, foi observada uma elevada diversidade genética dentro das populações além de sua manutenção ao longo das gerações. No entanto, avaliando-se as populações individualmente, observou-se que aquela do fragmento de menor área (5ha) apresentou características peculiares, evidenciando uma baixa diversidade genética dos indivíduos adultos, porém, diversidade genética semelhante às demais para as progênies. Como no caso da copaíba, a alta taxa de cruzamento média indica que a espécie é de reprodução mista predominantemente alógama.

De modo geral foi observada uma correlação entre distância genética e geográfica para os diferentes fragmentos. Contudo, o fragmento mais isolado apresentou similaridade genética com um fragmento da mata ciliar da mesma bacia, ao contrário dos demais, onde um baixo índice de distância genética entre eles foi observado (Tabela 3). O tamanho efetivo estimado para as populações a partir dos adultos, foi ligeiramente superior ao tamanho real, mostrando um possível comprometimento da manutenção genética da espécie nos fragmentos.

Nas populações amostradas na região do vale do Paranã foram observados elevados índices de polimorfismo e coeficientes de endogamia (Tabela 3). A diferenciação genética entre as populações, embora baixa, foi significativa. Estes resultados diferem dos encontrados em Minas Gerais, onde não foi observada endogamia.

1.5.3. O caso do cedro da Amazônia (*Cedrela* aff. *odorata*)

Duas populações de cedro da Amazônia, espécie arbórea comum, foram estudadas por meio de marcadores microssatélites, sendo um fragmento de área de floresta primária (Reserva Florestal do Catuaba) e outro de pastagem, no Estado do Acre.

O número de alelos foi maior no fragmento florestal do que na pastagem, sendo observados alguns alelos exclusivos ao fragmento (Tabela 3). A diferença genética entre as populações foi baixa, porém significativa. As estimativas de endogamia também foram baixas, mas significativas indicando a ocorrência de cruzamentos entre indivíduos aparentados ou autofecundação (Tabela 3).

1.5.4. O caso do ipê amarelo (*Tabebuia serratifolia*)

Duas populações de ipê amarelo, espécie arbórea rara na Amazônia Ocidental, foram estudadas por meio de marcadores isoenzimáticos, sendo um fragmento de floresta primária (Reserva Florestal do Catuaba) e outro de pastagem, no Acre.

O número médio de alelos foi igual nas populações, no entanto, foi observada maior diversidade genética na pastagem (Tabela 3). As estimativas de diversidade mostraram que houve diferenciação genética entre as populações (Tabela 3). Também se observou endogamia nas populações, sendo que na pastagem ocorreu maior proporção de cruzamentos endogâmicos.

1.5.5. O caso do cambuí (*Myrciaria floribunda*)

Quatro populações naturais de cambuí, espécie arbórea comumente encontrada em florestas altimontanas, foram estudadas por meio de marcadores isoenzimáticos. Duas populações encontram-se num fragmento grande e as outras duas, em pequenos. As populações dos fragmentos pequenos apresentaram um menor número de alelos e de heterozigotos, demonstrando uma menor diversidade genética. Apesar do polimorfismo ter sido igual para as quatro populações, observou-se a perda de um alelo nos fragmentos de menor área (Tabela 3). As quatro populações apresentaram semelhança genética (Tabela 3), provavelmente devido ao curto espaço de tempo decorrido desde a fragmentação da área.

1.5.6. O caso do guanandi (*Shymphonia globulifera*)

Para o caso do guanandi, espécie arbórea comum que ocorre em ambientes periodicamente inundados da Mata Atlântica de baixada, quatro populações naturais, sendo três localizadas na REBIO Poço das Antas e uma na REBIO União, Estado do Rio de Janeiro, foram avaliadas por meio de marcadores microssatélites.

Uma diversidade genética semelhante foi observada em todas populações estudadas, porém o número médio de alelos na população da REBIO União foi inferior ao encontrado nas demais populações (Tabela 3). Não houve diferença genética entre as três populações da REBIO Poço das Antas (Tabela 3), porém estas foram distintas da população da REBIO União. A análise do fluxo gênico entre pares de populações demonstrou que não existem problemas na troca de material genético entre as populações mais próximas, mas entre estas e a REBIO União observou-se um fluxo gênico muito baixo, provavelmente devido à distância geográfica entre elas (30km), o que pode explicar a diferenciação entre esses dois fragmentos.

No caso das espécies arbóreas, os resultados permitem algumas inferências sobre as conseqüências genéticas da fragmentação florestal em populações naturais de espécies arbóreas, tais como: mudança no comportamento reprodutivo; perda de diversidade genética em função do tamanho e isolamento dos fragmentos e; isolamento genético devido à diminuição do fluxo gênico.

Ao longo de várias gerações, as conseqüências da fragmentação podem ocasionar a perda de informações genéticas importantes para a readaptação em casos de distúrbios ambientais, o que pode resultar até na extinção local de espécies. Medidas que promovam tanto a recupera-

ção como a conectividade de fragmentos florestais, podem diminuir as perdas genéticas. No estudo do cedro, observou-se perda de diversidade genética devido, provavelmente, ao reduzido tamanho do fragmento e baixo número de indivíduos. No entanto, avaliando-se as progênes dessas plantas, constatou-se a presença de potencial genético para sua recuperação e, para que isso ocorra, são necessárias intervenções que propiciem a sua regeneração como, por exemplo, impedir a entrada de gado nos fragmentos.

Os resultados apontam para uma maior eficiência na conservação genética de populações de espécies arbóreas quando grandes áreas são delimitadas e protegidas. Onde isso não for possível, deve ser priorizada a conservação de vários fragmentos que propiciem certa conectividade. Para o cedro, no caso de Minas Gerais, a área mínima estimada para conservação *in situ* foi de 260ha.

2. Considerações finais

Independente do grupo taxonômico, de maneira geral, os casos aqui estudados ilustram alguns efeitos da fragmentação de habitats na genética populacional: 1) a perda da variabilidade genética e, conseqüentemente, do poder adaptativo (*fitness*) da população; 2) a alteração no modo de reprodução da espécie, podendo ocasionar mudanças genéticas nos novos indivíduos gerados e, 3) aumento das diferenças genéticas entre as populações remanescentes. Entre estes efeitos, o mais preocupante é a perda de variabilidade genética que possibilita a adaptação às variações ambientais e condições de *stress*, pois neste caso a extinção é mais eminente.

Considerando os eventos ecológicos e demográficos, várias são as características das áreas remanescentes que podem influenciar a intensidade do impacto da fragmentação, por exemplo: tempo de isolamento (ou idade do fragmento), tipo de matriz (grau de isolamento) e tamanho do fragmento (área). Uma matriz pouco permeável aumenta o isolamento entre os fragmentos, contribuindo para a divergência entre populações. Paralelamente, a área do fragmento influencia principalmente o tamanho populacional, ou mesmo a densidade de indivíduos. Em populações pequenas e isoladas, a possibilidade aleatória de um indivíduo encontrar um parceiro não-aparentado é reduzida, e isto causa um aumento da homozigose na população.

Todos estes efeitos são cumulativos e mais acentuados com o passar do tempo. Os efeitos da endogamia só são perceptíveis após o reflexo dos atributos genéticos nos aspectos morfológico, comportamental ou ecológico da espécie, e isto somente ocorre quando a diversidade genética já se encontra comprometida por um lento processo de fixação de alelos, proporcional ao ciclo de vida e o tempo de geração da espécie. Ainda, a pequena diferenciação genética entre populações de diferentes fragmentos, pode não significar elevados índices de fluxo gênico, mas sim, que a fragmentação tenha ocorrido num período de tempo relativamente curto para que a diferenciação já possa ser detectada²⁹. Isso aponta para a necessidade de estudos de longo prazo, pois os efeitos da fragmentação na diversidade genética de qualquer espécie não podem

ser detectados imediatamente, como evidenciados nos casos dos anfíbios e das aves migratórias.

O sistema social das espécies também pode incrementar os efeitos da fragmentação. Numa espécie que possui uma razão sexual muito desproporcional, configurada na poliandria ou na poligenia, o número efetivo populacional é inferior ao mensurável pelo número de indivíduos, pois o conjunto genético a ser passado para as próximas gerações fica concentrado nos poucos indivíduos reprodutivos. Além disso, a sobreposição de gerações aumenta a ocorrência de endocruzamento. Já a habilidade de dispersão influencia a facilidade de transpor algumas matrizes. Em geral, as espécies menos dispersoras são aquelas mais especializadas em determinados habitats, que dependem de condições mais restritas e que possuem uma relação muito estreita com o nicho que ocupam. Antagonicamente, as espécies generalistas não encontram problemas para ocupar ambientes modificados ou diferentes como os das matrizes, e migram por elas com maior facilidade.

Em suma, os efeitos da fragmentação de habitat nos padrões de diversidade genética das populações, ainda são de difícil predição, pois um complexo de fatores contribui diretamente e, ainda, interagem indiretamente para influenciar os processos microevolutivos numa população local que, em última análise, define a estrutura genética de metapopulações. Estes fatores relacionam-se amplamente tanto à demografia da espécie (densidade, sensibilidade de parâmetros demográficos às variações ambientais e habilidade de dispersão) quanto à estrutura da paisagem na qual a espécie reside (quantidade de habitat presente, sua configuração e estabilidade temporal). Isto reforça a necessidade de se avaliar caso a caso as conseqüências genéticas da fragmentação, reduzindo assim os prejuízos genéticos irreversíveis.

3. Recomendações

- a. Incluir a variabilidade genética como um componente importante em questões relacionadas à conservação da biodiversidade.
- b. Considerar a manutenção de variabilidade genética como um dos objetivos em planos de manejo, na delimitação de Unidades de Conservação e em estudos de impacto ambiental.
- c. Potencializar o uso das ferramentas moleculares em questões ambientais, consolidando um banco de dados nacional com informações sobre a variabilidade genética de espécies raras e(ou) de grande distribuição e(ou) exploradas economicamente.
- d. Desenvolver e incentivar unidades de pesquisa básica em genética de populações voltadas para a conservação da biodiversidade das espécies nacionais.
- e. Reforçar políticas para conservação *in situ* e *ex situ* de espécies nativas exploradas economicamente.
- f. Aplicar modelos genéticos aliados ao conhecimento das características ecológicas de espécies ameaçadas visando a garantia da persistência, em longo prazo, de suas populações em escala regional. Estes parâmetros determinarão aspectos da paisagem (conectividade, qualidade de fragmentos etc.) e populações a serem considerados

dentro de um programa de conservação.

g. Estimular estudos genéticos de longo prazo visando avaliar os efeitos cumulativos da perda de variabilidade genética e da estrutura genética original de populações. O desconhecimento da estrutura genética populacional antes da fragmentação do habitat pode ser um sério problema nos esforços de conservação ou mitigação das mudanças após os distúrbios, exemplificado neste capítulo, pelo caso do mico-leão-dourado.

h. Proteger habitats contra a continuidade da fragmentação. Como evidenciado nos casos dos anfíbios e aves, a erosão genética não ocorre imediatamente após o processo de fragmentação, portanto, a preservação de fragmentos de habitat é crítica para a manutenção da variabilidade genética e, conseqüentemente, para a viabilidade das populações onde os efeitos de deriva genética e endocruzamento ainda não foram pronunciados.

i. Manter ou gerar conectividade por meio da implantação de corredores de vegetação nativa entre os fragmentos. A persistência de populações no cenário da fragmentação de habitat é criticamente dependente da manutenção da conectividade da paisagem, que por sua vez impede o isolamento de populações locais.

Referências bibliográficas

1. GOODMAN, D., 1987, Considerations of stochastic demography in the design and management of biological reserves. *Nat. Res. Model.*, 1: 205-234.
2. FRANKEL, O. H. & SOULÉ, M. E., 1981, Conservation and evolution. *Cambridge*, Cambridge University Press.
3. LANDE, R., 1988, Genetics and demography I biological conservation. *Science*, 241: 1455-1460.
4. GAINES, M. S., DIFFENDORFER, J. E., TAMARIN, R. H. & WHITTAN, T. S., 1997, The effects of habitat fragmentation on the genetic structure of small mammal populations. *J. Hered.*, 88: 294-304.
5. HENDRICK, P. W., LACY, R. C., ALLENDORF, F. W. & SOULÉ, M. E., 1996, Directions in conservation biology: Comments on Caughley. *Conserv. Biol.*, 10: 1312-1320.
6. LACY, R. C., 1993, Vortex: a computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research*, 20: 45-65.
7. FRANKLIN, I. R., 1980, Evolutionary change in small populations. In: M. E. Soulé & B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*, Sinauer Associates, Inc. Publishers. Massachusetts.
8. TEMPLETON, A. R., ROBERTSON, R. J., BRISSON, J. & STRASBURG, J., 2001, Disrupting evolutionary processes: The effect of habitat fragmentation on collared lizards in the Missouri Ozarks. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 98(10): 5426-5432.
9. BALLOU, J. D. & LACY, R. C., 1995, Identifying genetically important individuals for management of genetic diversity in captive populations. In: J. D. Ballou, M. Gilpin, and T. Foose (eds.), *Population Management for Survival and Recovery*, Columbia University Press, New York.
10. KIERULFF, M. C. M., 1993, Avaliação das populações selvagens de mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*, e proposta de estratégia

para sua conservação. Unpublished Master's thesis, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais. 172p.

11. GRATIVOL, A. D., 1998, *Effects of forest fragmentation on the genetic variability of golden lion tamarins (Leontopithecus rosalia)*. Master's thesis, American University. 44p.

12. HAMRICK, J. L., MITTON, J. B. & LINHART, Y. B., 1981, Levels of genetic variation in trees: influence of life history characteristics. In: M. T. Conkle (ed.), *Isoenzymes of North American Forest Trees and Forest Insects*. Berkeley, CA: USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-48, USDA Forest Service.

13. LOVELESS, M. D. & HAMRICK, J. L., 1984, Ecological determinants of genetic structure in plant populations. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 15: 69-95.

14. GLAUBITZ, J. C. & MORAN, G. F., 2000, Genetic tools. In: A. Young, T. Boyle and D. BOSCHER (eds.), *Forest conservation genetics*. Melbourne: CSIRO Publishing.

15. AVISE, J. C., ARNOLD, J., BALL, R. M., BIRMINGHAM, E., LAMB, T., NEIGEL, J. E., REEB, C. A. & SAUNDERS, C. N., 1987, Intraspecific Phylogeography: The Mitochondrial DNA Bridge Between Population Genetics and Systematics. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 18: 489-522.

16. GOTTELLI, D., SILLERO-ZUBIRI, C., APPLEBAUM, G. D., ROY, M. S., GIRMAN, D. J., GARCIA-MORENO, J., OSTRANDER, E. A. & WAYNE, R. K., 1994, Molecular genetics of the most endangered canid: the Ethiopian wolf *Canis simensis*. *Mol. Ecol.*, 3: 301-312.

17. TAUTZ, D., TRICK M. & DOVER, G. A., 1986, Cryptic simplicity in DNA is a major source of genetic variation. *Nature*, 322: 652-656.

18. TAUTZ, D., 1989, Hypervariability of simple sequences as a general source for polymorphic DNA markers. *Nuc. Acids Res.*, 17: 6463-6471.

19. TAYLOR, A. C., SHERWIN, W. B. & WAYNE, R. K., 1994, Genetic variation of microsatellite loci in a bottlenecked species: the northern hairy-nosed wombat *Lasiornhinus krefftii*. *Mol. Ecol.*, 3: 277-290.

20. MACHUGH, D. E., LOFTUS, R. T., BRADLEY, D. G., SHARP, P. M. & CUNNINGHAM, P., 1994, Microsatellite DNA variation within and among european cattle breeds. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 256 : 25-31.

21. PAETKAU, D. & STROBECK C., 1994, Microsatellite analysis of genetic variation in black bear populations. *Mol. Ecol.*, 3: 489-495.

22. HUGHES, C. R. & QUELLER, D. C., 1993, Detection of highly polymorphic microsatellite loci in a species with little allozyme polymorphism. *Mol. Ecol.*, 2: 131-137.

23. BATISTA, C. G., 2001, *Estrutura genética populacional de Physalaemus cuvieri Fitzinger, 1826 (Lisamphibia:Leptodactylidae) em fragmentos antrópicos e naturais de Cerrado*. Dissertação de mestrado. UnB. Brasília, DF, 38p.

24. RODRIGUES, A. A. F., 2001, *Estratégias Migratórias de Calidris pusilla (Aves: Scolopacidae) na Costa Norte da América do Sul*: Proposta de Rotas. Tese de doutorado. Belém, Pará. Universidade Federal do Pará & Museu Paraense Emílio Goeldi. 2001. 83p.

25. CLARK, K., NILES, L. J. & DOOLITTLE, A., 2001, *Fifteen years of spring shorebird Surveys at Delaware Bay*. Wader Study Group, Special Spring 2001 Meeting. Wallops Marine Science Consortium, Virginia, U. S. A.

26. COIMBRA-FILHO, A. F., 1969, Mico-leão, *Leontideus rosalia* (Linnaeus, 1766), situação atual da espécie no Brasil (Callithricidae-Primates). *An. Acad. Brasil. Cienc.*, 41: 29-52.

27. FREITAS, S. R., MORAES, D. A.; SANTORI, R. & CERQUEIRA, R., 1997, Habitat preference and food use by *Metachirus nudicaudatus* and

Didelphis aurita (Marsupialia, Didelphidae) in a restinga forest at Rio de Janeiro. Brazil. Rev. Brasil. Biol., 57: 93-98.

28. GENTILE, R. & CERQUEIRA, R., 1995, Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. *J. Trop. Ecol.* 11: 671-677.

29. MONAGHAN, M. T. SPAAK, P. ROBINSON, C. T. & WARD, J. V., 2001, Genetic differentiation of *Baetis alpinus* picket (Ephemeroptera: Baetidae) in fragmented alpine streams. *Heredity* 86 (4): 395-403.

12

A FRAGMENTAÇÃO DOS ECOSSISTEMAS E A BIODIVERSIDADE BRASILEIRA: UMA SÍNTESE

Guarino Rinaldi Colli
Gustavo de Mattos Accacio
Yasmine Antonini
Reginaldo Constantino
Edivani Villaron Franceschinelli
Rudi Ricardo Laps
Aldicir Scariot
Marcus Vinícius Vieira
Helga Correa Wiederhecker

Introdução

Neste capítulo é feita uma síntese dos efeitos da fragmentação e das recomendações para políticas públicas apresentados nos capítulos anteriores. Para a correta interpretação dessa síntese, é necessário ter em mente as limitações dos dados obtidos pelos 15 subprojetos. Apesar de terem investigado os efeitos da fragmentação sobre oito grupos taxonômicos (plantas, peixes, anfíbios, répteis, aves, mamíferos, insetos e outros invertebrados) em cinco biomas brasileiros (Cerrado, Floresta Amazônica, Floresta Atlântica, Floresta com Araucárias e Região Costeira), a grande maioria dos subprojetos se concentrou em mamíferos (60%), aves (53,3%) e plantas (53,3%), em fragmentos da Floresta Atlântica (60%) (Figura 1). Essa limitação em sua generalidade, entretanto, não diminui o valor das conclusões e recomendações que seguem. Cientistas freqüentemente adotam uma postura de fazer recomendações apenas na disponibilidade de dados da mais alta qualidade, na tentativa de minimizar o elemento de risco ao adotar uma linha de ação¹. Porém, como dados ecológicos de alta qualidade são de difícil obtenção, a incerteza é um elemento intrínseco à determinação de parâmetros e processos em ecologia. Além disso, é de senso comum a urgência da demanda de conhecimentos ecológicos que orientem a formulação de políticas públicas para a conservação da natureza no Brasil. Nesse contexto, uma estratégia de gerenciamento adaptativo pode ser adequada, onde as decisões são tomadas com o objetivo explícito de aprender sobre os processos que governam o sistema e esse aprendizado é utilizado para informar futuras decisões².

Efeitos de borda e do tipo de matriz

De uma forma geral, quanto maior o contraste entre a estrutura dos fragmentos e da matriz, maior a intensidade dos efeitos de borda e da matriz, tanto sobre a flora quanto sobre a fauna. Por exemplo, não foram detectados efeitos de borda sobre a herpetofauna tanto em fragmentos de Cerrado (inseridos em matriz aberta), quanto em fragmentos de Floresta Atlântica no sul da Bahia (inseridos em matriz florestal). Da mesma forma, em fragmentos de Floresta Estacional Decidual não foram detectados efeitos de borda na riqueza, diversidade e composição de espécies, abundância de indivíduos e estrutura das populações de árvores. Em todos esses casos, o contraste entre os fragmentos e a matriz é baixo. Assim sendo, como a maior parte das matrizes antrópicas é formada por ambientes abertos, fragmentos de ecossistemas fechados, como florestas úmidas, estão mais sujeitos a esses efeitos do que fragmentos de ecossistemas abertos, como florestas estacionais e cerrados. Alguns organismos, como insetos fitófagos ou associados a clareiras, tendem a proliferar com o aumento das bordas dos fragmentos. Por outro lado, outros só ocorrem no interior dos fragmentos florestais, incluindo morcegos da subfamília Phyllostominae e aves típicas do sub-bosque, como a galinha-do-mato (*Formicarius colma*). Além disso, a per-

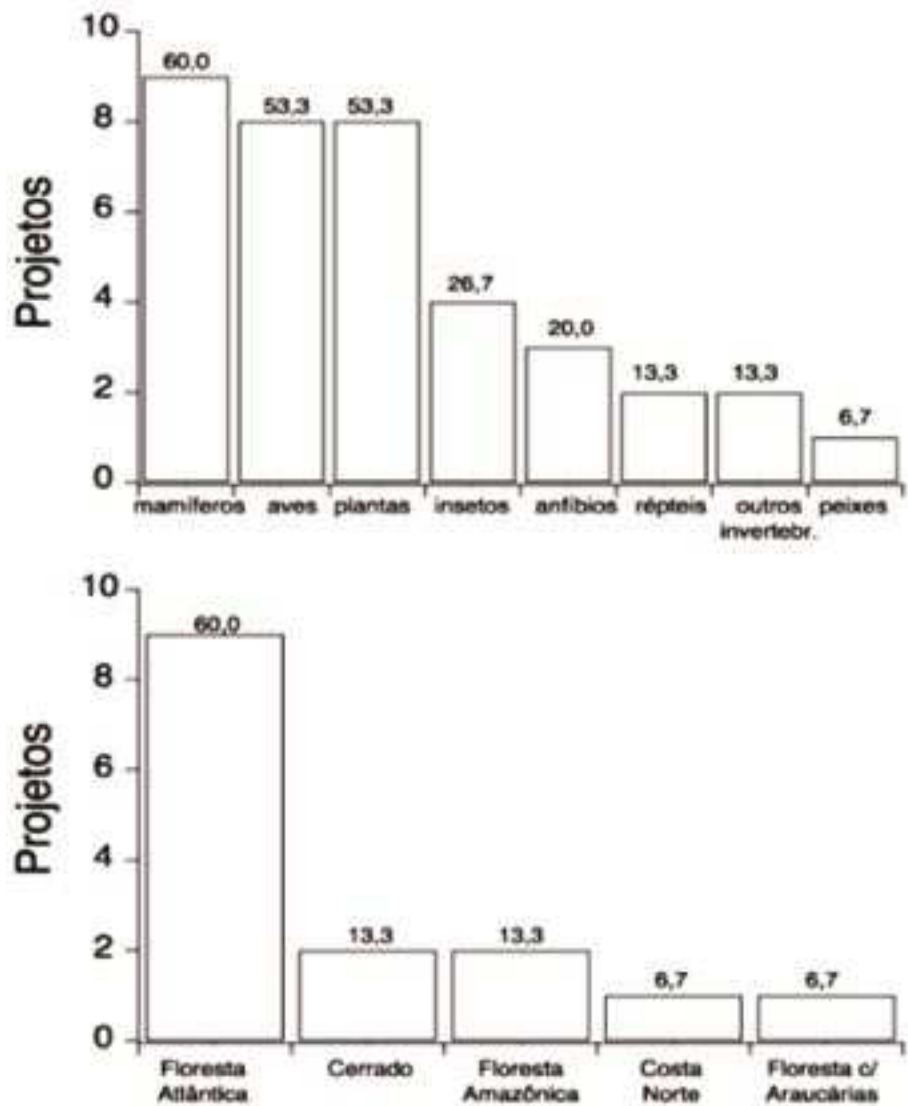


Fig.1 Representatividade de grupos taxonômicos (acima) e biomas (abaixo) nos 15 subprojetos sobre fragmentação de ecossistemas naturais.

meabilidade da matriz é decorrente da sua complexidade estrutural e do tipo e intensidade do seu uso. Por exemplo, no sul da Bahia, a matriz de cabucas é pouco permeável a pequenos mamíferos que dependem do sub-bosque, porém favorece a ocorrência de aves típicas de dossel.

Pela sua importância, os efeitos de borda e de permeabilidade da matriz devem ser considerados na escolha de áreas para conservação. É recomendável conservar grandes áreas contínuas com porções centrais amplas, bem preservadas e livres da influência do entorno, para assegurar a sobrevivência de espécies sensíveis aos efeitos de borda. Técnicas de manejo que atenuem esses efeitos pela melhoria da qualidade do entorno (matriz) podem aumentar as chances de persistência das populações. A presença de ambientes sucessionais no entorno de fragmentos pode promover a manutenção de espécies menos exigentes, que utilizam tanto o interior dos fragmentos, quanto recursos encontrados no seu entorno. A redução dos efeitos de borda pode ser obtida pela diminuição da razão perímetro/área dos fragmentos. Em ecossistemas aquáticos, é recomendável estabelecer uma zona de proteção entre a matriz e a borda do fragmento, impedindo o afluxo de agrotóxicos e sedimentos.

Efeitos da qualidade e estrutura dos fragmentos

As diferentes formas de utilização dos fragmentos podem provocar alterações em sua estrutura. Por exemplo, a exploração seletiva de madeira em fragmentos de Floresta Atlântica na região de Una, Bahia, causou reduções na densidade de árvores das famílias Chrysobalanaceae e Sapotaceae. No Paraná, o corte seletivo de canelas (Lauraceae) provocou a diminuição da riqueza de aves frugívoras, como o tucano-do-bico-verde (*Rhamphastos dicolorus*). Por outro lado, em florestas estacionais decíduais no vale do Paranã, Goiás, a extração seletiva de madeira não afetou a densidade, riqueza e diversidade de espécies de árvores adultas. As características internas dos fragmentos também influenciam a estrutura das comunidades. Na costa norte do Brasil, fragmentos de melhor qualidade apresentaram maiores populações de aves migratórias. Em fragmentos de Cerrado, a diversidade da herpetofauna foi associada à estrutura do habitat, sendo que algumas espécies foram mais abundantes em áreas alteradas, de forma similar ao que aconteceu com borboletas frugívoras na Floresta Atlântica em Una. Por fim, características únicas dos fragmentos podem condicionar a ocorrência de algumas espécies mais exigentes. Assim, na Floresta Atlântica a abelha mandaçaia (*Melipona quadrifasciata*) necessita de árvores com ocos grandes para estabelecer colônias, enquanto que algumas espécies de aves e borboletas ocorrem apenas em grotas, taquarais e áreas de baixada. Ainda, o lagarto endêmico *Cnemidophorus parecis* foi encontrado apenas em fragmentos de Cerrado sobre solos arenosos na região de Vilhena, Rondônia.

Assim sendo, as formas de uso podem comprometer a estrutura e a capacidade de manutenção de populações naturais nos fragmentos. Essas atividades devem ser controladas e, se possível, evitadas. Dentre as formas de uso mais danosas à estrutura de fragmentos, destacam-se a exploração de madeira e alguns produtos não-madeireiros (cipós, palmito), a introdução de animais domésticos e a caça. No caso de fragmentos aquáticos, alterações no regime hídrico são particularmente nocivas. Além disso, os efeitos do uso inadequado da matriz, como o emprego irracional de agrotóxicos e do fogo, podem se propagar pelos fragmentos, afetando negativamente sua qualidade. De uma forma geral, deve-se permitir a recuperação de fragmentos até os estágios avançados de regeneração, pois é quando as populações das espécies mais exigentes atingem sua maior abundância, ainda que muitas outras espécies possam sobreviver em áreas agroflorestais ou secundárias que cercam os fragmentos naturais. Entretanto, a seleção de fragmentos para conservação não deve privilegiar apenas áreas em estado avançado de regeneração, mas também outras características tais como a heterogeneidade espacial e a existência de feições ecogeográficas únicas, que podem ser condicionantes da manutenção de populações de determinadas espécies.

Efeitos do isolamento dos fragmentos

O grau de isolamento de um fragmento de habitat afeta a probabilidade de trocas de indivíduos (migração) com fragmentos vizinhos, comprometendo a persistência das populações. Por exemplo, fragmentos menos isolados de Floresta Atlântica mostraram maior diversidade e abundância de abelhas Euglossini. A similaridade florística entre fragmentos de Floresta Estacional Decidual e a similaridade faunística entre fragmentos da Floresta Atlântica foi maior entre fragmentos mais próximos. O grau de isolamento dos fragmentos não é apenas afetado pela distância entre os mesmos, mas também pela permeabilidade da matriz. Na região de Una, Bahia, cabucas e capoeiras funcionaram como extensões da floresta para muitas borboletas frugívoras e sapos e lagartos da serrapilheira, promovendo uma maior conectividade entre os fragmentos. Da mesma forma, não houve associação entre o grau de isolamento e a riqueza de espécies de lagartos em fragmentos de Cerrado, onde a matriz é relativamente permeável. Outro efeito possível do isolamento é a alteração da estrutura genética das espécies. A interrupção do fluxo gênico entre populações isoladas do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e do cedro (*Cedrela* aff. *odorata*) resultou na redução da variabilidade genética e maior grau de diferenciação entre as mesmas. Esse efeito foi, porém, reduzido em espécies sinantrópicas, como o gambá, *Didelphis aurita*.

A persistência de populações em paisagens fragmentadas é criticamente dependente da manutenção da conectividade entre fragmentos, que por sua vez impede o isolamento das populações. Uma maior conectividade pode ser obtida pela criação de habitats mais semelhantes ao original no entorno dos fragmentos, pela criação de corredores ecológicos, e pela diminuição da distância entre fragmentos. A criação de zonas-tampão pode melhorar a qualidade do entorno, sendo sua eficiência diretamente proporcional à similaridade, em composição e estrutura, relativa à vegetação dos fragmentos. Nesse sentido, até mesmo árvores isoladas podem contribuir para o fluxo de indivíduos e genes entre os fragmentos, como verificado na Floresta Atlântica na região do Pontal do Paranapanema. Na Floresta Atlântica do sul da Bahia, cabucas e capoeiras desempenham importante papel na conexão entre fragmentos florestais e contribuem para a permanência da fauna nativa, devendo ser incorporadas aos planos de manejo, principalmente quando são extensas. É necessário promover a manutenção do sistema de cabucas e investir nos produtos provenientes do cacau. Corredores ecológicos são, muitas vezes, a única alternativa para a conservação de plantas cujos polinizadores e dispersores de sementes não atravessam matrizes abertas. Ainda, é fundamental incentivar pesquisas sobre a ecologia e a genética de populações, pois o desconhecimento do poder de dispersão das espécies de interesse, assim como da sua estrutura genética populacional antes da fragmentação, pode ser um sério empecilho à sua conservação.

Efeitos do tempo de isolamento dos fragmentos

Muitos efeitos da fragmentação só se manifestam com o passar do tempo. Assim, a riqueza e abundância de primatas no Baixo Tapajós foram menores em fragmentos situados em áreas com maior tempo de colonização. Pela comparação entre censos realizados na década de 30 e censos atuais na região de Viçosa-MG, verificou-se que, após sete décadas de isolamento, 31% das espécies de aves frugívoras foram extintas e 77% estão ameaçadas de extinção nos fragmentos de Floresta Atlântica remanescentes. De forma similar, foi observado que a riqueza de espécies de lagartos em fragmentos naturais de Cerrado, com cerca de 3.000 anos de idade, corresponde à metade daquela em fragmentos antrópicos, com cerca de 20 anos de idade. Com o decorrer do tempo, a fragmentação ainda pode afetar a variabilidade genética das populações isoladas. A perda da variabilidade genética em populações do sapo-cachorro (*Physalaemus cuvieri*) no Cerrado foi maior em fragmentos naturais, principalmente nos de menor tamanho, mas ainda não é perceptível em fragmentos antrópicos.

Assim sendo, ao se analisar os efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade é mister considerar o tempo decorrido desde a fragmentação e outras perturbações, naturais ou não, que tenham ocorrido ao longo do tempo. Análises limitadas a fragmentos recém-isolados possuem baixo poder preditivo e podem até indicar pouca ou nenhuma alteração na biota. Os estudos com anfíbios e aves mostraram que a erosão genética não ocorre imediatamente após o processo de fragmentação. Portanto, a preservação de fragmentos onde a deriva genética e a endogamia ainda não são pronunciadas pode ser crítica para a manutenção da diversidade genética e viabilidade das populações numa determinada região. Apesar de poucos projetos terem abordado efeitos temporais da fragmentação, os resultados indicam que diferentes estratégias devem ser adotadas de acordo com a idade dos fragmentos. Por exemplo, para a herpetofauna do Cerrado, em se tratando de fragmentos antrópicos recentes, é preferível preservar grandes áreas; no caso de fragmentos naturais antigos na periferia do Cerrado, é preferível privilegiar um grande número de áreas. Ainda, devido ao longo tempo de isolamento, fragmentos naturais podem abrigar espécies endêmicas, devendo ser considerados como de alta prioridade para a conservação.

Efeitos do tamanho dos fragmentos

Fragmentos de pequeno tamanho podem não possuir habitats suficientes para a persistência das populações de determinadas espécies. Em áreas de Cerrado, verificou-se que fragmentos maiores que 1.300ha abrigam cerca de 25% mais espécies de árvores que fragmentos menores que 700ha. A riqueza de aves foi positivamente associada ao tamanho dos fragmentos tanto na região das Florestas de Araucárias, quanto na costa norte do Brasil. Em alguns grupos, porém, não foi observado um efeito do tamanho dos fragmentos sobre a riqueza de espécies, como em

drosofilídeos e lagartos no Cerrado, ou borboletas frugívoras e anuros da serrapilheira na Floresta Atlântica do sul da Bahia. Apesar de haver perda de espécies com a redução no tamanho dos fragmentos, em áreas de Floresta Atlântica houve variação na composição de espécies de abelhas sem ferrão entre fragmentos de tamanho similar, assim como na fauna de mamíferos em fragmentos menores que 100ha. Assim, quando considerados em conjunto, fragmentos pequenos podem manter uma parcela significativa da biodiversidade regional. Os efeitos do tamanho dos fragmentos podem se manifestar de várias formas. Por exemplo, em pequenos fragmentos de Floresta Atlântica houve uma redução no número e abundância de espécies polinizadoras e frugívoras, na taxa de visita dos polinizadores e na fertilidade de algumas espécies arbóreas, como a canjerana (*Cabralea canjerana*). Ao mesmo tempo ocorreu um aumento na predação de sementes. Além disso, a redução do tamanho dos fragmentos pode diminuir a variabilidade genética das populações, como foi observado no Cambuí (*Myrciaria floribunda*).

Fragmentos grandes são geralmente mais eficientes na manutenção da riqueza de espécies do que fragmentos pequenos, considerando-se similares a matriz, o histórico e o uso dos mesmos. Da mesma forma, eles podem conservar uma maior diversidade genética das populações. Por outro lado, mesmo em paisagens bastante fragmentadas, praticamente todos os subprojetos demonstraram o valor de pequenos fragmentos (menores que 100ha) na conservação da biota. Embora não mantenham todas as espécies de uma região, eles podem (1) servir como pontos de parada ou alimentação para várias espécies da fauna, (2) representar a heterogeneidade espacial original da região e (3) desempenhar papel fundamental na conexão entre fragmentos maiores e áreas contínuas, contribuindo para o fluxo de genes entre populações. Assim sendo, políticas de conservação não devem privilegiar apenas fragmentos de maior tamanho. Ainda, o manejo de fragmentos pequenos deve ser voltado predominantemente para o controle de agentes externos e, no caso dos grandes fragmentos, de agentes internos. Entretanto, agentes externos são importantes independentemente do tamanho do fragmento.

Consideração final

Nos últimos tempos, identificar os efeitos da fragmentação dos habitats sobre a biodiversidade brasileira e propor linhas de ação para minorar seus impactos talvez tenha sido o maior desafio enfrentado tanto por cientistas, políticos e outros agentes sociais preocupados com a conservação da natureza. Esse desafio é exacerbado pela grande extensão do território, pela escassez de verbas para a pesquisa e pela alta velocidade de destruição das nossas paisagens naturais. Além disso, ainda persiste uma grande heterogeneidade nas atividades de produção

de conhecimento entre grupos taxonômicos e entre biomas brasileiros. Apesar dessas limitações, um conjunto considerável de conhecimentos sobre o assunto tem sido acumulado, tanto pelas atividades dos subprojetos representados nesse volume, quanto por outras iniciativas³. Nós acreditamos firmemente que esses conhecimentos formam uma base sólida para orientar políticos e agências governamentais na tomada de decisões e esperamos que eles sejam bem utilizados.

Referências bibliográficas

1. LUDWIG, D., MANGEL, M. E HADDAD, B., 2001, Ecology, conservation, and public policy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2001: 481-517.
2. SHEA, K. E NCEAS WORKING GROUP ON POPULATION MANAGEMENT, 1998, Management of populations in conservation, harvesting and control. *Trends in Ecology & Evolution*, 13: 371-375.
3. BIERREGAARD, R. O., JR., GASCON, C., LOVEJOY, T. E. & MESQUITA, R. C. G., 2001, *Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. Yale University Press, New Haven & London. 478 p.

seção IV

Gestão de paisagens
fragmentadas e
recomendações de políticas
públicas

seção IV

Gestão de paisagens
fragmentadas e
recomendações de políticas
públicas

13

MANEJO DAS POPULAÇÕES NATURAIS NOS FRAGMENTOS

Fernando Antonio dos Santos Fernandez
Eduardo Andrade Botelho Almeida
Laury Cullen Junior
Cristiana Saddy Martins
Paula Procópio de Oliveira
Claudio Valladares Pádua
Denise Marçal Rambaldi
Aldicir Scariot
Fernando Amaral Silveira
Teofânia Heloisa Dutra Amorim Vidigal
Daniel Luis Mascia Vieira

Introdução: manejo da biodiversidade e fragmentação de habitats

O manejo de populações biológicas é uma atividade que tem conhecido um recente e explosivo crescimento, como uma medida cada vez mais necessária diante da presente crise de biodiversidade. Não é, no entanto, uma atividade nova, pois no final do século XIX ele já era aplicado em grande escala a populações de animais e de plantas exploradas comercialmente ou para fins de subsistência. Cedo se constatou que manejar eficientemente (para fins comerciais ou não) uma população qualquer de animal ou planta, requeria profundo conhecimento sobre a mesma. Esta constatação deu origem a um ramo especializado do conhecimento, que foi denominado manejo da vida silvestre (*wildlife management*). O manejo da vida silvestre desenvolveu-se como uma ciência aplicada, que não só precedeu a disciplina acadêmica da ecologia de populações como inspirou sua criação e, durante décadas, rivalizou com ela em profundidade e sofisticação das análises. Na década de 80, o manejo da vida silvestre tornou-se um dos pilares básicos que deu origem à moderna biologia da conservação, pois forneceu as idéias básicas para o *paradigma das populações em declínio* apontado por Graeme Caughley¹.

A preocupação atual com a biodiversidade significa que há um grande interesse no inteiro espectro da diversidade biológica, o que já pressupõe uma abordagem ao nível de comunidades biológicas. Neste contexto, a pronunciada ênfase que o manejo em geral, e o abordado neste capítulo em particular, tem colocado na organização de populações pode parecer paradoxal. No entanto, este é um falso paradoxo. Em manejo, a visão superficial do todo é insuficiente. Cada população tem um destino particular que depende dos fatores que a afetam e que precisam ser bem compreendidos especificamente e em profundidade, para que o manejo funcione. Portanto, a população é a unidade natural para fins de manejo. O entendimento da dinâmica populacional de cada espécie naturalmente revela não apenas de quais interações ecológicas ela participa, mas também, o que é muito mais relevante para o manejo, quais efeitos tais interações têm sobre seus números – o que, em última análise, é o que pode levar à sua extinção.

Perdas de populações representam também perdas de interações ecológicas, o que resulta em perdas adicionais de biodiversidade por meio de efeitos indiretos, o que John Terborgh² chamou de derretimento ecológico (*ecological meltdown*). Portanto, o manejo correto das populações é fundamental para a conservação da biodiversidade. Evidentemente, o manejo das populações beneficia-se de um manejo adequado da paisagem (tamanho de fragmentos, conectividade entre eles etc.), em termos de escala geográfica e no nível de comunidades, cujo tópico é tema do capítulo 14. Assim, o presente capítulo concentra-se no manejo das populações de animais e de plantas que habitam os fragmentos.

1. Construindo a base de conhecimentos necessários para o manejo da biodiversidade nos fragmentos

Uma das primeiras condições para que se possa manejar uma população é conhecer o número de indivíduos que a compõe – o chamado tamanho populacional, e como e porque ele varia no tempo - o que os ecólogos conhecem por dinâmica de populações. Embora muitos estudos ecológicos de campo estejam sendo conduzidos no Brasil nas últimas décadas, há poucos estudos detalhados e de boa qualidade sobre dinâmica de populações. Isto acontece porque a grande diversidade e complexidade dos ecossistemas neotropicais favorecem estudos naturalísticos ou de comunidades, que são mais amplos na escala geográfica, no entanto, mais superficiais no entendimento dos processos e mecanismos ecológicos. Ora, os estudos comunitários e naturalísticos, embora importantes para o manejo, não fornecem as informações sobre processos, as quais são necessárias para o manejo de populações biológicas cujo propósito é a redução das perdas de biodiversidade. Como exemplo, a maioria dos estudos ecológicos fornece apenas índices de abundância (indicadores relativos para comparações com outras espécies no mesmo estudo), mas poucos fornecem estimativas confiáveis do tamanho populacional (isto é, número real de indivíduos que compõe a população). Sem saber o tamanho de uma população, que esperança pode haver de manejá-la de forma correta?

2. Subsídios demográficos ao manejo: o caso da cuíca (*Micoureus demerarae*)

Um dos estudos detalhados de dinâmica de populações apoiados pelo Probio foi sobre as populações de um marsupial arborícola, a cuíca (*Micoureus demerarae*), espécie que habita fragmentos (7 e 9ha) nas Ilhas dos Barbados, um conjunto de pequenos fragmentos de Mata Atlântica (áreas que variam de 1,5 a 15ha) estudados dentro do Projeto Poço das Antas³. O estudo propiciou um entendimento inédito da dinâmica populacional desta espécie, mas do ponto de vista do manejo cabe aqui discutir apenas dois de seus resultados: (1) o número absoluto de indivíduos de cada população, ou o tamanho populacional, foi em média de 13 indivíduos em uma população e de oito na outra, ou seja, são populações extremamente pequenas; (2) a razão sexual (proporção de machos e fêmeas) foi consistentemente desviada para fêmeas em uma das populações, enquanto que na outra, a proporção de machos e de fêmeas foi similar.

No que diz respeito ao resultado (1) e com base na biologia da conservação, pode-se esperar que essas populações sejam pequenas demais para persistir por muito tempo. De fato, a simples presença de uma população em um dado local, não é garantia de que, mesmo na ausência de perturbações futuras, ela seja capaz de persistir ali indefini-

damente, ou seja, ter o que os biólogos chamam de uma População Mínima Viável⁴. Isso ocorre porque a extinção é um processo lento e que tem um componente probabilístico: uma população muito pequena pode ser uma *morta-viva*, praticamente condenada a se extinguir num prazo difícil de ser determinado com precisão⁵. Com o resultado encontrado para *M. demerarae*, isto é perfeitamente plausível e não deve ser um caso único. Dada a densidade populacional (número de indivíduos por unidade de área) típica para espécies de pequenos mamíferos neotropicais (um indivíduo por hectare ou menos), o tamanho populacional da maioria das espécies de pequenos mamíferos em fragmentos pequenos (< 100ha), não deve diferir muito do encontrado para a cuíca nas Ilhas dos Barbados. Com certeza ainda há fragmentos florestais muito maiores, mas há também espécies de maior porte que as cuícas, as quais ocorrem em densidades populacionais muito menores. A consequência disso é que mesmo nos maiores fragmentos (> 1.000ha), muitas das espécies de maior preocupação para a conservação como os carnívoros, primatas, antas, queixadas, grandes aves etc., só podem ser encontradas em populações raramente maiores que poucas dezenas de indivíduos.

Quanto ao caso do *M. demerarae*, considera-se que tais populações, tão pequenas, são capazes de persistir porque são conectadas com outras formando uma estrutura de metapopulação; por outro lado, em paisagens fragmentadas nem todas as espécies se organizam em metapopulações (ver tópico sobre Estrutura Espacial de Populações, a seguir). A medida de manejo mais direta indicada para o caso de populações pequenas demais é aumentar a capacidade de suporte do ambiente, ou seja, quantos indivíduos daquela espécie o fragmento pode manter. Isso pode ser feito assegurando-se a proteção efetiva dos recursos do fragmento (por exemplo, frutos para animais frugívoros, presas, abrigos etc.) ou então, aumentando a área do fragmento pela regeneração florestal como, aliás, foi proposto especificamente para as populações de *M. demerarae* nas Ilhas dos Barbados⁶. Uma outra abordagem possível é a translocação, que nada mais é do que mover indivíduos de uma população para outra (ver tópico sobre Translocação e Reintrodução, a seguir).

No que diz respeito ao resultado (2) anteriormente mencionado cabe observar que uma razão sexual muito desviada de 1:1, isto é, com números muito diferentes de machos e de fêmeas, é encontrada em muitas populações naturais (por exemplo, em grande parte dos insetos sociais), sem que isso seja um problema, desde que a população seja grande. Porém, em se tratando de populações tão pequenas quanto às de *M. demerarae*, isso pode ser um problema muito sério. De fato, a fixação da razão sexual (perda completa de um dos sexos) é um dos principais mecanismos da aleatoriedade demográfica, processo que pode levar populações muito pequenas à extinção⁵. Felizmente, o tipo de desvio apresentado por *M. demerarae* é o menos perigoso deles, pois um macho pode inseminar várias fêmeas num curto período de tempo, enquanto uma fêmea só pode engravidar de um macho de cada vez. Ainda assim, o risco de eventualmente se ter apenas fêmeas é concreto em populações tão pequenas e pode facilmente levá-las à extinção local. A medida de manejo indicada é a translocação de indivíduos do sexo que estiver em demanda, também proposto para essas populações⁶.

3. Entendimento da estrutura espacial das populações como subsídio para o manejo: o caso dos mamíferos nas Ilhas dos Barbados

Um outro tipo de informação fundamental para o manejo é o entendimento dos padrões espaciais apresentados pelas populações. Ao olhar uma paisagem formada por um conjunto de fragmentos florestais, muitas pessoas tendem automaticamente a inferir que as populações da maioria dos organismos que habitam esta paisagem também estão fragmentadas, com uma população diferente em cada fragmento. Isso nem sempre é verdade. Numa categorização um pouco arbitrária, há três maneiras possíveis pelas quais as populações de animais e plantas podem se reorganizar em uma paisagem após a fragmentação do habitat:

a. A situação intuitiva: algumas espécies estão representadas por um conjunto de populações isoladas, uma em cada fragmento. Esta situação se aplica às espécies cujos indivíduos, por razões morfológicas e (ou) comportamentais, não são capazes de se deslocar através da matriz, de um fragmento para outro.

b. Outras espécies estão representadas por um conjunto de populações bem diferenciadas, porém conectadas por dispersão, ou seja, por indivíduos que se deslocam ocasionalmente de uma população para outra. Um conjunto de populações com estas características é chamado de *metapopulação*⁷.

c. Ainda outras espécies estão representadas por uma população única distribuída por todo o conjunto de fragmentos; cada indivíduo da população usa rotineiramente vários fragmentos. Esta situação é mais provável de ser encontrada em espécies de grande porte, que usam a paisagem numa escala espacial muito ampla, e (ou) espécies cujos indivíduos realizam com frequência movimentos de longa distância. Nesta situação, a intuição de populações fragmentadas, falha completamente.

Esta categorização tem valor didático e nada mais é que uma divisão arbitrária de um contínuo⁸. Se o tipo de matriz não é completamente impeditivo como seriam, por exemplo, áreas urbanas, a maioria dos animais é capaz de se mover entre fragmentos florestais, porém com frequências que variam amplamente entre espécies. Pelas razões expostas acima, para avaliar o risco ao qual uma população de um fragmento está exposta e, portanto, qual ou quais medidas de manejo seriam recomendadas, é de grande importância saber o grau de isolamento ao qual a população em questão está submetida. Para isso, é preciso saber com que frequência os indivíduos se movem entre os fragmentos. Como disse J. Szacki⁹, “... enquanto nós não soubermos a real extensão, distâncias e frequências dos movimentos (...) qualquer abordagem ao nível de paisagem para organização de populações, permanece sendo apenas um exercício intelectual interessante”. No entanto, vários autores têm apontado que este tipo de informação – frequências de movimentos de indivíduos de diferentes espécies entre fragmentos – permanece sendo extraordinariamente raro, especialmente na região neotropical^{10,11,12}.

Um resultado particularmente valioso obtido dentro do Projeto Poço das Antas foi compreender os padrões espaciais de várias espécies de pequenos mamíferos - marsupiais e roedores (ver capítulo Mamíferos). O primeiro resultado deste estudo mostrou que a cuíca forma uma metapopulação nas Ilhas dos Barbados¹³, representada por oito populações bem diferenciadas, uma em cada fragmento, conectadas por indivíduos que se movem ocasionalmente entre elas. Esta foi a primeira vez que uma estrutura de metapopulação foi demonstrada para qualquer marsupial neotropical^{13,14}. Trata-se de uma metapopulação atípica, porque apenas machos se moveram entre as populações^{8,13}. Este é um resultado de grande importância para manejo, pois uma metapopulação assim estaria muito menos segura do que preconiza a visão ortodoxa de biologia da conservação: como machos por si sós não podem fundar novas populações, populações locais eventualmente extintas não poderiam ser substituídas por recolonizações^{3,8}. Uma metapopulação na qual só os machos se dispersam necessita, portanto, de maiores intervenções de manejo do que uma metapopulação típica, na qual ambos os sexos se dispersam, pois pode ser necessário translocar fêmeas para recolonizar fragmentos onde populações locais foram extintas.

É importante notar que este é um resultado que pode ter uma importância muito maior e mais geral do que apenas para o caso específico desta cuíca. É provável que estudos futuros comprovem que metapopulações com esse tipo de estrutura são comuns em mamíferos em geral, uma vez que é bem conhecido que nestes animais os machos geralmente são melhores dispersores que as fêmeas¹⁵. Assim sendo, a metapopulação conectada apenas por machos de *M. demerarae* pode ser o modelo de uma situação muito mais geral, que se aplica a muitas espécies de mamíferos em conjuntos de fragmentos, situação que exige mais cuidados de manejo do que se pensava.

O estudo de Poço das Antas¹³ colocou os padrões de *M. demerarae* num contexto mais geral ao mostrar que a freqüência de movimentos desta espécie entre fragmentos encontra-se numa posição intermediária num contínuo de variação de freqüências de movimentos que inclui nove espécies de marsupiais e roedores. Este contínuo vai desde o gambá (*Didelphis aurita*) e uma outra cuíca (*Metachirus nudicaudatus*), cujos movimentos são freqüentes, até espécies que nunca ou quase nunca se movem entre fragmentos (especialmente espécies arborícolas como o rato *Oecomys concolor* e uma outra cuíca, *Caluromys philander*). No caso dos gambás, cada indivíduo da espécie ocupa uma área de várias dezenas de hectares, e um mesmo indivíduo pode visitar vários fragmentos florestais diferentes em poucos dias. Já um indivíduo de *C. philander* provavelmente só conhecerá um único fragmento em toda sua vida. É claro que o manejo de populações destas duas espécies – que ilustram respectivamente as situações (1) e (3) anteriormente descritas - representa problemas completamente diferentes, sendo requerida muito mais atenção de manejo no último caso do que no primeiro.

Isso evidencia o quão essencial é a informação ecológica de campo para embasar a escolha das medidas de manejo adequadas para cada caso. Incidentalmente, é importante notar que nesse estudo, na maioria das espécies, apenas machos se moveram entre fragmentos, ou se moveram numa freqüência maior que as fêmeas, o que é consistente com a conjectura acima sobre a generalidade do modelo de *M. demerarae* para metapopulações de pequenos mamíferos em conjuntos de fragmentos florestais.

4. Subsídios genéticos ao manejo: o caso das abelhas sem ferrão

Um exemplo interessante de estudo genético como subsídio para o manejo é o trabalho com populações de duas espécies de abelhas sem ferrão, da subtribo Euglossina (Hymenoptera: Apidae), feito pelo Projeto Insetos e Aves. As populações dessas duas abelhas foram estudadas, cada uma, em sete fragmentos florestais para avaliação da variabilidade genética dentro e entre populações. Para isto foram utilizados marcadores genéticos tipo RAPD (ver capítulos 9: Entomofauna e 10: Interações Animais e Plantas). Os fragmentos onde as abelhas foram coletadas localizam-se na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), com exceção de um que se localiza no município de Santa Bárbara (MG). Para a RMBH, as distâncias aproximadas entre os fragmentos variaram entre 0,1km a 21,3km e seus tamanhos entre 2 a 180ha até, aproximadamente, 500ha no caso do fragmento de Santa Bárbara.

Uma das abelhas estudadas, *Eulaema nigrita*, possui ampla distribuição geográfica nas Américas do Sul e Central, sendo encontrada tanto em ambientes florestais quanto em áreas de vegetação aberta como cerrado, campos e até áreas urbanizadas. A segunda espécie, *Euglossa truncata*, é conhecida exclusivamente em áreas florestais dos estados do Paraná, São Paulo, Minas Gerais e Bahia. Para ambas as espécies, foram encontrados níveis moderados de diferenciação genética entre as populações ($F_{st} = 0,063$ e $0,099$, respectivamente para *E. truncata* e *E. nigrita*), o que sugere que cada população mantém grande parte da variabilidade genética total do conjunto das populações. As taxas de fluxo gênico para o conjunto de populações, estimadas a partir dos resultados dos testes de diferenciação populacional, sugerem a existência de dispersão de indivíduos entre as populações. O fluxo gênico estimado parece ser alto o suficiente para evitar possíveis efeitos danosos da deriva genética. Se a migração entre fragmentos afastados (4,0km) foi aparentemente moderada, entre os fragmentos muito próximos (0,4km) ela deve ter sido alta o suficiente para impedir que suas populações sejam geneticamente distinguíveis. De fato, em ambas espécies, as populações de fragmentos mais próximos são geneticamente mais similares do que aquelas de fragmentos mais distantes. Considerando-se a capacidade de vôo de longas distâncias das Euglossina¹⁶ e os casos conhecidos de dispersão sobre áreas urbanizadas¹⁷, é bastante provável que o fluxo gênico realmente ocorra no presente e seja uma força importante na estruturação genética das populações estudadas.

Embora a diversidade genética intrapopulacional média e as estimativas de fluxo gênico tenham sido semelhantes para ambas espécies, *E. truncata* mostrou-se mais sensível às condições dos fragmentos florestais. Para esta espécie, a variabilidade genética das populações está correlacionada ao tamanho do fragmento, o que não foi observado para *E. nigrita*. Isto sugere que o tamanho do fragmento restringe o tamanho populacional de *E. truncata* que, apesar de ser aparentemente tolerante às condições de borda, é dependente dos ambientes florestais para sua sobrevivência. Para *E. truncata* e outras espécies tão ou mais sensíveis às áreas abertas, o fluxo gênico entre populações ocorre pela migração de abelhas entre os fragmentos, uma vez que não existem, como em *E. nigrita*, populações residentes nas áreas abertas adjacentes aos frag-

mentos. Dessa forma, se a distância entre os fragmentos for maior que a capacidade de vôo das abelhas, o fluxo gênico será comprometido.

Os resultados deste estudo sugerem, portanto, que nas áreas onde os fragmentos florestais ocorrem em pequeno número e(ou) muito isolados uns dos outros, é necessário o manejo das populações residentes para se reter a variabilidade genética necessária à manutenção destas populações no longo prazo. Uma medida de manejo proposta é o emprego de ninhos-armadilha, técnica utilizada para os estudos de bionomia dessas abelhas. Gomos de bambu de diâmetro e comprimento adequados podem ser instalados dentro dos diferentes fragmentos e os ninhos neles estabelecidos seriam futuramente translocados de uma mancha de mata para outras, produzindo um fluxo gênico artificial.

Essas translocações, entretanto, devem ser realizadas com cautela. Quando indivíduos de uma população são inseridos em uma outra geneticamente muito distinta, pode haver incompatibilidade genética com a população receptora, o que pode levar a perdas consideráveis da variabilidade genética¹⁸. Para evitar este problema, deve-se procurar promover as translocações entre populações residentes em uma mesma região e provenientes de ambientes semelhantes. É preciso também tomar cuidado com a introdução acidental de parasitas da espécie que se pretende resguardar juntamente com os indivíduos translocados¹⁸.

Para ter um impacto efetivo sobre a variabilidade genética das populações, é necessário que pelo menos um indivíduo translocado, e um de suas gerações subseqüentes, tenha sucesso reprodutivo, a fim de evitar os efeitos danosos da deriva genética¹⁹. Os poucos dados disponíveis na literatura sugerem que o número de imigrantes anuais é de um para as espécies de *Eufriesea*²⁰ e de três a quatro para as de *Euglossa* e, talvez, de *Eulaema*. Assim, para que um programa de translocação seja bem sucedido, é necessário translocar alguns ninhos de *Eufriesea* e vários de *Euglossa* e *Eulaema*, por ano; o número exato de ninhos dependerá da taxa de mortalidade das abelhas nos ninhos introduzidos nos fragmentos.

5. Translocação e reintrodução como medidas de manejo

Como dito na introdução, no presente capítulo não será discutido o manejo no entorno dos fragmentos, que é o tema de outro capítulo. Por outro lado, é quase impossível discutir o manejo de populações pequenas em fragmentos sem mencionar a necessidade de acrescentar indivíduos a uma determinada população. Tais acréscimos podem ser feitos de três maneiras distintas: dispersão, translocação e reintrodução.

Dispersão refere-se ao fenômeno natural da passagem de indivíduos de uma população à outra. Não deve ser confundida com migração que se refere ao movimento de uma população inteira de um lugar para outro. Numa metapopulação, portanto, uma vez que são indivíduos que se movem entre populações, as populações são conectadas por dispersão e não por migração.

Translocação é uma medida ativa de manejo de populações selvagens pela qual indivíduos de uma população existente são transportados pelos manejadores para outra localidade. Reintrodução, por sua vez,

refere-se ao processo de devolver à natureza indivíduos provenientes de cativeiro, os quais irão, de modo geral, fundar novas populações em áreas de habitat adequado e dentro dos limites de ocorrência original da espécie, porém não ocupado pela mesma. Alguns dos programas de manejo mais importantes envolvendo atividades de translocação e de reintrodução referem-se aos dos micos-leões, o preto e o dourado, realizados pelos projetos Pontal e Poço das Antas, respectivamente. Estes dois programas são brevemente descritos abaixo.

5.1. Manejo do mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*)

Uma vez que este é um trabalho que já vinha sendo desenvolvido bem antes do Probio, cabe aqui um pequeno histórico²¹. Os micos-leões-pretos foram considerados extintos no início do século XX, até que em 1971 foram redescobertos pelo pesquisador Ademar F. Coimbra-Filho no Parque Estadual do Morro do Diabo (SP). Nos começos dos anos 80, uma série de levantamentos realizados por Coimbra-Filho e Russell Mittermeier, concluíram que restavam apenas 100 indivíduos na natureza, distribuídos entre o Morro do Diabo e a Estação Ecológica dos Caetetus. No começo da década de 80, a Companhia Energética de São Paulo (CESP) construía três usinas hidrelétricas próximas ao Morro do Diabo. A menor delas, a Usina de Rosana, iria inundar 10% do melhor habitat dos micos-leões-pretos no Parque. A CESP, preocupada com as consequências sobre os micos, convidou o IPÊ (Instituto de Pesquisas Ecológicas) para participar do planejamento e execução da operação de resgate que se sucederia. Foi então decidido pelo IPÊ criar um plano conservacionista de longa duração para os micos-leões-pretos.

Os primeiros passos do plano não foram bem sucedidos. Os levantamentos e censos não indicaram a existência de nenhuma outra população. Um inventário da variabilidade genética, baseado em 25 enzimas do sangue dos micos das duas populações conhecidas à época, indicou que as mesmas encontravam-se geneticamente bastante depauperadas, possuindo 0% de polimorfismo e 0% de heterozigose. No entanto, os estudos de ecologia e comportamento indicaram que a falta de variabilidade genética da espécie era, de certa forma, compensada pela sua alta plasticidade ecológica e comportamental, uma vez que podia viver em diversos gradientes de habitat. No começo da década de 90, já dispondo de um conhecimento mais profundo sobre a ecologia e comportamento dos micos, foram retomados os levantamentos em busca de novas populações. Desde então, foram descobertas oito novas populações em diferentes fragmentos florestais, o que levou a uma estimativa populacional bastante promissora de cerca de 1.000 indivíduos.

Os novos números trouxeram também nova esperança para a espécie. Porém, a Análise de Viabilidade de Populações (ver capítulo 14: Ferramentas Biológicas) indicou que somente a população do Morro do Diabo tem alguma chance, mesmo que remota, de sobreviver sem nenhum tipo de manejo²². Atualmente, a população em cativeiro conta com 100 indivíduos e necessita da introdução de novos indivíduos provenientes do ambiente natural para corrigir sua grande consangüinidade. Em vista disso, decidiu-se focar o manejo das populações naturais tratando-as como uma metapopulação, mantendo os animais de cativeiro limitados a um número máximo de 200 indivíduos em cerca de dez instituições

em todo o mundo e retendo, no mínimo, 95% da variabilidade genética ainda presente entre as dez populações naturais.

Esta estratégia considera a população em cativeiro como uma população da metapopulação, sendo as outras aquelas encontradas na natureza, e assume que manter o fluxo gênico entre todas as populações é parte fundamental da estratégia de conservação. Dessa forma, a população em cativeiro possuirá sempre uma alta proporção da diversidade de genes selvagens e com isso, torna-se uma população auto-suficiente que pode ser usada para repovoar outras áreas (reintrodução), caso seja necessário.

Todo esse manejo requer um fluxo constante de animais entre as diversas populações. Para isso foram adotadas duas estratégias: a primeira envolve o manejo ativo das populações por meio de reintroduções e translocações; na segunda, sempre que possível, têm sido criadas as condições para que o fluxo de animais entre populações seja natural. Como parte desse manejo já foram realizadas duas translocações e uma reintrodução de grupos mistos incluindo animais nascidos em cativeiro. Além disso, o IPÊ tem trabalhado com produtores rurais na restauração da paisagem florestal, principalmente na região do Pontal do Paranapanema²³.

A principal lição que pode ser tirada desse exemplo é que para restabelecer uma população viável de uma espécie ameaçada, cinco aspectos foram fundamentais: (1) um conhecimento aprofundado da biologia da espécie; (2) o manejo integrado na natureza e em cativeiro, mas com ênfase na natureza; (3) o envolvimento das comunidades humanas da região de ocorrência da espécie por meio de programas de educação ambiental; (4) uma visão conservacionista baseada na paisagem com o uso de técnicas de extensão conservacionista na restauração do habitat e (5) o uso de manejo adaptativo com avaliações periódicas dos resultados.

Para o manejo de espécies ameaçadas de extinção, uma grande ênfase tem sido dada ao modelo de criar em cativeiro e reintroduzir. No caso do mico-leão-preto, no entanto, não foi isso que ocorreu. A espécie está sendo restabelecida a partir de uma integração das populações da natureza com a de cativeiro. Porém, a ênfase maior foi no manejo das populações na natureza, ficando a população de cativeiro como uma espécie de reserva de segurança, caso algum evento inesperado reduza substancialmente as populações selvagens. Essa abordagem inovadora, que foi amplamente apoiada pelo Comitê Internacional para o Manejo e Conservação dos Micos-Leões, foi tomada por quatro motivos básicos:

- É preciso garantir habitat suficiente para a sobrevivência da espécie. Se a ênfase for primeiro em cativeiro, quando a espécie estiver recuperada pode não existir mais habitat disponível para a reintrodução;
 - Reintroduções são caras e nem sempre bem sucedidas;
 - Reintroduções aumentam o risco de introdução de novas doenças nas populações naturais;
 - Não existe espaço nas instituições de criação em cativeiro para todas as espécies ameaçadas de extinção.

Em vista do exposto, percebe-se que o manejo do mico-leão-preto tem contribuído não só para a conservação da espécie, mas também, de

maneira indireta, porém substancial, para a conservação dos últimos remanescentes florestais da Mata Atlântica do Interior do Planalto Paulista.

5.2. Manejo do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*)

Um outro exemplo bem sucedido de translocação foi o do mico-leão-dourado (Figura 1) na Reserva Biológica União, como um dos componentes do Projeto Poço das Antas, coordenado pela Associação Mico-Leão-Dourado. Um estudo prévio realizado no início da década de 90^{24,25}, apontou a existência de 12 grupos de micos-leões-dourados isolados em pequenos fragmentos (de 20ha até 250ha) de Mata Atlântica na região da baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro, além da população da Reserva Biológica de Poço das Antas. Usando a Análise de Viabilidade de Populações (ver capítulo sobre Ferramentas), Kierulff²⁴ concluiu que nenhuma das populações pequenas se manteria por mais tempo do que umas poucas décadas. Esta constatação levou à necessidade de translocar essas pequenas populações para uma área de habitat e tamanho adequados, mas onde os micos-leões não eram encontrados – a Fazenda União, pertencente então à Rede Ferroviária Federal, com cerca de 2.400ha de Mata Atlântica. Esses grupos representavam 11% da população selvagem existente e, provavelmente mais de 11% da diversidade genética retida da espécie, já que os fragmentos estavam relativamente distantes das populações maiores²⁵.

Entre 1994 a 1997, seis grupos de micos-leões foram translocados e monitorados continuamente à medida que estabeleciam suas áreas de uso²⁶. Vários grupos novos foram formados a partir dos indivíduos



Fig.1 Mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*).

que saíram de seus grupos originais e se juntaram aos micos de outros grupos. A população da Reserva Biológica União já alcança mais de 120 micos-leões, graças ao bem sucedido uso desta técnica de manejo. Além disso, a presença dos micos-leões translocados foi uma das principais razões que levou o IBAMA a transformar a área numa Reserva Biológica em 1998, representando um acréscimo de 19% no total de área contendo populações da espécie²⁶. Internamente, a REBIO União apresenta vários fatores que contribuem com a fragmentação, tais como plantações de eucaliptos, linha de transmissão de energia elétrica, oleoduto e a rodovia BR-101. No entanto, estes fatores não impediram que os micos-leões se dispersassem dentro da Reserva e, até mesmo, colonizassem fragmentos florestais menores adjacentes, já tendo sido observadas inclusive travessias na BR-101.

A continuidade dos estudos ecológicos sobre a população translocada está auxiliando no desenvolvimento, aprimoramento e na otimização dos custos da técnica de translocação. Mais seguramente, as translocações futuras poderão ser realizadas sem a necessidade do monitoramento constante após a soltura dos grupos.

Além das translocações, têm sido feitas reintroduções de micos-leões-dourados provenientes de populações mantidas em cativeiro em zoológicos dos Estados Unidos, Canadá, Holanda, França, Alemanha, Inglaterra e outros países. Atualmente, 148 instituições contribuem com a manutenção da população de cativeiro e com a reintrodução. Esta técnica vem sendo utilizada com os micos-leões-dourados desde 1983^{27,28,29,30,31,32,33,34} e visa o repovoamento de áreas de florestas localizadas em propriedades particulares onde a espécie estava extinta; o refinamento da técnica em si; a proteção dos remanescentes privados e a utilização da reintrodução como um instrumento de grande valor para a educação ambiental.

Atualmente, 26 proprietários participam do programa de reintrodução cedendo suas matas para a soltura dos grupos de micos, representando um acréscimo na área total disponível de, aproximadamente, 3.500ha de matas protegidas. No total, foram reintroduzidos 174 micos-leões-dourados vindos do cativeiro e a população formada a partir destes indivíduos já passa de 350 micos-leões-dourados. Atualmente, a proporção de micos nascidos em cativeiro na população reintroduzida é de 5% e a sobrevivência dos indivíduos nascidos na natureza é, em média, de 60% a 70%, calculada para todas as classes etárias, principalmente porque eles se tomam auto-suficientes mais rapidamente do que animais oriundos de cativeiro³⁵.

As reintroduções nunca são de um único indivíduo, mas sim de um grupo previamente formado no zoológico de origem. Ao chegar no Brasil passam um curto período em viveiro nas áreas onde serão soltos; após a soltura, os grupos são monitorados diariamente e recebem suplementação alimentar, que vai sendo gradualmente reduzida até sua completa adaptação ao novo ambiente.

No início da década de 90, embora as populações de micos-leões aparentemente constituíssem um conjunto de populações isoladas, a formação de novas populações por meio de translocações e reintroduções fez com que a configuração destas possibilitasse o seu manejo como uma metapopulação. Esta nova situação deve ser considerada um dos principais resultados do manejo e é, sem dúvida, amplamente vantajosa no que se refere às perspectivas para a sobrevivência da espé-

cie, em comparação à situação anterior. No entanto, enquanto não for restabelecida a conectividade entre as principais populações, por exemplo, por meio do estabelecimento de corredores florestais, o manejo da metapopulação continuará sendo ativo, fazendo-se trocas de indivíduos entre as populações e ainda, translocações e reintroduções adicionais, aumentando as chances de sobrevivência da espécie²⁶. Para realizar o manejo integrado das populações é preciso desenvolver um modelo de metapopulação para os micos-leões-dourados, sendo necessárias algumas informações adicionais sobre a espécie e seu habitat, tais como o desenvolvimento de índices de qualidade do habitat nas áreas das populações selvagens e reintroduzidas, bem como um levantamento atualizado dessas populações de micos-leões-dourados.

Como resultado direto do Projeto Poço das Antas, quase que a totalidade da área de ocorrência atual da espécie está sujeita às restrições de usos decorrentes da recente criação (julho de 2002) da Área de Proteção Ambiental da Bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado, sob a gestão do IBAMA. Sem dúvidas, o zoneamento da APA indicará áreas de proteção de vida silvestre adicionais, onde futuras translocações e reintroduções poderão ser realizadas.

5.3. Manejo de lianas e suas conseqüências para a regeneração de populações de árvores

Um outro caso interessante estudado pelo Probio foi o efeito do manejo por gado em fragmentos florestais no vale do rio Paranã, nos estados de Goiás e Tocantins, desenvolvido pelo projeto Florestas Estacionais. Foram estudadas as conseqüências do manejo realizado pelos habitantes locais sobre as populações vegetais nos fragmentos. Trabalhos enfocando os efeitos da fragmentação sobre a vegetação das Florestas Estacionais demonstram uma alta densidade de lianas (cipós) em florestas fragmentadas^{36,37,38}, muitas vezes em conseqüência da exploração de madeira, seja esta baseada ou não em planos de manejo florestal. Clareiras recém-formadas podem ser completamente colonizadas por lianas e permanecer estruturalmente inertes por anos, impedindo a regeneração de espécies arbóreas^{39,40,41}. Em florestas tropicais que sofreram exploração seletiva de madeira, apesar da maior abertura de dossel causada pela criação de clareiras, a regeneração natural de espécies arbóreas pode não aumentar devido à colonização por lianas^{42,43}. Portanto, uma medida de manejo que tem sido recomendada para aumentar a regeneração natural de espécies arbóreas, é o corte de lianas^{39,42}. O gado utiliza os fragmentos em uma densidade aproximada de 0,5 cabeças/ha, e preda sementes e plântulas.

Em fragmentos de Floresta Estacional Decidual do vale do rio Paranã, a presença de lianas é bastante expressiva. Em um fragmento onde houve corte seletivo de árvores, as clareiras dominadas por emaranhados de lianas ocupam 22% de sua área. Emaranhados de lianas, denominados *dossel baixo* devido à sua grande expressão em florestas tropicais e por terem estrutura, altura e abertura de dossel distinta de locais com dossel propriamente dito (*dossel alto*), são reconhecidos como unidades fisionômicas utilizadas para entender mudanças na estrutura, dinâmica e composição das florestas^{38,39,40,43}. O objetivo principal do estudo foi avaliar os fatores que impedem a germinação de sementes atrativas da fauna de dossel baixo (DB) e dossel alto (DA), em

uma área intacta e em outra já explorada dentro de um fragmento. As espécies com sementes grandes, geralmente presentes em frutos carnosos, são mais raras neste tipo de floresta (cerca de 7% das espécies) do que nas florestas tropicais úmidas. Isto faz dos frutos e sementes destas árvores recursos importantes para a fauna sendo, portanto, espécies de grande importância para a conservação.

Foi selecionado um fragmento de 240ha, dos quais 150ha intactos e 90ha explorados 18 anos antes. Na área intacta a abertura do dossel foi de 13,6% e na área explorada de 21,9%. Foram identificadas visualmente duas unidades fisionômicas mais evidentes, classificadas como DB e DA. DB são áreas de emaranhados de lianas, freqüentes nestas florestas colonizando clareiras; esta unidade fisionômica ocupa 22% da área explorada e 6% da área intacta. DA é um sítio maduro ou de regeneração avançada, onde não há presença significativa de lianas. Além de proporcionar sombreamento, a estrutura fechada do DB pode ocultar sementes de predadores vertebrados.

Foram realizados experimentos de simulação de dispersão com sementes da leguminosa *Swartzia multijuga* e de *Cavanillesia arborea* (barriguda), cujos frutos têm grande importância para a fauna. No dossel baixo e na área explorada houve uma menor predação de sementes que o esperado em florestas tropicais^{41,44}, constituindo-se num sítio de escape de predação e favorável à germinação dessas espécies. Principalmente o gado, mas também outros mamíferos de médio e grande porte, foram responsáveis pela maior remoção de *S. multijuga* e *C. arborea*. A eliminação da área de dossel baixo, como prática de manejo para acelerar a regeneração natural de espécies arbóreas^{39,42}, eliminaria também um sítio de escape para as sementes daquelas espécies e diminuiria a diversidade de estrutura e de incidência de luz na floresta. Desta forma, o uso dos fragmentos pelo gado pode estar afetando negativamente o processo de regeneração dessas espécies e conduzindo a comunidade arbórea a uma composição de espécies e estrutura empobrecidas no futuro. Portanto, a prática do pastoreio nos fragmentos deve ser evitada nessa região.

6. Considerações finais

Sendo o objetivo expresso do PRONABIO a conservação da biodiversidade, os resultados obtidos pelos subprojetos apoiados pelo Probio, convidam a uma reflexão que hoje é extremamente urgente e necessária: será que não se está esquecendo aquilo que gerações de manejadores de vida silvestre de outros países demoraram tanto para aprender? O ponto fundamental é que para manejar corretamente é preciso conhecer muito bem. E mesmo correndo o risco de ser redundante, o que é preciso não são informações ecológicas e genéticas quaisquer, mas as informações que são necessárias. Isso não quer dizer que conhecer os conceitos ecológicos necessários para entender os efeitos da fragmentação não seja muito importante. Claramente o é, especialmente para a conservação⁴⁵. Porém, quando a situação é tão crítica que se faz necessário o manejo (intervenções ativas nos sistemas naturais), em adição aos princípios gerais se faz também necessário o entendi-

mento dos processos ecológicos específicos. Não se deve subestimar a importância de enfatizar aqui este aspecto. Certamente todos se oporiam vigorosamente se suas casas fossem construídas por alguém que não entendesse bem os princípios da engenharia, ou se fossem operados por alguém que não entendesse bem medicina. No entanto, nossa sociedade não percebe que áreas preciosas para a conservação da biodiversidade estão sendo abertas para uso antrópico sem que haja um entendimento dos processos ecológicos minimamente necessário ao manejo da biodiversidade destas áreas.

O Probio trouxe exemplos de estudos ecológicos e genéticos extremamente detalhados, como nos projetos Poço das Antas e Insetos e Aves, que fornecem exatamente o tipo de informações necessárias ao manejo bem sucedido de populações. Trouxe também exemplos de pelo menos dois programas de manejo extremamente bem sucedidos, e pode-se dizer exemplares, com os dois micos-leões, os quais têm funcionado porque se baseiam em longos e aprofundados estudos da ecologia e da genética das duas espécies. Um outro estudo descrito, projeto Florestas Deciduais, mostrou que uma prática de manejo amplamente adotada em fragmentos, o uso de gado para o controle de lianas, pode ter consequências tão desfavoráveis quanto favoráveis para a biodiversidade.

Cabe lembrar um ponto muito importante: o manejo deve ser visto como um último recurso, caso a conservação (sem intervenção) esteja falhando. Recursos para manejo têm sido obtidos para um número considerável de espécies carismáticas, mas é irreal pensar que existam recursos para manejar milhares de espécies, caso isso seja necessário. É quase sempre mais simples, e requer menos conhecimento prévio e menor custo, conservar cuidadosamente porções significativas de habitats naturais existentes das espécies em questão do que manejá-las. Além disso, reintroduções e translocações provavelmente representarão desperdício de recursos se o habitat continuar sendo destruído, ou se as espécies estiverem sendo caçadas. A escala da caça de grandes mamíferos e aves nas florestas brasileiras é absolutamente assustadora, levando ao que Kent Redford chamou de *floresta vazia*⁴⁶: florestas que parecem intactas em fotos aéreas ou imagens de satélites, mas onde todos os grandes vertebrados já foram extintos. Isso compromete inclusive a própria floresta. Em vastas extensões da Amazônia, pilhas de sementes apodrecem no chão da mata porque os seus dispersores (grandes mamíferos e aves) já estão extintos localmente; as grandes árvores hoje vivas não serão substituídas, pois não há recrutamento de jovens e a floresta vai se tornando cada vez mais perturbada e empobrecida.

7. Recomendações

Com base no exposto neste capítulo, propõem-se as seguintes recomendações para o manejo das populações:

a. Para um manejo correto da biodiversidade nos fragmentos é preciso conhecimento aprofundado e detalhado da demografia e da genética das populações de cada espécie a ser manejada;

b. Antes de tudo é preciso saber quantos indivíduos da espécie em questão existem, sejam animais ou plantas; são necessárias estimativas confiáveis do tamanho populacional (da população como um todo, e não de áreas isoladas escolhidas pelo pesquisador para trabalhar);

c. É preciso entender os processos ecológicos, ou seja, por que os números estão variando. Para isso são precisos estudos sobre a dinâmica populacional. Só entendendo porque os números estão diminuindo pode se manejar adequadamente para reverter o processo. O caso do manejo das lianas incidentalmente demonstrou este ponto, ao mostrar que uma medida de manejo freqüente e de senso comum pode, na verdade, estar trazendo tanto conseqüências negativas quanto positivas;

d. Por razões demográficas e genéticas, é preciso entender o quanto as diferentes populações de uma espécie (por exemplo, as populações em cada fragmento) estão conectadas entre si. Como visto nos exemplos dos mamíferos e abelhas, isto pode ser feito diretamente (por freqüências de movimentos entre fragmentos) ou indiretamente (por medidas genéticas de fluxo gênico);

e. Estudos naturalísticos ou taxonômicos, ou estudos superficiais de descrição da biodiversidade ou Avaliação Ecológica Rápida são úteis para a conservação, mas têm pouca utilidade para o manejo. Quando o objetivo é o manejo, antes de tudo deve-se desenvolver estudos demográficos e genéticos detalhados que forneçam o conhecimento necessário para esta prática. É bastante óbvio que um real investido em entender bem os processos ecológicos que envolvem a população a ser manejada, vale muito mais do que dez reais investidos em manejar *no escuro* uma população, o que é uma receita certa para a falha ou o desastre;

f. Projetos bem sucedidos de manejo têm aplicado combinações de reintroduções (baseadas em populações em cativeiro) e translocações (relocando populações naturais). Os casos dos micos-leões mostraram que a combinação de duas técnicas (reintroduções e translocações), é uma abordagem muito promissora;

g. Conseqüência de item anterior, o manejo das populações em cada fragmento não pode ser visto isoladamente de uma abordagem no nível de paisagem, permitindo entender a estrutura espacial das populações e a distribuição dos fragmentos adequados para translocações e reintroduções. Esta abordagem pode ainda direcionar programas de regeneração de habitat a fim de fornecer habitats adequados e(ou) conexões entre as populações, como feito tanto no Projeto Poço das Antas como no Pontal;

h. Conseqüência do exposto acima, o manejo efetivo depende do apoio das comunidades locais ao manejo dos fragmentos para benefício da biodiversidade em si, em oposição a um manejo meramente econômico dos mesmos.

Referências bibliográficas

1. CAUGHLEY, G. & GUNN, A., 1996, *Conservation biology in theory and practice*. Blackwell, Cambridge.
2. TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUÑEZ V. P., RAO, M., SHAHABUDDIN, G., ORIHUELA, G., RIVEROS, M., ASCANIO, R., ADLER, G. H., LAMBERT, T. D. & BALBAS, L., 2001, Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923-1926.
3. QUENTAL, T. B., FERNANDEZ, F. A. S., DIAS, A. T., C. & ROCHA, F. R., 2001, Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17: 339-352.
4. SOULÉ, M. E., 1987, *Minimum viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
5. BRITO, D. & FERNANDEZ, F. A. S., 2000a, Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. *Ciência e Cultura* 52: 161-170.
6. BRITO, D. & FERNANDEZ, F. A. S., 2000b, Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Animal Conservation* 3: 201-209.
7. HANSKI, I. & SIMBERLOFF, D., 1997, The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation, pp. 5-26. In I. A. Hanski & M. E. Gilpin (eds), *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press, San Diego.
8. PIRES, A. S., LIRA, P. K., FERNANDEZ, F. A. S., SCHITTINI, G. M. & OLIVEIRA, L. C., 2002, Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108(2): 229-237.
9. SZACKI, J., 1999, Spatially structured populations: how much do they match the classic metapopulation concept? *Landscape Ecology* 14: 369-379.
10. DALE, V. H., PEARSON, S. M., OFFERMAN, H. L. & O'NEILL, R. V., 1994, Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in central Amazon. *Conservation Biology* 8: 1071-1036.
11. KROHNE, D. T., 1997, Dynamics of metapopulations of small mammals. *Journal of Mammalogy* 78: 1014-1026.
12. OFFERMAN, H. L., DALE, V. H., PEARSON, S. M., BIERREGAARD JR., R. O. & O'NEILL, R. V., 1995, Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: current research and data availability. *Environmental Reviews* 3: 191-211.
13. PIRES, A. S. & FERNANDEZ, F. A. S., 1999, Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 15: 279-290.
14. BOYETT, W. D., ENDRIES, M. J. & ADLER, G. H., 2000, Colonization-extinction dynamics of opossums in small islands in Panamá. *Canadian Journal of Zoology* 78: 1972-1979.
15. CHEPKO-SADE, B. D. & HALPIN, Z. T., 1987, *Mammalian dispersal patterns: the effects of social structure on population genetics*. University of Chicago Press, Chicago.
16. JANZEN, D. H., 1971, Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. *Science* 171: 203-205.

17. RAW, A., 1989, The dispersal of Euglossine bees between isolated patches of eastern Brazilian wet forest (Hymenoptera: Apidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 33: 103-107.
18. AVISE, J. C., 1994, *Molecular markers, natural history and evolution*. Chapman & Hall, New York.
19. PACKER, L. & OWEN, R., 2001, Population genetic aspects of pollinator decline. *Conservation Ecology* 5: 4.
20. PERUQUETTI, R. C. & CAMPOS, L., 1997, Aspectos da biologia de *Euplusia violacea* (Blanchard) (Hymenoptera, Apidae, Euglossini). *Ver. Brasil. Zool.* 14: 91-97.
21. VALLADARES-PADUA & CULLEN JR, L., 1994, Ten years of Black Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) Project . *Neotropical Primates* 2 (Suppl.).
22. VALLADARES-PADUA, C. & CULLEN JR, L., 1994, Distribution, abundance and minimum viable metapopulation of the Black Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). *The Dodo* 30: 80-88.
23. VALLADARES-PADUA, C, CULLEN JR, L., PADUA, S. M., DITT, E. H., MEDICI, E. P., BETINI, G. & DE LUCCA, A., 1997, Resgatando a grande reserva do Pontal do Paranapanema: reforma agrária e conservação de biodiversidade, pp. 783-792. *In Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, Curitiba.*
24. KIERULFF, M. C. M., 1993, *Avaliação das populações selvagens de mico-leão-dourado, Leontopithecus rosalia, e proposta de uma estratégia para sua conservação*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
25. KIERULFF, M. C. M. & OLIVEIRA, P. P., 1996, Re-assessing the status and conservation of golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*) in the wild. *Dodo - Journal of Jersey Wildlife Preservation Trust*, 32: 98-115
26. Kierulff, M. C. M., 2000, *Ecology and behaviour of translocated groups of golden lion tamarin (Leontopithecus rosalia)*. Ph.D. Thesis. Cambridge University, Cambridge, UK.
27. KIERULFF, M. C. M., OLIVEIRA, P. P., BECK, B. B., MARTINS, A. & CARVALHO, C., 2002, Relative Effectiveness of Reintroduction and Translocation as Conservation Tools for Golden Lion Tamarins. *The Lion Tamarins of Brasil: Twenty-five years of research and conservation*, D.G. Kleiman, A.B. Rylands eds.
28. BECK, B. B., DIETZ, J. M., KLEIMAN, D. G., CASTRO, I. M., LEMOS DE SA R. M. & LUZ, V. L., 1986, Projeto Mico-Leão. IV. Reintrodução de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1776) (Callitrichidae, Primates) de cativeiro para seu ambiente natural. In: *A Primatologia no Brasil*, 2, pp. 243 - 249. (M. Thiago de Mello, ed.) Sociedade Brasileira de Primatologia, Brasília, DF.
29. KLEIMAN, D. G., 1989, Reintroduction of captive mammals for conservation: guidelines for reintroducing endangered species into the wild. *BioScience* 39 (3): 152 - 161.
30. BECK, B. B., KLEIMAN, D. G., DIETZ, J. M., CASTRO, M. I., CARVALHO, C., MARTINS, A. & RETTBERG-BECK, B., 1991, Losses and reproduction in reintroduced golden lion tamarins. *Dodo, Journal of the Jersey Wildl. Pres. Trust.* 27: 50-61.
31. KLEIMAN, D. G., BECK, B. B., DIETZ, J. M. & DIETZ, L. A., 1991, Costs of a reintroduction and criteria for success: accounting and accountability in the Golden Lion Tamarin Conservation Program. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 62: 125-142.

32. BECK, B. B. & CASTRO, M. I., 1994, Environments for endangered primates. *In: Naturalistic Captive Environments for Animal Behavior Research*. (E. F. Gibbons, E. J. Wyers, E. Waters and E. W. Menzel, Jr., eds.). State University of New York Press, Albany, NY. pp. 259 - 270.
33. KLEIMAN, D. G., STANLEY PRICE, M. R. & BECK, B. B., 1994, Criteria for reintroductions. *In: Creative Conservation: Interactive management of Wild and Captive Animals*. (P. S. Olney, G. Mace and A. T. C. Feistner, eds.). Chapman & Hall, London. pp. 287 - 303.
34. BECK, B. B., CASTRO, M. I., STOINSKI, T. S., BALLOU, J., 2002, The effects of pre-release environments on survivorship in golden lion tamarins. In D.G. Kleiman and A. Rylands (eds), *The Lion Tamarins: Twenty-five Years of Research and Conservation*.
35. BECK, B. B. & MARTINS, A. F., 2001, *Reintrodução de Micos-Leões Nascidos em Cativeiro*. Relatório Anual da Associação Mico-Leão-Dourado.
36. OLIVEIRA-FILHO, A. T., MELLO, J. M. & SCOLFORO, J. R. S., 1997, Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). *Plant Ecology* 131: 45-66.
37. TABANEZ, A. A. J., VIANA, V. M. & DIAS, A. S., 1997, Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 57: 47-60.
38. TABANEZ, A. A. J. & VIANA, V. M., 2000, Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. *Biotropica* 32: 925-933.
39. VIANA, V. M., TABANEZ, A. A. J. & BATISTA, J. L. F., 1997, Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest, pp 351-355. In W. F. Laurance & R. O. Bierregard, Jr. (eds). *Tropical forest remnants*. University of Chicago Press, Chicago.
40. BABWETEERA, F., PLUMPTRE, A. & OBUA, J., 2000, Effect of gap size and age on climber abundance and diversity in Budongo Forest Reserve, Uganda. *African Journal of Ecology* 38: 230-237.
41. SCHNITZER, S. A., DALLING, J. W. & CARSON, W. P., 2000, The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88: 655-666.
42. FREDERICKSEN, T. S. & MOSTACEDO, B., 2000, Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management* 131: 47-55.
43. VIEIRA, D. L. M., 2002, *Efeitos da exploração madeireira na estrutura e regeneração de populações de árvores de floresta estacional decidual*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília.
44. SCHUPP, E. W., 1988, Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. *Oikos* 51: 71-78.
45. FERNANDEZ, F. A. S., 1997, Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação, pp. 48-68. *In Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Rede Nacional Pró- Unidades de Conservação, Curitiba.
46. REDFORD, K. H., 1992, The empty forest. *Bioscience*, 42: 412-421.

Agradecimentos

Ao Probio (SBF/MMA, com apoio de BIRD e GEF), pelo apoio financeiro aos projetos, bem como à realização dos *workshops* dos quais resultou este volume. A todas as pessoas do Probio, especialmente Daniela Oliveira, envolvidas na organização dos referidos *workshops*. A todos os companheiros de nossos subprojetos que contribuíram para os respectivos trabalhos de campo e de laboratório, ou que discutiram conosco os tópicos acima ao longo desses anos. Aos demais financiadores dos respectivos subprojetos, listados alhures neste volume.

14

MANEJO DO ENTORNO

Ricardo Miranda de Britez
Keith Alger
Julio Ernesto Baumgarten
Paulo Roberto Castella
Laury Cullen Júnior
Deborah Maria de Faria
Jeanine Felfili
Rosan Valter Fernandes
Gustavo Alberto Bouchardet da Fonseca
Elena Charlotte Landau
Jefferson Ferreira Lima
Maria Inês Morato
José Vicente Ortiz
Cláudio Valladares Padua
Suzana Machado Padua
Maria Izabel Radomski
Alexandre Bonesso Sampaio

Introdução

A grande extensão territorial brasileira abriga uma alta diversidade biológica e também de paisagens, resultado da interação de fatores como clima, geologia e solos, hidrologia, vegetação e diferentes tipos de usos do solo, entre outros. O clima, predominantemente tropical e subtropical, possibilita o desenvolvimento de uma infinidade de tipologias florestais que têm sofrido diferentes formas e níveis de intervenção humana.

Áreas contínuas têm sido alteradas e isoladas em fragmentos diminutos e bastante degradados, com a modificação profunda da faixa de entorno e dos próprios fragmentos por meio da extração de madeira, da caça, da introdução de animais domésticos e espécies exóticas, do fogo e outros. A redução e o isolamento de populações de espécies selvagens, além da perda de habitat, dificultam o fluxo gênico, podendo causar perda da biodiversidade e até a extinção de espécies.

A estratégia tradicionalmente utilizada para a manutenção da biodiversidade tem sido o estabelecimento de Unidades de Conservação, tanto públicas quanto privadas, em áreas remanescentes e representativas dos ambientes naturais. Tal estratégia, dissociada de uma abordagem que assegure a conservação de extensões mais abrangentes da paisagem, pode não assegurar efetivamente a manutenção de comunidades ecologicamente viáveis no longo prazo, haja vista que as próprias Unidades de Conservação são verdadeiras *ilhas* que, isoladas em meio à paisagem, sofrem uma deterioração progressiva de seus ambientes, na maioria das vezes a partir das bordas, em face da pressão antrópica e das perturbações naturais.

Dessa forma, torna-se urgente a adoção de uma estratégia de conservação que não dependa unicamente das atuais Unidades de Conservação e que leve em consideração as demais áreas sob diferentes graus de utilização humana, incluindo zonas tampão, áreas de conexões entre remanescentes naturais e áreas submetidas ao manejo de baixo impacto.

O manejo do entorno dos remanescentes de áreas naturais, sobretudo de fragmentos florestais, visando à manutenção da biodiversidade, deve ser uma intervenção planejada que contemple diversas práticas, algumas das quais descritas neste capítulo.

1. Manejo do entorno: premissas básicas

O planejamento das atividades de manejo do entorno de fragmentos de áreas naturais deve contemplar uma série de aspectos que se interagem, desde o diagnóstico e monitoramento de elementos da flora e da fauna, inter-relações com o meio físico, configuração da paisagem, avaliação sócio-econômica, recursos naturais e serviços ambientais (mananciais de água, recursos madeireiros, plantas medicinais, ecoturismo etc.), até o envolvimento com as comunidades humanas locais, políticas públicas e as próprias técnicas de manejo.

A definição da escala de trabalho para a execução do manejo do entorno implica em distintas formas de abordagem e em metodologias diferenciadas no que diz respeito às atividades de diagnóstico, planejamento e implementação do manejo. O enfoque pode ser local, como no caso de municípios ou pequenas bacias hidrográficas, ou mais amplo, podendo abranger vários estados, ou mesmo, países.

1.1. Escala de trabalho e contextualização

A escala onde se pretende realizar o manejo de entorno é um aspecto importante para a tomada de decisões quanto à adoção de estratégias para o planejamento da paisagem. Estudos a serem realizados em uma área de abrangência ampla, inevitavelmente se deparam com uma grande diversidade de componentes da paisagem e de pressões antrópicas.

Por outro lado, além do objetivo geral de conservação em seu sentido mais amplo, em algumas situações particulariza-se a conservação de determinadas espécies que muitas vezes, por estarem ameaçadas, necessitam de estratégias de manejo imediatas que possibilitem a manutenção e o incremento de suas populações e de seus habitats como, por exemplo, os grandes mamíferos, os micos-leões e várias espécies de aves.

Considerando os exemplos dos projetos do Probio abordados neste capítulo e caracterizados na [Tabela 1](#), nota-se uma realidade bastante distinta entre cada um deles, mesmo sendo realizados na mesma região, mas com escalas de estudo distintas (por exemplo, os projetos Corredor Sul da Bahia e Restauna). Os projetos que consideram uma escala mais refinada (menor abrangência) tratam, principalmente, da conservação de uma ou poucas áreas-núcleo pelo manejo da área de influência. Já os projetos em áreas amplas, consideram várias áreas remanescentes e uma matriz da paisagem bastante diferenciada, onde para cada região, deve se considerar estratégias distintas de manejo.

Os projetos Araucária e Corredor Sul da Bahia, que abrangem uma vasta região, sugerem a priorização de áreas que apresentam alta importância biológica e representatividade para o estabelecimento de corredores, com vistas a sustentabilidade social e dos recursos naturais e a um maior grau de conectividade.

A importância biológica e representatividade estão relacionadas à diversidade biológica a ser conservada, sendo os fragmentos de maior importância localizados por meio de mapeamento e qualificados pela avaliação dos ambientes e sua biota, da representatividade das comunidades, diversidade de ecossistemas e habitats, espécies ameaçadas e endemismos; assim, pode se direcionar ações efetivas para a conservação destes fragmentos. São também consideradas as diferentes regiões biológicas atualmente situadas em áreas protegidas. Outro aspecto a ser salientado, é que os fragmentos mais conservados são as fontes de propágulos para o repovoamento da flora de áreas adjacentes, principalmente de espécies características de estágios sucessionais mais avançados, ou de espécies herbáceas e arbustivas do sub-bosque, portanto, de grande importância para o manejo da matriz de entorno.

A sustentabilidade social e dos recursos naturais em sistemas produtivos devem ser abordadas de maneira tal que possibilitem a sobrevivência de suas comunidades e produtores locais e a utilização dos recursos naturais de acordo com princípios da conservação ambiental.

Características	PROJETO						Araucária
	Restauna	Poço das Antas	Pontal	Mata Seca	Corredor Sul da Bahia		
Área de abrangência do estudo (ha)	12.000	30.000	50.000	300.000	3.625.000	11.589.138	
Tamanho frequente dos fragmentos (ha)	30	50	5-50	200	Não há um mínimo	10	
Escala frequente de trabalho	1:10.000	1:10.000	1:10.000	1:50.000	1:100.000	1:100.000	
Formação Vegetal enfocada	Mata Atlântica	Mata Atlântica de baixada costeira	Mata Atlântica	Floresta Estacional Decidual	Mata Atlântica	Florestas com Araucária	
Principal uso do solo	Agrofloresta	Pecuária	Pecuária	Pecuária	Cacaucultura, Eucalipto, pastagem, Agricultura	Pecuária, Agricultura, Agrofloresta	
Tamanho predominante das propriedades rurais	Pequena e média	Média	Grande	Grande	Pequena, média e grande	Pequena, média e grande	
Presença de assentamento de reforma agrária	Não	Sim	Sim	Apenas um	Sim	Sim	
Unidades de Conservação	REBIO, RPPN	REBIOS, RPPNs e mais recentemente, APA	Parque Estadual	Parque Estadual	PAPNA, REBIO, RPPN, APA, ESEC, Parque Estadual	RPPN, FLONA, APA, Reserva Indígena, Parque Federal, Estadual e Municipal	
Principal pressão antrópica	Extração madeireira, desmatamento	Poucos remanescentes, desmatamento, incêndios e caça	Poucos remanescentes	Extração madeireira e desmatamento	Extração madeireira, desmatamento, reflorestamento com exóticas, pastagem, caça	Extração madeireira, desmatamento, reflorestamento com exóticas, queimadas, assentamentos	

Deve incentivar a conservação dos sistemas tradicionais de uso da terra por meio de exemplos de uma boa relação entre populações autóctones e o meio ambiente. Essas culturas tradicionais são, em muitos casos, o resultado de séculos de experiência humana. Toda essa vivência cultural proporciona informações de enorme valor para o aumento da produtividade e do caráter sustentável do uso e da ocupação atual do solo.

O grau de conectividade representa um indicativo das reais possibilidades de manutenção dos processos ecológicos e evolutivos no longo prazo. Por considerar que se trata de uma estratégia capaz de propiciar a manutenção da biodiversidade, propõe-se a implantação de corredores ecológicos e(ou) redes compostas por conjuntos de Unidades de Conservação sob diferentes categorias de manejo, incluindo os remanescentes florestais sob domínio público e privado, distribuídos em áreas representativas das diferentes comunidades florísticas e faunísticas dos ecossistemas de cada região, tornando todo o sistema ecologicamente viável ou incrementando a sua viabilidade atual¹.

Assim, o que se pretende é a implantação de cenários alternativos que aumentem o grau de conectividade, por meio de ações que permitam a maximização do fluxo de indivíduos das diferentes espécies que compõem as comunidades, minimizando o grau de resistência da matriz de entorno. No Brasil, a existência de uma intensa rede hidrográfica facilita a definição das conexões entre fragmentos, utilizando-se as bacias hidrográficas como linha mestra destas conexões, ou mesmo, as microbacias como unidades geográficas básicas para a gestão do manejo.

Por outro lado, em uma área de menor abrangência como dos projetos Mata Seca, Pontal e Restauna (Tabela 1), as atividades de manejo são balizadas pelas particularidades de cada região. O Projeto Mata Seca, por exemplo, devido às peculiares da região (com uma estação seca pronunciada), apresenta dificuldades no estabelecimento de sistemas agroflorestais e sistemas agroecológicos. Neste caso, a estratégia utilizada baseia-se na implantação de corredores florestais e trampolins ecológicos, de modo a recolonizar fragmentos depauperados e manter o fluxo gênico entre as populações isoladas.

No projeto do Pontal do Paranapanema duas estratégias principais foram utilizadas, o projeto *Abrço Verde* e *Ilhas de Diversidade*. O primeiro refere-se ao manejo de zonas de amortecimento dos fragmentos por meio do estabelecimento de sistemas agroflorestais, e o segundo (Figura 1) ao manejo da paisagem, de maneira a promover o estabelecimento de trampolins ecológicos utilizando-se de sistemas agroflorestais.

Do ponto de vista sócio-econômico, o uso e exploração manejada



Fig.1

Ilhas de diversidade estimulando a dispersão de animais e promovendo o fluxo gênico na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema.

desses bosques agroflorestais servem como uma nova fonte alimentar e de renda para as comunidades rurais, além de promover uma provável redução nos conflitos e antagonismos entre a fauna e a flora presentes nos fragmentos florestais e as comunidades rurais vizinhas^{2,3}. Desta forma, integra-se uma alternativa social a uma necessidade ecológica para a paisagem regional.

Partindo dos exemplos destes projetos nota-se que, dependendo da escala, existe um predomínio de determinada atividade, sendo que nos níveis de menor abrangência predominam as atividades relacionadas às práticas de manejo e nos de maior abrangência prevalecem o planejamento da paisagem, tendo como uma das principais ferramentas a identificação e o estabelecimento de políticas públicas. Ambas estratégias são necessárias para as diferentes escalas.

1.2. Diagnóstico e Monitoramento

O sucesso das intervenções de manejo deve ser avaliado a partir de uma base de informações relacionadas às respostas da biota, ao sistema socioeconômico e mesmo à configuração da paisagem de determinada região, verificando se o objetivo de conservação da biodiversidade está sendo alcançado. Desta forma, monitorar e avaliar como as populações da biota usam os ambientes que compõem as matrizes, zonas de amortecimento e conexões, é fundamental para que se possa afirmar que o manejo está sendo bem sucedido, se a população local está imbuída da mesma finalidade e se possui um sistema produtivo que sustente e proporcione uma melhoria contínua da qualidade de vida.

As florestas remanescentes estão imersas em um mosaico composto por diversos ambientes modificados. Como cada espécie responde de maneira diferente aos componentes destes mosaicos - aumentando ou diminuindo sua abundância em alguns ambientes ou evitando completamente outros, a estratégia para manter ou aumentar a conectividade deve tentar atender os requerimentos do maior número de espécies possível.

Um programa de diagnóstico e monitoramento da biodiversidade realizado pelo Projeto Restaura nos municípios de Una e Ilhéus, na região sul da Bahia, com seis grupos de fauna (pequenos mamíferos, morcegos, aves, lagartos, sapos e borboletas frugívoras), exemplifica claramente que o acompanhamento da biota indica como os diversos usos da terra podem afetar a fauna.

A região de Una é composta por um intrincado mosaico de vegetação que inclui remanescentes florestais, florestas em regeneração - que são aquelas que sofreram corte raso - antigas pastagens ou plantações que foram abandonadas e cabruças. Todos os seis grupos de animais estudados apresentaram perdas consideráveis de espécies nos ambientes modificados. Nas cabruças, as borboletas frugívoras foram as mais afetadas, seguidas pelos pequenos mamíferos e lagartos. Todas as espécies de morcegos registradas nas florestas foram também encontradas em cabruças, sugerindo que este grupo é pouco sensível à transformação das florestas em cabruças. As capoeiras, por sua vez, tiveram perda de espécies em todos os grupos, sendo mais forte em morcegos e borboletas (56% e 35%, respectivamente). A grande permeabilidade da matriz de Una, no entanto, é conferida pela presença dos dois ambientes que, atuando de forma complementar, garantem que praticamente todas

as espécies florestais possam se movimentar de um fragmento a outro. Por exemplo, a maioria das espécies de aves do dossel de uma floresta nativa pode ser encontrada nas cabruças, mas elas praticamente somem nas capoeiras, que apresentam um dossel muito baixo e bastante denso. Por outro lado, boa parte das espécies de aves insetívoras e frugívoras de sub-bosque ocorre nas capoeiras, mas não nas cabruças provavelmente devido à ausência de um sub-bosque original e complexo substituído integralmente pelo cacau.

Entretanto, a estrutura de dominância das espécies é drasticamente modificada em outro cenário. Uma das espécies de morcegos dominantes nas florestas de Una, praticamente desaparece nas cabruças a 60km ao norte, onde as matas são representadas por fragmentos pequenos e distantes, inseridos numa extensa matriz de cabruças⁴. Resultados similares foram encontrados para pequenos mamíferos e aves, indicando que a presença de florestas maiores e mais próximas influencia a capacidade da cabruca de abrigar algumas espécies florestais.

Estes resultados mostram que a utilização de ambientes modificados para conexão de fragmentos florestais, a proporção e configuração espacial destes ambientes e dos remanescentes florestais, são determinantes da eficácia do planejamento, da implementação de corredores e das práticas de manejo do entorno de áreas naturais.

Desta forma, para um corredor ecológico cumprir seus objetivos deve-se atender às demandas mínimas de todos os grupos (ou pelo menos de grande parte deles), o que somente é possível com o conhecimento das particularidades de cada espécie (ou grupos de espécies), sendo imprescindível a diversificação dos ambientes que compõem um corredor para aumentar as chances de atingir estes objetivos.

Nas escalas mais abrangentes, para este tipo de avaliação é necessária uma visão mais ampla de determinada região. A utilização de sensoriamento remoto e de Sistema de Informação Geográfica (SIG) facilitam a identificação e espacialização dos mosaicos dos diferentes ambientes modificados, possibilitando a definição das redes amostrais para diagnóstico, monitoramento e avaliação da qualidade da paisagem. O Capítulo 15 deste volume aborda detalhadamente os diversos usos de SIG, geoprocessamento, indicadores biológicos e outras ferramentas subsidiárias ao manejo.

2. Algumas alternativas de manejo do entorno

2.1. Corredores

Os corredores são conexões entre diferentes ambientes e(ou) fragmentos florestais que permitem o fluxo gênico entre populações silvestres, minimizando o isolamento causado pela fragmentação, proporcionando vias de intercâmbio e incrementando as possibilidades de movimento de indivíduos entre populações isoladas e, conseqüentemente, a possibilidade de sobrevivência da metapopulação.

Existem diferentes tipos de corredores, o que depende da escala de trabalho e do grau de isolamento das áreas que se pretende ligar. O termo *corredor ecológico* compreende uma unidade de planejamento

regional, cujas ações são integradas e coordenadas para a formação, fortalecimento, expansão e conexão entre Unidades de Conservação, RPPNs, Reservas Legais, Áreas de Preservação Permanente e áreas de uso menos intensivo, visando à conservação da biodiversidade de determinado bioma. Já o termo *corredor florestal*, tem sido utilizado para designar áreas florestais que interligam fragmentos florestais isolados, ou estes com um remanescente maior (Figura 2).

No Brasil, o novo paradigma dos corredores ecológicos passou a

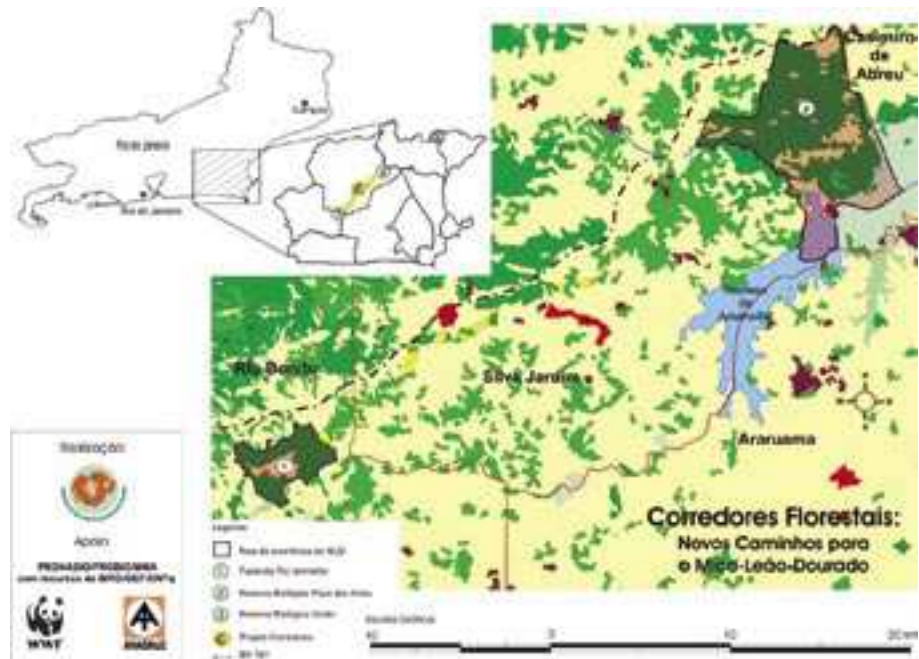


Fig.2 Projeto de Implantação de Corredores Florestais na Região de Ocorrência do Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*)

ser discutido a partir de 1996, associado a um projeto no âmbito do Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil - PPG7, que resultou na proposta para conservação, em larga escala, de cinco corredores na Amazônia e dois na Mata Atlântica^{1,5}. Recentemente, uma série de corredores ecológicos têm sido propostos em diferentes regiões do país e também com países vizinhos. Os critérios para a definição dos corredores têm por base o conhecimento científico, orientador da escolha das áreas e biomas cuja presença de espécies animais e vegetais-chaves são significativas para a biodiversidade global, regional e local. Além desta orientação, são utilizados os seguintes critérios técnicos para a definição dos corredores: existência, tamanho e número de áreas protegidas; elementos favoráveis à conectividade; riqueza de espécies; biodiversidade local; representatividade das comunidades bióticas; diversidade de ecossistemas e habitats e endemismos. Para o estabelecimento de corredores ecológicos são necessários estudos e manejo de grandes áreas, com a participação de diversas instituições governamentais e organizações da sociedade civil de abrangência local, regional, nacional e até internacional.

É preciso ressaltar, entretanto, que mesmo paisagens fragmentadas oferecem oportunidades de movimentação de organismos. Exceto em situações extremas, paisagens naturais modificadas em regiões

continentais ainda permitem o intercâmbio de indivíduos em diferentes graus^{6,7,8}. A dificuldade de movimentação de organismos entre fragmentos é proporcional ao grau de isolamento destes, ao nível de resistência da matriz circundante⁹ e do organismo em questão¹⁰. Por exemplo, as aves podem movimentar-se entre fragmentos mesmo em situações de conectividade reduzida; grandes vertebrados encontram maior resistência e pequenos mamíferos demonstram padrões intermediários¹⁰. Assim, a ausência de zonas de contato físico entre fragmentos não significa que os mesmos são impermeáveis ao intercâmbio. Um conjunto de pequenos fragmentos isolados, porém próximos, pode efetivamente proporcionar vias de acesso, funcionando como trampolins ecológicos. Enquanto os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, os pequenos remanescentes cumprem funções extremamente relevantes ao longo da paisagem, funcionando como elementos de ligação entre grandes áreas, promovendo um aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuando como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas⁹.

Em diversas circunstâncias, a estratégia do corredor ecológico pode não pressupor um incremento no grau de conectividade entre porções de paisagem. Os grandes carnívoros, como a onça-pintada (*Panthera onca*) e a onça-parda (*Felix concolor*), são extremamente adaptáveis quanto aos seus padrões alimentares e de uso de habitat, podendo se deslocar ao longo de ambientes já perturbados pela atividade humana. Estas espécies, provavelmente, têm seu movimento dificultado pela caça predatória. A efetiva proteção dessas espécies ao longo de áreas estratégicas localizadas entre Unidades de Conservação, ou grandes blocos de habitat propícios à sua sobrevivência, demanda a adoção de mecanismos mais eficientes e menos onerosos do que a conexão física desses elementos da paisagem.

Os corredores não devem, necessariamente, ter condições de abrigar populações viáveis no longo prazo, mas devem aumentar as probabilidades de sobrevivência da metapopulação de uma determinada espécie. De acordo com a teoria ecológica contemporânea, a probabilidade de sobrevivência de uma metapopulação é inversamente relacionada ao grau de isolamento das populações que a constitui¹⁰. O estabelecimento de corredores de ligação entre populações isoladas é, então, uma estratégia para minimizar os riscos de extinção da espécie em questão.

A implantação de corredores é altamente relevante sob pontos de vista conceitual, técnico e político, no entanto, sua efetiva implantação exige procedimentos complexos envolvendo a seleção de áreas e identificação de instrumentos econômicos que viabilizem o seu estabelecimento. É imprescindível iniciar este trabalho com um diagnóstico participativo para conhecimento dos atores sociais e de suas relações com o meio ambiente (avaliação, exploração, traços culturais etc.). Um diagnóstico bem realizado e completo, aumenta as chances de sucesso de um manejo adequado à realidade que se trabalha.

Posteriormente, deve se definir áreas prioritárias para o traçado de corredores de acordo com o propósito idealizado, como, por exemplo, desde o favorecimento de uma determinada espécie até de toda uma comunidade ou mesmo de um ecossistema. Na maioria das vezes, estas áreas estão em territórios de domínio privado, o que reforça a necessidade do estabelecimento de parcerias com os proprietários, a exemplo

do que vem sendo realizado no Projeto Poço das Antas pela Associação Mico-Leão-Dourado. Na região de ocorrência desta espécie de primata, onde corredores florestais estão sendo implantados, procura-se facilitar a regularização da propriedade no tangente à recuperação das Áreas de Proteção Permanente (APP) e da Reserva Legal (neste caso 20% da área total da propriedade); o respectivo mapeamento e averbação junto ao Registro Geral de Imóveis, ambos previstos no Código Florestal; a capacitação comunitária sobre técnicas alternativas e complementares na geração de renda como, por exemplo, sistemas agroflorestais, manejo de pastagens, ecoturismo e outras possibilidades que dependem de particularidades de cada propriedade.

2.2. Zona de Amortecimento

Somente os corredores não são suficientes para assegurar que as reservas isoladas cumprirão o seu papel de preservar as espécies nelas contidas. O número de espécies presentes em um fragmento de paisagem natural está diretamente relacionado à área efetiva e diversidade de habitats do fragmento, e inversamente relacionado ao seu estágio sucessional e grau de isolamento⁹. Se o grau de exposição da reserva ao ambiente circundante for muito alto, o seu tamanho efetivo será progressivamente reduzido pela deterioração do habitat a partir de suas margens externas devido ao efeito de borda. Isso pode ocasionar mudanças no microclima afetando a integridade ecológica das florestas e levando, em muitos casos, ao desaparecimento de espécies. Para enfrentar esse problema, tem-se advogado o estabelecimento da *zona tampão* ou *zona de amortecimento* circundando o fragmento e que também pode funcionar como corredor.

Muito antes do surgimento das premissas da conexão entre fragmentos, a necessidade da zona de amortecimento já era tratada quando da definição do plano de manejo de Unidades de Conservação - UC12. Atualmente, gestores de UCs se deparam com grandes dificuldades para implantação de seus planos de manejo, a maior parte delas relacionadas à zona de amortecimento. Desta forma, tem-se dado atenção redobrada a este aspecto na preparação e implementação dos atuais planos de manejo, buscando a concretização de ações efetivas com a população do entorno para minimizar os impactos negativos sobre a UC.

O estabelecimento de zonas de amortecimento pode ser feito com uso de módulos agroflorestais como amenizadores da degradação das bordas dos fragmentos. Esta prática pode reduzir significativamente possíveis efeitos negativos ocasionados por pastagens e práticas agrícolas de campo aberto. Do ponto de vista socioeconômico, a exploração da zona agroflorestal proporciona um espaço diversificado e produtivo para as comunidades rurais vizinhas, além de uma provável redução nos conflitos e antagonismos entre usuários do entorno e a fauna e flora presentes nos fragmentos.

O manejo de zonas de amortecimento também tem sido implementado pelo Projeto Pontal, denominado *Projeto Abraço Verde* (Figura 3), com os objetivos específicos de:

a) implantar uma faixa tampão de, no mínimo, 50 metros de largura, com uso de módulos agrossilviculturais (árvores e arbustos de múltiplos usos consorciados com culturas agrícolas) nas propriedades vizinhas aos fragmentos florestais;

b) implantar uma faixa tampão de, no mínimo, 50 metros de largura, com uso de módulos silvopastoris (árvores e arbustos de múltiplos usos consorciados com pastagens) nas propriedades vizinhas aos fragmentos florestais;

c) controlar e diminuir as perturbações antrópicas e os efeitos de borda no remanescente florestal;

d) produzir bens (frutos, madeira, lenha, mel, ervas medicinais, matéria orgânica, forragem etc.) e serviços (quebra vento, cerva viva, conservação e fertilidade do solo, aumento da produtividade agropecuária, diversificação das atividades produtivas, aceiros, sombra, lazer etc.);

e) gerar, transferir e multiplicar os conhecimentos e resultados para outros fragmentos florestais e suas respectivas comunidades de entorno, pequenos e médios agricultores e disseminar práticas agroflorestais na região.

2.3. Manejo agroecológico



Fig.3 *Abraço Verde* amenizando o impacto nas bordas do fragmento florestal.

A tecnologia atualmente recomendada aos agricultores pelos órgãos oficiais de extensão rural, baseada no emprego de sementes melhoradas, adubos de alta solubilidade e agrotóxicos para o controle de ervas, doenças e insetos, tem demonstrado ser inadequada à realidade ambiental e socioeconômica. A manutenção da produtividade das lavouras, principalmente nos solos de baixa fertilidade natural, exige o uso cada vez maior de adubos acarretando maiores custos de produção e, muitas vezes, no endividamento dos agricultores. Este fato propicia um aumento da pressão sobre os remanescentes florestais onde a extração vegetal representa uma fonte alternativa de renda.

As experiências agroecológicas iniciadas por alguns agricultores vêm de encontro ao avanço de um processo de degradação acentuada dos recursos naturais, em especial do solo e da água e, por que não dizer, da própria agricultura familiar. As técnicas e insumos utilizados no modelo oficial, aos poucos estão sendo substituídos por práticas sustentáveis, que levam em conta os objetivos e circunstâncias socioeconômicas dos agricultores, além do respeito ao ambiente natural.

Um dos primeiros passos deste trabalho é o resgate de variedades crioulas de alimentos importantes na economia dos sistemas de produção familiar como o milho, o feijão e a batata. Sementes de uso tradicional são resgatadas junto às diversas comunidades de determi-

nada região e utilizadas em ensaios de avaliação, num trabalho conjunto envolvendo grupos de agricultores, sindicatos, organizações não governamentais, institutos de pesquisa agropecuária e universidades. Um dos principais objetivos é tornar possível aos agricultores a produção de sementes a partir de materiais adaptados às condições agroclimáticas locais. Nestes ensaios os agricultores podem avaliar as diferentes variedades existentes na região, comparando-as com os materiais comerciais. Como exemplo desta variabilidade, no Estado do Paraná até o ano de 1999, foram resgatadas cerca de 98 variedades de feijão e 112 variedades de milho, além de espécies hortícolas e medicinais¹³.

Um outro modo de garantir a perpetuação destes materiais na forma de sementes ou mudas, é por meio da realização das já consagradas feiras municipais de sementes, permitindo que diferentes comunidades exponham e compartilhem toda a sua biodiversidade.

Concomitantemente ao trabalho de resgate de variedades, também estão sendo testadas práticas para a recuperação e o uso sustentável dos solos. Técnicas de adubação verde e o plantio direto sem uso de herbicidas têm sido utilizadas para conter os processos de erosão, restaurar a fertilidade do solo e eliminar o uso dos adubos solúveis e de agrotóxicos. Neste sentido, um dos principais avanços dos grupos de agricultores foi o desenvolvimento de adubos orgânicos caseiros a partir do teste de diferentes formulações empregadas comercialmente na produção agroecológica.

2.4. Manejo Agroflorestal

Agrofloresta é um tipo de manejo do solo no qual principalmente culturas lenhosas permanentes são consorciadas com culturas anuais e(ou) criação de animais domésticos. Com este consórcio procuram-se combinações especiais que proporcionem interações econômicas e ecológicas entre os componentes agroflorestais.

Mesmo os corredores florestais podem ter outras finalidades além de servir à biota. Eles podem subsidiar práticas que permitam o consorciamento de espécies nativas e de valor econômico como frutíferas, madeireiras e olerícolas. O plantio de culturas anuais nas entrelinhas dos corredores pode favorecer a condição arbórea, pois o manejo dado à cultura anual para o controle de pragas, plantas invasoras e outros possibilita o desenvolvimento do conjunto das espécies empregadas.

Num ambiente florestal em equilíbrio, a alta produtividade é resultado da dinâmica e da ciclagem dos nutrientes dentro do sistema: nutrientes das folhas que caem, dos ramos, dos frutos, de árvores tombadas e até da própria água da chuva que atravessa a copa das árvores. Quando esta dinâmica é quebrada com o objetivo de se cultivar a terra, é necessária a introdução de energia e matéria externas para obter-se produtividade alta e contínua. Isto pode ser resumido no esquema representado na [Figura 4](#).

O uso de associações de lavouras e florestas, denominado sistema agroflorestal, tem por objetivo aliar os benefícios mútuos que as espécies de cada categoria podem oferecer. Desta forma, as práticas agroflorestais podem contar com sistemas mais simples como consórcios de duas ou três espécies, até sistemas mais complexos, como é o caso do manejo regenerativo florestal.

Tecnicamente, os sistemas agroflorestais são mais viáveis em



Fig.4 Caracterização esquemática da dinâmica dos sistemas floresta e agricultura.

regime de produção familiar, nos quais os agricultores residem na propriedade que, geralmente, é de pequeno porte. Mas isso não inviabiliza a implantação desses sistemas em propriedades que funcionam sob regime empresarial, sendo conferido a estes sistemas um caráter secundário.

Um exemplo de manejo agroflorestal tradicional é a condução da silvicultura da erva-mate nas florestas. As práticas desenvolvidas auxiliaram os agricultores a observar que a erva-mate tem melhor desenvolvimento junto com a floresta e que as mudas não morrem com a estiagem, nem são prejudicadas pelo sol. As formigas atacam menos e não é preciso limpar a área, pois o sombreamento natural controla as gramíneas e a adubação ocorre naturalmente, via ciclagem de nutrientes.

Apesar da erva-mate ser o “gancho” central das práticas, observa-se que os agricultores têm valorizado a diversidade vegetal por meio de outras rendas advindas da agrofloresta, como plantas medicinais, pinhão, lenha, madeira e frutas nativas.

Outro exemplo de modelo agroflorestal é a plantação de cacau sob o sistema de cabruca. Essa prática, teoricamente menos danosa às formações florestais do sul da Bahia, em relação à implantação da pecuária e principalmente em relação ao incremento no grau de conectividade interfragmentos, está sendo gradativamente substituída devido às constantes quedas no preço do cacau na última década, além da infestação pela praga conhecida como vassoura-de-bruxa. A viabilização desta atividade seria mais interessante do que a sua substituição pela pecuária.

A utilização destes modelos pode se dar por diversas formas de manejo de exploração econômica, desde que não comprometa, no longo prazo, a cobertura arbórea que efetivamente compõe o corredor como elemento de conexão de florestas.

2. 5. Restauração ambiental

A restauração ambiental é o processo pelo qual são promovidas intervenções, para a recomposição dos processos funcionais de determinado ecossistema degradado de modo a retornar ao processo sucessional natural, conforme as condições edáficas e climáticas de determinado local.

A forma mais simples deste processo é o isolamento de determi-

nada área degradada das intervenções antrópicas, como agropecuária, fogo, extração de madeira e outras. Em locais onde as condições climáticas propiciam o desenvolvimento de florestas, onde existem propágulos para o repovoamento da área (florestas remanescentes) e onde os solos não estão extremamente degradados (como em áreas minerais), a própria natureza incumbe-se de retornar aos processos naturais de recuperação por meio da sucessão vegetal. Este procedimento é extremamente vantajoso em virtude de seu baixo custo de implantação comparado às outras técnicas de restauração.

No processo de restauração florestal induzido, a elaboração do desenho do manejo a ser implantado deve considerar o bioma de domínio, situação de declividade do terreno, tipo de solo, uso pretérito e atual do solo, drenagem e contenção de escoamento superficial. Então um padrão pode ser definido, baseado no propósito ao qual se destina o plantio – recuperação de floresta, plantio adensado e áreas para consorciamento de espécies nativas e produtivas. O espaçamento depende do sistema e espécies que serão usadas e das condições ambientais. Considerado isso, a escolha das espécies a serem empregadas pode ser definida de acordo com o bioma presente. Preferencialmente, devem ser empregadas espécies variadas de árvores nativas, não perdendo de vista que existem diferentes tipos de acordo com o ritmo e exigências de crescimento:

- espécies pioneiras ou iniciais – são as que surgem primeiro em áreas que estão se regenerando (borda de floresta e clareira, por exemplo); crescem rapidamente a pleno sol e a madeira é pouco resistente; estas espécies promovem o sombreamento inicial para o surgimento de outras;

- espécies secundárias iniciais – são as que surgem tão logo haja o sombreamento promovido pelas anteriores. Também crescem rápido e ainda oferecem condições para o estabelecimento de um sub-bosque composto por plantas rasteiras, folhagens, arbustos e mudas de outras espécies de crescimento mais lento;

- espécies tardias – são as que surgem após condições de sombreamento denso de uma área em regeneração; têm crescimento mais lento, geralmente são mais raras e com madeira mais densa, muitas delas são as conhecidas madeiras de lei ou nobres.

Contudo, a escolha das espécies não reflete a realidade na aquisição das mesmas. Muitas vezes o fornecedor de mudas pode ter disponível um número limitado de espécies e indivíduos. Uma alternativa para a obtenção de mudas é a produção em viveiros locais, com coleta ou aquisição de frutos e sementes, beneficiamento, formação e manutenção das mudas, que levam em média quatro meses para estarem aptas ao plantio no campo.

É recomendado o uso massivo de espécies pioneiras e secundárias iniciais no primeiro plantio, pois estas crescem rapidamente com exposição ao sol e têm baixa taxa de mortalidade. Nos anos subsequentes, podem ser empregadas espécies tardias em substituição às mudas mortas em anos anteriores, uma vez que sobreviventes poderão já estar promovendo o sombreamento.

Definido tudo isso, inclusive as áreas que devem ser devidamente isoladas, o passo seguinte será o preparo do solo, adubação, coveamento e plantio. É recomendado o plantio no início da estação chuvosa, visando um bom estabelecimento das mudas.

As áreas plantadas devem ser visitadas sistematicamente para

o monitoramento das condições de campo, disponibilidade de água, ataque de pragas e doenças, competição por plantas invasoras e mortalidade de mudas por dano físico, má formação, não adaptabilidade ao campo, sinistros e pisoteio por animais domésticos. Também deve ser realizado um acompanhamento do desenvolvimento das mudas para a obtenção de uma taxa de crescimento médio para cada espécie e para o conjunto. É recomendada a substituição das mudas mortas durante o processo de estabelecimento do sistema.

Dado o alto grau de fragmentação de ecossistemas como a Mata Atlântica, muitas vezes são encontrados remanescentes cuja interligação foi mantida por ambientes naturais como as matas ciliares ou mesmo faixas de florestas nativas que, dependendo do seu estado de conservação, necessitam de enriquecimento de espécies. Aqueles fragmentos que se encontram completamente isolados, podem ser conectados empregando exclusivamente espécies de árvores nativas.

3. Instrumentos econômicos e políticas públicas

O manejo do entorno não depende somente da identificação dos principais fatores biológicos concorrentes para a formulação de uma estratégia ótima de seleção de fragmentos ao longo da paisagem, nem mesmo da técnica mais adequada para a viabilização do manejo, mas principalmente, dos instrumentos econômicos e das políticas públicas que podem ser implementadas, dadas as limitações ou oportunidades de natureza social, econômica e política. Essas questões estão intimamente associadas ao valor da terra dedicada à agricultura e à pecuária, bem como a certas características tais como proximidade do mercado consumidor e distribuição espacial das vias de acesso, que contribuem para determinar o valor potencial da terra para as atividades econômicas de determinada região.

Esses instrumentos incluem, dentre outros, a aquisição direta de terras de alto valor biológico, aproveitando o custo de oportunidade associado ao valor da terra na região; a compra de *conservation easements* (instrumento similar aos incentivos associados às RPPNs, em utilização em vários países, em particular na Costa Rica); o incentivo aos municípios visando ao estabelecimento de Unidades de Conservação por meio do ICMS Ecológico (em operação em quatro estados da federação); impostos sobre produtos gerados por meio de práticas ambientalmente danosas; a venda de serviços ambientais associados ao seqüestro de carbono, além dos mecanismos de comando e controle usuais, como multas e outras penalidades associadas ao não cumprimento de dispositivos legais.

É ainda relevante explorar os incentivos propiciados pelo ecoturismo em determinadas regiões e a certificação independente, agregando valor aos produtos e serviços obtidos em conformidade com os princípios do desenvolvimento sustentável e que têm mercado assegurado em diversas regiões do país.

Os resultados teóricos diferenciais desses vários instrumentos e incentivos, juntamente com a análise do valor da terra mencionado anteriormente, podem ser gerados por meio de modelos em um Sistema de Informação Geográfica (SIG). A porção da paisagem de interesse a

ser examinada pode ser dividida, por exemplo, em células de um quilômetro, sendo que para cada célula haverá informações sobre (1) as características da terra, incluindo a sua aptidão agrícola, além da presença de habitat florestal de importância para a fauna e a flora locais; (2) valor da terra e (3) lucratividade potencial. A partir desse sistema, estatísticas básicas do uso da terra poderão ser geradas abrangendo a produtividade, lucros e valor para a biodiversidade.

O desafio da gestão ambiental implica na identificação de instrumentos que possam ser efetivamente adotados pelos proprietários de terra em um contexto que proporcione condições dignas de subsistência para os trabalhadores rurais.

Além dos mecanismos de incentivos econômicos e fiscais, o governo conta com um conjunto de leis e normas que lhe confere as condições necessárias para instrumentalizar o disciplinamento para a conservação e o uso da biodiversidade. A seguir estão relacionados, por sua importância e atualidade, alguns desses mecanismos:

Âmbito Federal - No âmbito federal, essas iniciativas estão expressas na Convenção sobre a Diversidade Biológica; no Programa Nacional da Diversidade Biológica do Brasil (PRONABIO); na Agenda 21; no projeto Corredores Ecológicos da Amazônia e Mata Atlântica do Subprograma de Unidades de Conservação e Manejo dos Recursos Naturais, no âmbito do PPG-7; nas Reservas da Biosfera e em outros compromissos internacionais. Outras contribuições podem ser listadas como a atribuição constitucional da gestão ambiental aos Estados e Municípios; legislação federal sobre uso dos recursos hídricos (1997); Lei de Crimes Ambientais (1998); Decreto 750/93, que limita o corte das florestas em estágio médio e avançado de sucessão no bioma Mata Atlântica.

Âmbito Estadual - Como exemplo há alguns mecanismos instituídos no Estado do Paraná, mas com alguns mecanismos similares em outros estados, tais como a Política Estadual dos Recursos Hídricos já regulamentada e adotada por diversos estados; SISLEG/1999, legislação especial operacionalizando a manutenção e recuperação da Reserva Florestal Legal e Áreas de Preservação Permanente; Licenciamento Ambiental; Lei Florestal Paranaense - um dos primeiros estados a ter lei própria sobre as florestas (Lei 11.054/95) e o ICMS Ecológico.

4. Considerações finais

O manejo de habitats fragmentados visando à sua recuperação e conservação, e conseqüentemente, garantindo a sobrevivência das comunidades de espécies e suas inter-relações, não pode ser negligenciado, sobretudo nos biomas que apresentam um acentuado índice de fragmentação como a Mata Atlântica. Áreas públicas e privadas isoladas, mesmo protegidas sob Unidades de Conservação, não são sustentáveis no longo prazo e não oferecem condições de viabilidade para uma lista considerável de espécies.

A utilização de diferentes técnicas de manejo na gestão das paisagens fragmentadas deve considerar uma infinidade de aspectos, dos quais os mais importantes são: definição da área de abrangência (escala de trabalho); diagnósticos ambientais e socioeconômicos locais com os

respectivos indicadores de monitoramento; definição de áreas mínimas a serem conservadas; espacialização e sistematização de informações utilizando-se mapas e Sistemas de Informações Geográficas; conhecimento das técnicas de manejo locais e a participação do poder público (em suas várias instâncias), das comunidades e proprietários locais na concepção e implantação dessas técnicas.

As experiências existentes indicam que sem instrumentos econômicos e políticas públicas adequadas o manejo de entorno dos remanescentes será pontual, temporário e ineficaz. Todo o esforço de implementação do manejo em determinada área requer a garantia de perpetuidade na conservação da mesma, por meio de uma gestão ambiental que considere não somente as técnicas de manejo, mas também, o ambiente, o ser humano, a sociedade e todas as suas inter-relações.

A manutenção e o incremento de áreas naturais protegidas e dos benefícios ou serviços que elas proporcionam para as gerações presentes e futuras têm sido o grande desafio na área da conservação ambiental.

5. Recomendações

a. Preferencialmente, o manejo de entorno de fragmentos de áreas naturais deve ser uma intervenção planejada no contexto da gestão ambiental de uma determinada região.

b. A unidade de trabalho para o planejamento do manejo deve contemplar a análise da paisagem, privilegiando ações que aumentem o grau de conectividade e permitam a maximização do fluxo de indivíduos das diferentes espécies que compõem as comunidades florísticas e faunística, minimizando o grau de resistência da matriz de entorno.

c. As atividades de manejo devem ser embasadas em diagnósticos ambientais (flora, fauna, meio físico e suas inter-relações), de configuração da paisagem (tamanho, forma, disposição e qualidade de fragmentos, bacias hidrográficas, uso do solo), da avaliação socioeconômica (estrutura fundiária, comunidades humanas locais, organização social, traços culturais, cadeia produtiva, demografia), de recursos naturais (mananciais de água, recursos madeireiros, plantas medicinais, ecoturismo etc.) e Unidades de Conservação.

d. O resultado das atividades de manejo deve ser monitorado por meio da utilização de indicadores biológicos, da paisagem e socioeconômicos.

e. Deve-se incentivar técnicas de manejo que abordem sistemas agroecológicos, agroflorestais e de restauração ambiental.

f. É necessário que as políticas públicas e as técnicas de manejo, como ferramentas que viabilizem a conservação ambiental e a sustentabilidade social, sejam adequadas à realidade local.

g. Técnicas de manejo como a implantação de corredores ecológicos deve contemplar o conjunto de Unidades de Conservação sob diferentes categorias de manejo, abrangendo os remanescentes florestais sob domínio público e privado, distribuídos em áreas representativas de diferentes ecossistemas de cada região, incluindo as áreas prioritárias para a conservação.

h. No planejamento regional a efetiva implantação de corredores

ecológicos deve considerar os instrumentos econômicos que viabilizem o seu estabelecimento.

i. É imprescindível iniciar o levantamento sobre a realidade local abordando a comunidade e a sua relação com o meio ambiente (valoração, exploração, traços culturais etc.), envolvendo os diversos atores sociais.

j. Na implementação das práticas de manejo deve-se buscar parcerias com instituições governamentais, privadas, organizações da sociedade civil e as populações humanas e proprietários de terra da região.

k. Incentivar a elaboração e implementação de planos de manejo em unidades de conservação públicas e privadas, segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC.

Referências bibliográficas

1. AYRES, J. M.; FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., QUEIROZ, H. L., PINTO, L. P. S., MASTERSON, D. & CAVALCANTI, R., 1997, *Abordagens Inovadoras para Conservação da Biodiversidade do Brasil: Os Corredores Ecológicos das Florestas Neotropicais do Brasil* – v. 3.0. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Neotropicais, Projeto Parques e Reservas. Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e da Amazônia Legal (MMA), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama). Brasília, 154 pp.
2. CULLEN JR. L, BODMER, R. & VALLADARES-PADUA, C., 2001, Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx* 35(2):137-144.
3. CULLEN JR. L, BODMER, R. & VALLADARES-PADUA, C., 2000, Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*. 95: 49-56.
4. FARIA, D., 2002, *Comunidade de morcegos em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica do sul da Bahia, Brasil*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, SP.
5. CABS/CI & IESB – Center for Applied Biodiversity Science/Conservation International, Instituto de Estudos Socio-Ambientais do Sul da Bahia, 2000, *Designing Sustainable Landscapes*. The Brazilian Atlantic Forest. Conservation International. Washington DC. 28 p.
6. BIERREGAARD, JR., R. O. & STOUFFER, P. C., 1997, Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In W. F. Laurance e R. O. Bierregaard, Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
7. MALCOLM, J. R., 1991, *The small mammals of Amazonian forest fragments: Patterns and processes*. Dissertação de Doutorado, Universidade da Florida, Gainesville, FL, EUA.
8. MALCOLM, J. R., 1997, Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In W. F. Laurance & R. O. Bierregaard, Jr. (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
9. FORMAN, R. T. T. & GODRON, M., 1986, *Landscape Ecology*. New

York, John Wiley & Sons, 619p.

10. FORMAN, R. T. T., 1995, *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

11. WHITTAKER, R. J., 1998, *Island biogeography. Ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, Oxford, 285p.

12. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVES – IBAMA & FUNDAÇÃO PRÓ-NATUREZA – FUNATURA, 1989, *Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC. Aspectos Conceituais e Legais*. Brasília, 80p.

13. ASSESSORIA E SERVIÇOS A PROJETOS EM AGRICULTURA ALTERNATIVA- AS-PTA, 2000, *Produzir o Alimento Sagrado e Viver em Comunhão – aprofundamento para lideranças*. Diocese de União da Vitória: União da Vitória. 70p.

15 FERRAMENTAS BIOLÓGICAS PARA AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE HABITATS NATURAIS FRAGMENTADOS

Gustavo de Mattos Accacio
Arthur Brant
Ricardo Miranda de Britez
Rui Cerqueira
Evaldo Luiz Gaeta Espíndola
Fabiano Godoy
Elena Charlotte Landau
Ana Tereza Lyra Lopes
Sandra Bos Mikich
Natalie Olifiers
Bruno Vergueiro Silva Pimenta
Odete Rocha
Débora Leite Silvano
Welber Senteio Smith
Leonardo Barros Ventorin

Introdução

A diversidade observada nas comunidades biológicas é resultante de um processo dinâmico de equilíbrio entre a extinção e o surgimento de novas espécies (especiação) na biosfera¹. Nesse contexto, a extinção é necessariamente o fim de qualquer espécie biológica, e deve ser encarada como um fenômeno natural e corriqueiro. O principal problema da fragmentação antrópica de habitats, assim como de outros fenômenos decorrentes do desenvolvimento humano, é que a demanda excessiva por recursos naturais e a magnitude das modificações impostas aos ecossistemas aceleram as taxas de extinção, pois geram perturbações em escala incompatível com a sobrevivência de grande quantidade de espécies, em particular nos ambientes mais complexos. Assim, a conservação se faz necessária para permitir a continuidade do equilíbrio de especiação e extinção numa escala semelhante àquela existente na natureza, independente das grandes perturbações geradas pela atividade humana. Tal necessidade é premente para impedir maiores perdas de diversidade biológica e seus efeitos ainda incertos sobre a própria existência humana.

Estratégias conservacionistas têm utilizado informações biológicas como número de espécies ou grupos de espécies, *taxa* indicadores e distribuições potenciais para caracterizar efeitos da fragmentação de habitats ou ainda, identificar e avaliar possíveis áreas para conservação². Porém, a utilização destes parâmetros deve ser feita de maneira cuidadosa, com claro entendimento de seus significados biológicos e limitações, para garantir a preservação da biodiversidade com segurança e eficiência máximas.

1. Entendendo a diversidade biológica

O termo biodiversidade engloba a variação de todas as formas de vida e em todos os níveis em que ela se manifesta, ou seja, dos genes às comunidades e ecossistemas (ver capítulos Fragmentação: alguns conceitos e Interações entre animais e plantas). Por ser algo multidimensional, a tarefa de medir a biodiversidade torna-se especialmente difícil. Ainda assim, a diversidade biológica é considerada um tema central da ecologia e apresenta grande aplicação nos campos de monitoramento e conservação ambiental, onde é utilizada como um indicador de qualidade ambiental³. É comum a utilização da palavra diversidade como sinônimo de riqueza de espécies. De fato, a riqueza de espécies, definida como o número absoluto de espécies presentes na comunidade de determinado local, é o conceito mais simples e antigo de diversidade⁴. No entanto, a mera informação sobre riqueza de qualquer nível taxonômico é incompleta e falha, por não levar em consideração a identidade das espécies presentes na comunidade, definida como a sua *composição*. Além do número e composição de espécies, outro aspecto importante da diversidade diz respeito à *abundância relativa*, ou o quanto uma espécie é comum em relação às outras. Em qualquer comunidade, existem espé-

cies mais comuns e mais raras e a razão da abundância destas espécies define os conceitos de *eqüitabilidade* e *dominância* (Figura 1).

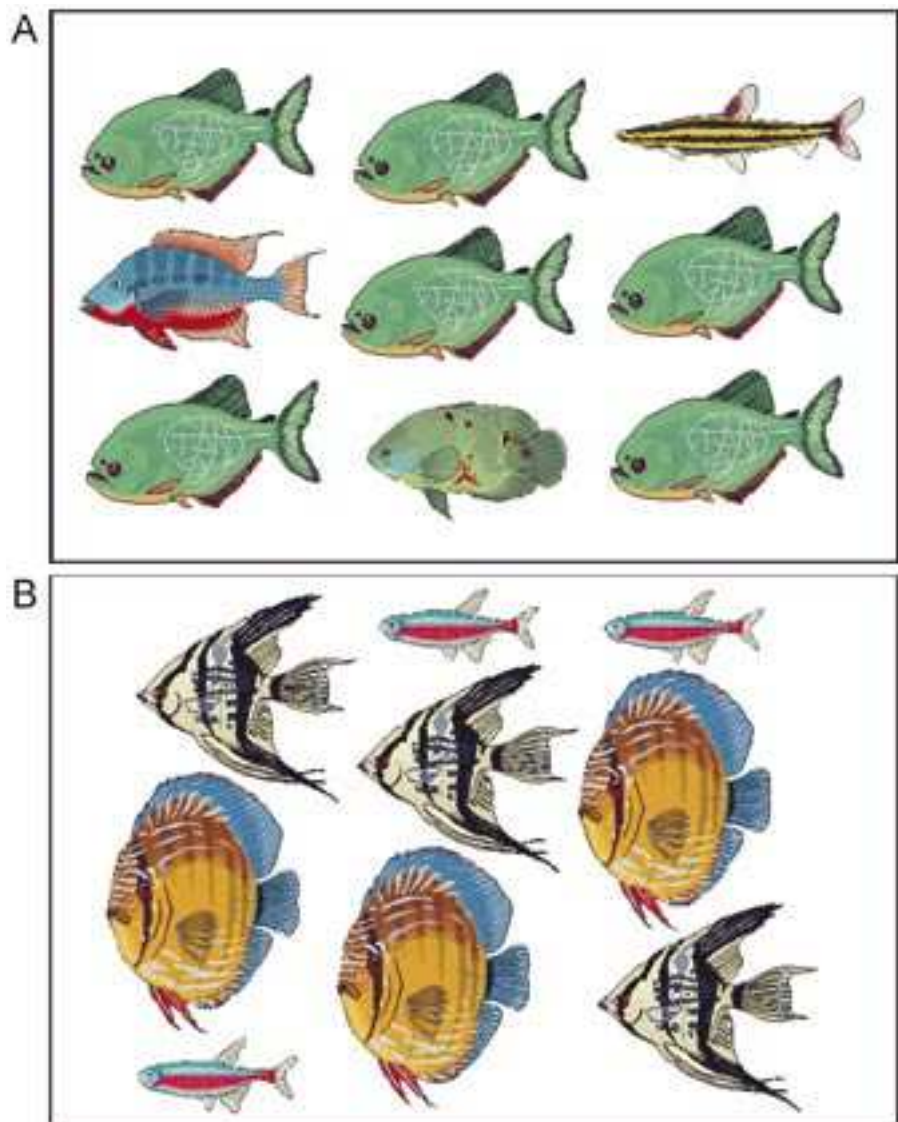


Fig.1 Diferentes componentes da diversidade biológica exemplificados por comunidades hipotéticas. A comunidade ilustrada na figura A tem maior riqueza de espécies, enquanto que a exemplificada na figura B tem maior equitatividade entre as espécies.

2. Diversidade biológica no espaço geográfico

No contexto espacial, a diversidade biológica deve ser tratada em diferentes escalas, com variação entre local e regional. A diversidade local, também chamada *diversidade alfa* (α)⁵, é dada pelo número de espécies encontrado em uma determinada área restrita de relativa homogeneidade ambiental, ou seja, composta pelo mesmo tipo de habitat (ver capítulo 1 - Fragmentação: alguns conceitos). Essa medida de diversidade será certamente influenciada pela definição de habitat, área e esforço de amostragem nas coletas dos organismos ali presentes.

A diversidade regional ou *gama* (γ)⁵, por sua vez, é dada pelo número total de espécies encontrado em todos os tipos de habitats de uma

região biogeográfica, ou seja, é derivada do conjunto de diversidades locais. Novamente esse conceito torna-se maleável de acordo com as definições de região biogeográfica, em geral entendida pelos ecólogos como uma área geográfica sem barreiras que impeçam a dispersão de indivíduos das espécies consideradas.

Quando cada espécie ocorre em todos os habitats e em toda extensão de uma região, a diversidade α torna-se igual à diversidade γ (Figura 2-a, d). Contudo, esta situação dificilmente é encontrada em ambientes naturais, pois as espécies não estão dispostas de forma homogênea¹. Se algumas espécies ocorrem em apenas alguns habitats particulares ou localidades restritas, haverá valores diferentes de diversidade local dentro da mesma região (Figura 2-b). Assim, surge um novo componente da diversidade denominado *diversidade beta* (β), ou *turnover* de espécies. A diversidade β , portanto, fornece a variação na composição de espécies entre uma localidade e outra. Essa diversidade pode ser estimada simplesmente pela razão entre a diversidade γ e a média das diversidades α amostradas numa região ($\beta = \gamma / \alpha$).

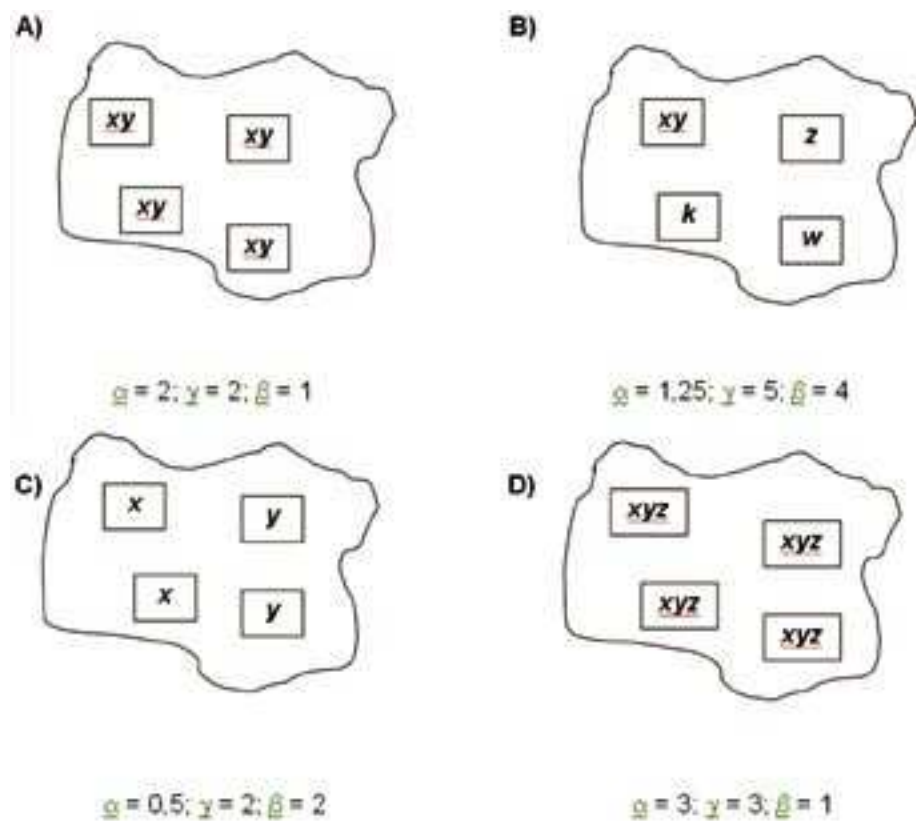


Fig.2

Relação entre as diversidades α (local), γ (regional) e β (*turnover*). Em cada caso, temos uma região representada em cinza, uma localidade representada pelo quadrado verde e cada letra representa uma espécie distinta.

O conceito de diversidade β é muito importante para a formulação e implementação de políticas públicas de conservação ambiental. Mesmo as maiores Unidades de Conservação podem ser pequenas ao se considerar uma escala de regiões biogeográficas (ou diversidade γ). Apenas em raros casos uma única reserva protegerá todas as formas de vida de uma região e, geralmente, as diferentes áreas são complementares no que diz respeito à manutenção da biodiversidade regional.

A questão das diferentes escalas de diversidade para o estabelecimento de programas de conservação pode ser evidenciada pelo seguinte exemplo: o levantamento de moscas da família Drosophilidae feito pelo *Projeto Cerrado* em nove fragmentos naturais de Rondônia, revelou a presença de pelo menos 12 espécies. A diversidade α , ou seja, o número de espécies em cada fragmento, variou entre duas e oito espécies⁶. Resultado semelhante ocorreu em seis fragmentos de cerrado em Minas Gerais, amostrados pelo mesmo projeto, onde foram encontradas ao menos 15 espécies e a diversidade α variou entre 10 e 13 espécies. Fica claro que nenhum dos fragmentos seria capaz de representar toda a fauna desses insetos nas suas respectivas regiões, portanto, para a sua preservação integral é vital a manutenção mínima de alguns dos fragmentos mais ricos em espécies sob áreas de proteção ambiental.

Diversas ferramentas são usadas na avaliação de problemas ambientais decorrentes da fragmentação de habitats e na definição de estratégias de manutenção da diversidade biológica de modo preciso. Entre essas ferramentas destacam-se índices de diversidade, bioindicadores, análise de viabilidade populacional, distribuição potencial de espécies e informações georreferenciadas. Seus usos e limitações são, a seguir, discutidos sinteticamente.

3. Índices de diversidade

Uma maneira sintética de descrever a diversidade biológica, para efeito de comparação entre as biotas de comunidades no espaço e no tempo, é a utilização de índices de diversidade. Cada índice possui particularidades que os tornam mais ou menos apropriados para determinadas comparações e, nenhum deles pode ser considerado universalmente mais adequado para a caracterização de comunidades biológicas. Magurran³ e Legendre & Legendre⁷ apresentam uma revisão dos índices propostos, com suas vantagens e limitações.

Segundo Magurran³, os índices de diversidade podem ser divididos em três categorias:

a. *índices baseados no número de espécies*: são essencialmente uma medida do número de espécies na comunidade, como a própria riqueza de espécies;

b. *índices baseados na abundância proporcional das espécies*: consideram no seu cálculo tanto a abundância quanto a riqueza de espécies;

c. *modelos de abundância de espécie*: descrevem a distribuição da abundância das espécies nas comunidades biológicas.

Dentre as categorias acima, os índices mais utilizados em conservação e monitoramento ambiental, são os de riqueza de espécies e os que medem simultaneamente a riqueza e a abundância das comunidades.

Os índices que consideram somente o número de espécies dizem pouco sobre a organização das comunidades⁸, já que seu cálculo não distingue as espécies raras das comuns, nem as exóticas das nativas. Essa limitação pode levar a resultados onde comunidades diferentes mostram diversidades similares^{4,9}, portanto, o uso deste parâmetro iso-

ladamente pode levar a uma avaliação equivocada da área. Uma riqueza alta pode se referir somente à existência de muitas espécies generalistas ou invasoras, que não necessitam de ambientes bem conservados para manter suas populações. Espécies desse tipo necessitam de um menor esforço de conservação, porque se dispersam com grande facilidade e têm maior tolerância às alterações antrópicas, sendo comuns em áreas impactadas¹⁰. Assim, ao focar única e exclusivamente o maior número de espécies, pode-se despende recursos do que o necessário ou mesmo errar o alvo da conservação, em geral voltado para as espécies e ecossistemas mais raros e sensíveis. Por esse motivo, o emprego de tais índices como única ferramenta de caracterização da biota é pouco recomendado.

Os índices baseados na abundância proporcional das espécies são caracterizados por medir tanto a equitabilidade quanto a riqueza de espécies. A combinação de dois índices de abundância proporcional - diversidade de Shannon e dominância de Simpson - tem larga utilização na descrição de comunidades biológicas. A medida α de Fischer, menos utilizada, tem a propriedade muito conveniente de ser independente do tamanho da amostra. Recentemente foi demonstrado que essa medida seria a aproximação de um número fundamental da diversidade biológica, denominado θ , particular a cada comunidade biológica¹. Assim, o emprego da medida α de Fischer como descritor das comunidades biológicas tende a se disseminar nos próximos anos e pode se transformar num descritor síntese. No entanto, tais proposições são ainda muito novas, sem a devida sedimentação no meio acadêmico.

Os índices de abundância proporcional também apresentam limitações e talvez seu ponto mais fraco seja o fato de combinar as diferentes informações de que tratam^{11,12}. Como mesclam dois parâmetros distintos, a contribuição de cada um deles para o valor final do índice não é definida de modo claro.

Os aspectos acima discutidos podem ser evidenciados pela análise dos índices da comunidade de borboletas frugívoras em diversos ambientes estudados no sul da Bahia pelo Projeto Restaura (Tabela 1). Observa-se que a riqueza média de espécies é maior nos ambientes mais perturbados (coluna 2), fato atribuído principalmente ao surgimento de espécies invasoras não florestais (excluídas na coluna 3). Nesse caso, observa-se que uma análise baseada apenas na riqueza, sem considerar a qualidade das espécies, traria resultados equivocados. Os índices baseados na abundância proporcional (colunas 4 a 6) mostram que os ambientes mais preservados têm comunidades mais equitativas: enquanto cerca de 20 espécies dividem a dominância das florestas preservadas, somente sete espécies dominam os seringais (coluna 6). Também é possível notar que, no caso das borboletas frugívoras de Una, a perturbação antrópica decorrente do corte seletivo de madeira beneficia boa parte da comunidade, mesmo ao se considerar somente a parcela florestal. Embora favoreça um maior número de espécies, o corte seletivo tem efeito deletério sobre as populações de algumas borboletas florestais sensíveis, fato não evidenciado pelos índices que não discriminam entre espécies prejudicadas e beneficiadas. Neste ponto, faz-se necessário o estudo da composição de espécies para obter uma interpretação clara do significado biológico de um índice de diversidade.

Cabe ainda ressaltar que não existe necessariamente uma relação linear e unidirecional entre os valores de um índice de diversidade qualquer e o grau de conservação da área onde as comunidades ocorrem.

Uma comunidade pode ser rica em espécies e apresentar altos valores de índices de diversidade, mas ainda assim estar bastante perturbada. A falta desse entendimento tem gerado interpretações errôneas, capazes de resultar em decisões e escolhas com falso embasamento biológico.

Tabela 1. Índices de diversidade das comunidades de borboletas frugívoras obtidos em diferentes ambientes na região de Una, Ba.

	Riqueza (média)	Riqueza de espécies florestais (média)	Alfa de Fischer	Shannon	Simpson (invertido)
Floresta preservada	10,22	10,22	14,63	3,28	20,51
Floresta c/ corte seletivo	12,87	12,22	18,28	3,53	24,91
Capoeira	12,5	9,89	17,97	3,25	15,07
Cabruca	12,11	10,44	13,06	2,75	9,45
Seringal	13,28	9,39	8,71	2,51	6,92

Os valores da maioria dos índices de diversidade variam conforme o tamanho (à exceção da medida α de Fischer) e o momento da amostragem. Se o objetivo for uma comparação entre comunidades, como no caso das questões de fragmentação de habitat, é essencial que as amostras para cálculo dos índices tenham tamanhos semelhantes e sejam bem definidas no tempo e espaço. Comunidades distintas amostradas em períodos diferentes (p. ex.: diferentes épocas do ano) e por meio de diferentes metodologias ou esforços de amostragem desiguais, não devem, em princípio, ser comparadas por índices de diversidade.

Uma vez decidida a utilização de determinado índice, a interpretação do seu resultado numérico deve ter uma congruência biológica, só obtida quando a contribuição da riqueza, abundância e composição de espécies são analisadas separadamente. Assim, nenhum índice de diversidade deve ser utilizado como ferramenta única para a caracterização de uma comunidade, e nem deve ser empregado sem o conhecimento prévio de suas limitações e pressupostos.

4. Bioindicadores

O conceito de bioindicador se refere a um parâmetro biológico de comportamento conhecido diante da variação de determinada condição externa ou de estresse. Ele deve ser capaz de diagnosticar, de forma rápida e objetiva por intermédio da análise de seu estado, a condição em que se encontra um sistema biológico. Certos parâmetros biológicos respondem ao estresse ou mudanças ambientais dentro de frações de segundo (p. ex.: reações neurais ou moleculares), enquanto outros têm resposta medida em gerações ou anos (p. ex.: populações, comunidades ou ecossistemas)¹³. Assim, diversos organismos podem ser utilizados como bioindicadores em diferentes níveis, tais como molecular, bioquímico, fisiológico, comportamental, imunológico, histológico, populacional e de comunidades.

Ao se examinar problemas relativos à fragmentação de habitats, costuma-se utilizar bioindicadores nos níveis de espécie, populações e comunidades biológicas. Tais interpretações seguem a idéia de que as comunidades biológicas respondem aos impactos que sofrem pelas modificações de suas características estruturais e funcionais e, portanto, possuem componentes capazes de servir como ferramentas para o monitoramento^{15,16}.

A presença e abundância relativa de espécies biológicas, parâmetros indicadores no nível das comunidades, são úteis especialmente para diagnosticar o estado da biota dos fragmentos ou áreas de preservação. Para ser bom bioindicador, além de responder de maneira clara às alterações ambientais, uma espécie ou grupo de espécies deve ser conspicua e facilmente amostrável¹⁴. Além disso, é necessário considerar que todas as espécies apresentam certo grau de plasticidade ecológica ou vagilidade e, portanto, podem ocorrer com maior ou menor abundância em diferentes habitats. Neste contexto, não só o registro das espécies indicadoras, sejam animais ou vegetais, mas principalmente as suas abundâncias relativas na comunidade, contribuem para uma interpretação correta do quadro observado (Figura 3).

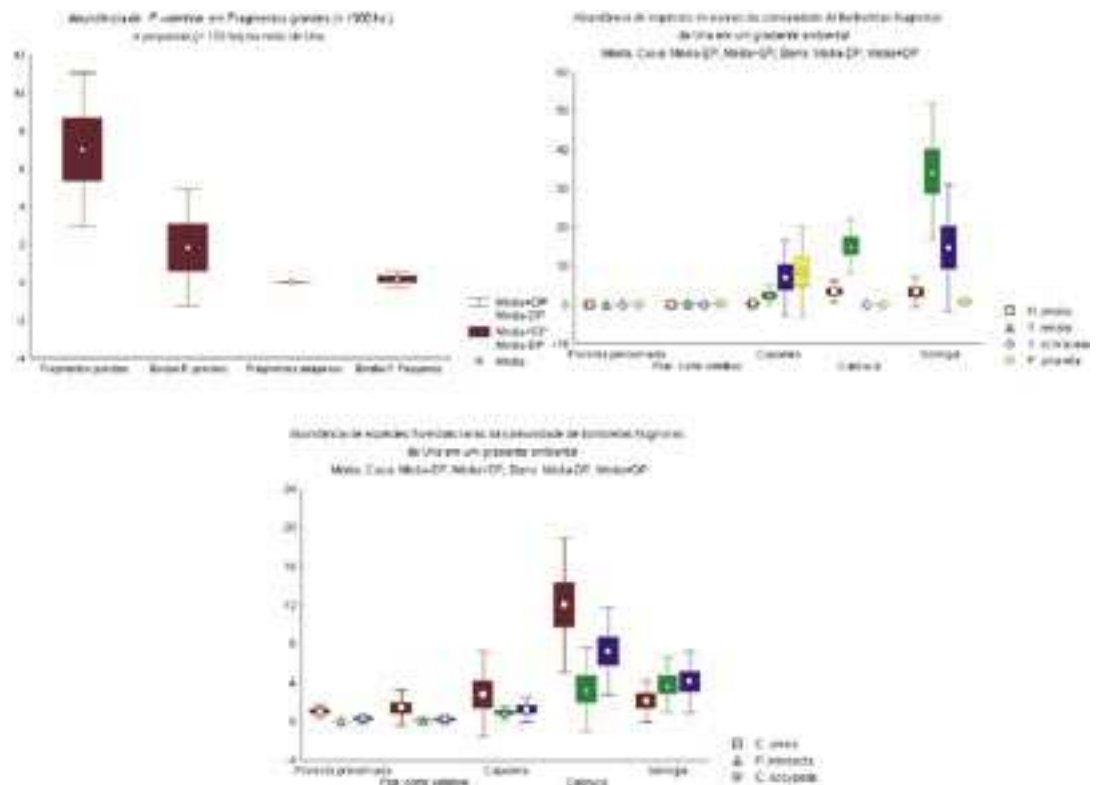


Fig.3

a. Exemplo de espécie indicadora da qualidade ambiental. b. Espécies invasoras indicadoras de perturbação ambiental. c. Espécies raras da comunidade florestal capazes de indicar perturbações. Notar que as abundâncias relativas são importantes para caracterizar o indicador e discriminar o gradiente ambiental em todos os exemplos. Todos os casos representam espécies da comunidade de borboletas frugívoras de Una, BA, estudadas pelo Projeto RestaUna.

Em alguns casos, quando as espécies são bastante exigentes quanto à qualidade do ambiente em que vivem, os cuidados supracitados podem ser relaxados e a simples ocorrência é suficiente para atestar um habitat saudável. Assim, determinadas abelhas sem ferrão, como a mandaçaia (*Melipona quadrifasciata*), estudadas na região de Belo Horizonte (MG), só ocorreram em fragmentos urbanos com vegetação bem conservada, devido às suas exigências quanto aos locais de construção de colônias, em ocos de árvores grossas e altas. Do mesmo modo, certas

borboletas frugívoras das florestas de Una foram restritas aos fragmentos com mais de 1.000ha, provavelmente por questões relacionadas à dinâmica das plantas hospedeiras de suas larvas (Figura 3-a).

Por outro lado, a presença de espécies invasoras ou exóticas, geralmente representa uma situação de perturbação na comunidade, funcionando assim como um indicador da alteração dos habitats (Figura 3-b). Além dessas, algumas espécies nativas são muito raras para serem detectadas em amostragens, mas podem se tornar abundantes sob condições de perturbação, aumentando a probabilidade de serem encontradas. O *aparecimento* de tais espécies na amostragem aponta a ocorrência de algo anormal (Figura 3-c). Ainda, em comunidades alteradas por atividades antrópicas, freqüentemente observa-se uma diminuição no número de espécies e um aumento de dominância das espécies mais comuns, uma vez que essas perturbações freqüentemente resultam na simplificação do ambiente natural. Como consequência, nessas comunidades existe uma maior propensão de se encontrar espécies com potencial indicativo para ambientes alterados do que para ambientes preservados.

Espécies bioindicadoras podem ser encontradas nas comunidades pelágica, bentônica ou litorânea, dos ecossistemas aquáticos continentais. Informações dos parágrafos seguintes, obtidos pela equipe do Projeto Água Doce, ilustram essa situação.

Nos reservatórios do rio Tietê, SP, as espécies de algas do gênero *Microcystis* e *Anabaena* são tipicamente encontradas em ambientes enriquecidos por despejos ricos em nitrogênio e fósforo, predominando nas três primeiras represas da cascata de reservatórios (Barra Bonita, Bariri e Ibitinga). Por outro lado, as desmidiáceas (*Micrasteria*, *Pediastrum*, *Cosmarium* e outras) são indicadoras de águas pobres em nutrientes, como os lagos oligotróficos do Vale do rio Doce, MG (lagos Aníbal e Dom Helvécio).

Algas diatomáceas também são mais adaptadas às águas turbulentas, ricas em nutrientes, onde a taxa de reprodução elevada é mais importante do que a capacidade de movimento. Por outro lado, os flagelados, de maior tamanho e com capacidade de movimento, giram e geram pequenas turbulências que favorecem a absorção de nutrientes em águas oligotróficas e estratificadas. Esses grupos respondem rapidamente às mudanças devido ao curto tempo de divisão celular (poucos dias), com respostas quase simultâneas aos eventos. No entanto, não são úteis como registro histórico ou de eventos passados, podendo ser utilizadas como bioindicadoras somente durante ou imediatamente após a ocorrência dos eventos.

Entre a comunidade zooplanctônica algumas espécies são reconhecidamente indicadoras de condições ambientais. Nos reservatórios do rio Tietê, os microcrustáceos *Thermocyclops minutus* e *Thermocyclops decipiens* (Crustacea, Copepoda Cyclopoida) são indicadores de ambientes oligotróficos e eutrofizados, respectivamente. Outros microcrustáceos, como *Argyrodiaptomus furcatus* e *Notodiaptomus iheringi* (Crustacea, Copepoda, Calanoida) também alternam sua ocorrência, sendo o primeiro característico de ambientes com baixas concentrações de nutrientes e o segundo, em corpos d'água mais eutrofizados. No reservatório do Lobo (Itirapina, SP) a espécie *A. furcatus* foi substituída pela espécie *N. iheringi* quando a represa passou de oligotrófica a mesotrófica, após o impacto de atividades de mineração e ocupação da bacia hidrográfica. Portanto, essas espécies são bons indicadores do

grau de preservação ou de distúrbio dos ecossistemas aquáticos.

A comunidade bentônica compreende organismos que, pela reduzida mobilidade, são mais sensíveis às perturbações locais ou aos fenômenos esporádicos, do que os organismos planctônicos. Assim, são adequados para evidenciar perturbações recentes, das quais frequentemente não restam vestígios evidentes no meio aquático. As larvas de insetos aquáticos dos grupos Trichoptera e Ephemeroptera, por exemplo, são indicadoras de águas limpas, não poluídas, como verificado na represa de Ponte Nova, SP, enquanto que a dominância de Hirudinea (sanguessugas) e Oligochaeta indica poluição orgânica (represa de Bariri, SP). Entre as macrófitas aquáticas, os gêneros *Pistia* (alfaced'água) e *Eichornia* (aguapé) são indicadores de ambientes altamente enriquecidos (seja natural ou artificialmente), como verificado nos reservatórios do rio Tiete, enquanto que *Utricularia* sp e *Nymphaea* sp são preferencialmente encontradas em águas pobres em nutrientes, como as lagoas do Vale do rio Doce, MG.

Outra questão importante diz respeito às generalizações sobre os organismos bioindicadores. Segundo dados obtidos no Projeto Fragmentação Sutil, o rato-do-mato da espécie *Oryzomys russatus* pode ser considerado um indicador de qualidade ambiental, porque teve ocorrência restrita aos trechos preservados de mata contínua da bacia do Rio Macacu, RJ. Já em matas de tabuleiro do sul da Bahia estudadas pelo Projeto Restauna, onde *O. russatus* tem distribuição marginal, este foi apanhado em áreas perturbadas, enquanto outra espécie de rato-do-mato (*Oryzomys laticeps*) foi mais abundante nas florestas preservadas. Esses resultados evidenciam que a mesma espécie não é, necessariamente, um bom indicador ao longo de toda a sua área de ocorrência, e que generalizações devem ser feitas com cautela.

Estratégia **Hotspots** (riqueza, endemismo, ameaça)

Os taxa bioindicadores têm sido uma ferramenta de larga utilização na elaboração de estratégias de conservação por meio da aplicação do conceito de *hotspots*. Entende-se por *hotspots* as regiões ou países excepcionalmente ricos em biodiversidade e endemismos, cujas áreas naturais se encontram bastante fragmentadas, reduzidas e enfrentam pressões antrópicas significativas. A conservação desses centros de endemismo preveniria a extinção de uma quantidade elevada de espécies, além estabelecer uma relação de biodiversidade protegida por área, mais vantajosa. Dada a sua importância, os *hotspots* recebem hoje a maior parte dos recursos para financiamentos de projetos de proteção e pesquisa¹⁷.

O principal critério para determinar o *status* de um *hotspot* é o endemismo, considerado mais apropriado que a diversidade total de espécies ou ecossistemas, porque espécies endêmicas tendem a ser as primeiras a desaparecer em resposta ao impacto antrópico. Além disso, tal critério deixa claro que a sobrevivência de uma dada espécie depende totalmente do *hotspot*/ecossistema em questão. No entanto, um *hotspot* costuma ser uma área geográfica de proporções enormes, às vezes continentais, o que torna difícil o planejamento local ou regional das prioridades em conservação. Isso ocorre devido às contradições encontradas nos padrões de distribuição da diversidade de diferentes grupos animais em diferentes escalas de resolução. Em uma escala global ou continen-

tal, observa-se correspondência entre os padrões de riqueza, endemismo e número de espécies ameaçadas de diferentes grupos biológicos. Porém, estudos realizados em escalas menores têm demonstrado que as regiões geográficas ricas em espécies, em endemismos ou em espécies ameaçadas de grupos bem estudados, como mamíferos, aves e plantas, nem sempre se sobrepõem. Ou seja, *hotspots* para certos grupos não o são necessariamente para todos os grupos^{2,17}.

Esta falta de coincidência entre a distribuição dos *taxa* e o critério tradicional de escolha de áreas prioritárias para conservação, implica que toda informação disponível baseada em espécies deve ser incorporada em avaliações regionais de conservação, pois é desejável que o método para determinação de áreas prioritárias para conservação também englobe a diversidade dos *taxa*. Tal fato enfatiza a necessidade e importância das pesquisas de campo nos esforços de conservação².

Uma tentativa de reduzir as discrepâncias de escala geográfica e sua interferência nas decisões de conservação, foi proposta pela Conservation International (CI) a determinação de áreas prioritárias para proteção em escala regional dentro dos *hotspots*. Diante da carência de informações sobre como e o que preservar, um dos maiores desafios para os responsáveis pelas decisões na área de conservação é o estabelecimento de linhas de financiamento para a biodiversidade. Assim, nos *workshops* regionais, são feitas análises detalhadas para a determinação das áreas de maior diversidade e que estão sujeitas a um maior grau de ameaças dentro de cada bioma, a partir de dados biológicos, sócio-econômicos, cartográficos, imagens de satélite e avaliações de especialistas. O componente biodiversidade é dividido em diferentes grupos taxonômicos, onde é enfatizada a distribuição de espécies endêmicas, raras ou ameaçadas, a análise do conhecimento atual de cada grupo e seu *status* de conservação. A priorização das áreas e seu mapeamento levam ainda em consideração, a integridade dos ecossistemas e as oportunidades de ações de conservação^{18,19}.

Um mecanismo eficiente para maximizar o número de espécies protegidas é a utilização de métodos complementares, onde as espécies contidas em reservas existentes são identificadas e então novos locais são selecionados para a adição do maior número de outras espécies. A maximização desse mecanismo consiste em escolher os *hotspots* de raridade ou endemismo – locais ricos em espécies com distribuição restrita. A inclusão destes locais em uma rede de áreas protegidas, de modo a contemplar todas as espécies, tende a reduzir o número de locais necessários. É possível englobar o maior número de espécies no menor número de locais quando a análise é iniciada a partir das áreas que contêm espécies de distribuição restrita, e que, por consequência, têm em geral, uma riqueza mais baixa, ao invés de iniciar com as localidades mais ricas. Este princípio assegura a representação da maioria das espécies, inclusive aquelas raras, em áreas de conservação de maneira eficiente. Porém, no mundo fático das decisões sobre conservação, a questão mais relevante geralmente é: dada a oportunidade de se proteger apenas um pequeno número de locais, que proporção da diversidade total é capturada nas áreas prioritárias que são identificadas com base nas várias metodologias? Onde o número de locais é limitado, métodos baseados na riqueza possuem um desempenho relativamente satisfatório.

Alguns parâmetros populacionais de natureza genética, morfomé-

trica ou patológica, e os processos interativos entre animais e plantas podem fornecer indicativos para avaliação do processo de fragmentação e estado de conservação dos remanescentes florestais. O estudo da interação entre animais e plantas é útil porque muitas plantas necessitam dos animais para dispersarem suas sementes, enquanto esses animais dependem das plantas que lhes fornecem alimento^{20,21} (ver capítulo Interações entre animais e plantas). Desse modo, a disponibilidade de frutos influencia a abundância de animais frugívoros em habitats particulares, seus deslocamentos para forrageamento e aspectos importantes do seu ciclo de vida²². Os frugívoros, por sua vez, influenciam a composição florística de uma comunidade, mediando o processo de sucessão que ocorre após pequenos ou grandes distúrbios e modificando o padrão de distribuição espacial de plantas²¹. Assim, as alterações antrópicas nos ecossistemas podem ter um impacto profundo sobre animais frugívoros e plantas. Informações provenientes desses indicadores são extremamente úteis por permitir a detecção prematura de problemas capazes de extinguir espécies, ou de alterar comunidades biológicas de modo drástico.

O Projeto Araucária verificou que a retirada do sub-bosque para a criação de gado ou a extração seletiva de madeira, afetaram a disponibilidade de frutos para a fauna silvestre. No Parque Estadual das Araucárias (PR), por exemplo, onde houve grande alteração pretérita da floresta, o sub-bosque é dominado por bambus. É muito provável que algumas espécies de aves frugívoras comuns no bioma e não registradas na área, como o tucano-de-bico-verde (*Ramphastos dicolorus*) e o tangará-dançador (*Chiroxiphia caudata*), tenham desaparecido em função da ausência de plantas zoocóricas. Apesar da família Lauraceae ser uma das mais representativas desta formação florestal, foram raros os registros de consumo de seus frutos. Conforme discutido acima, isto provavelmente está relacionado à perda dos seus principais consumidores e dispersores de sementes.

No mesmo projeto, algumas plantas da família Solanaceae (jaós, tomatinhos, mata-cavalos), características de áreas abertas ou secundárias, foram abundantes na área de estudo, enquanto espécies de figueiras (*Ficus* spp.) e jaborandis (*Piper* spp.) foram pouco frequentes nos remanescentes visitados. Ao mesmo tempo, o morcego-fruteiro (*Sturnira lilium*) especialista no consumo de frutos de solanáceas, foi a espécie de morcego mais capturada, enquanto morcegos dos gêneros *Artibeus* e *Carollia*, principais dispersores de figueira e jaborandi foram apanhados em pequeno número.

Com esses exemplos, mostra-se a possibilidade de fazer inferências sobre a presença, ausência ou abundância de alguns grupos animais com base na presença, ausência ou abundância de determinados grupos vegetais e vice-versa. Embora, em muitos casos, fatores biogeográficos possam explicar distribuições desiguais, em outros, estas diferenças podem ser atribuídas à alteração antrópica do ambiente, devido à redução direta na oferta de alimento.

É preciso mencionar que esses indicadores são bastante dispendiosos com relação a tempo e recursos, pois enquanto o exame dos parâmetros genéticos e populacionais necessita do apoio de uma base laboratorial sofisticada, o estudo das relações entre planta/animal depende de um exame detalhado da dieta dos animais envolvidos e da identificação e acompanhamento fenológico das plantas, com conseqüente par-

tipificação de especialistas nos grupos taxonômicos e longos períodos de trabalho de campo, para reunir um volume significativo de informações. Desse modo, seu emprego é mais recomendado para monitorar espécies-chave, ou espécies foco de programas de conservação e evolução da paisagem fragmentada.

Outra forma de caracterizar sistemas biológicos consiste em identificar biótopos-chave, como aqueles mais produtivos, sensíveis ou que concentram maior biodiversidade²⁵. Por exemplo, ao estudar a distribuição espacial e temporal das atividades de alimentação e descanso das comunidades de peixes de igarapés na Amazônia, verificou-se que meandros e margens dos cursos são os biótopos principais na manutenção da riqueza de peixes²³, sendo sugerido o uso dos biótopos em projetos de conservação e manejo.

5. Variáveis ambientais

As variáveis ambientais podem constituir uma importante ferramenta para o estudo de alguns grupos biológicos, sendo determinantes no estabelecimento de espécies em uma determinada área. Em zonas costeiras, por exemplo, a presença de espécies bentônicas é determinada por variáveis como temperatura, salinidade e o tipo de sedimentos. O Projeto Aves Migratórias verificou diferenças na abundância desses organismos entre diferentes praias estudadas no norte do Brasil (Figura 4). Den-

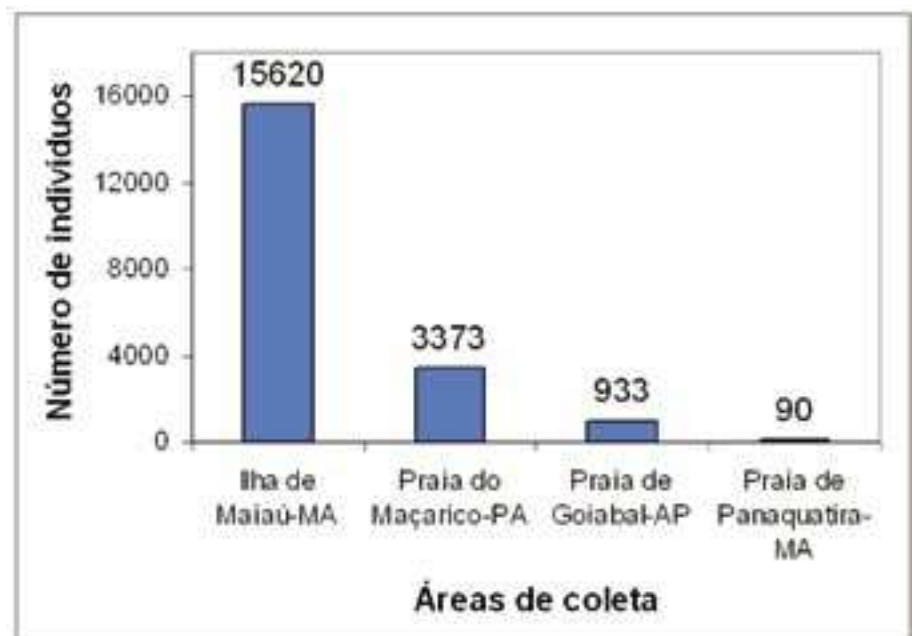


Fig.4

Abundância dos organismos bentônicos de praia arenosa da costa norte do Brasil, no período de novembro de 1998 a dezembro de 2000.

tre as variáveis ambientais encontradas nas áreas estudadas, o tipo de sedimento, a porcentagem de matéria orgânica e a própria topografia da praia pareceram ser fundamentais para determinar o estabelecimento da fauna bentônica. Provavelmente essa combinação de fatores é responsável pela grande diferença na abundância de organismos bentônicos entre ilha de Maiaú, praia abrigada cujo sedimento é caracterizado como areia fina, e a praia de Panaquatira (Figura 4), mais batida, com forte influência das ondas e com mistura de sedimentos finos e grosseiros. Foi verificado também que os poliquetos *Laeonereis acuta* e *Capitella capitata*, mais resistentes, são indicativos de determinadas condições ambientais características das regiões superiores das zonas entre marés e de afluentes de água doce.

No Projeto Restaura (BA), a estrutura espacial da vegetação de florestas, capoeiras, cabucas e seringais foi um fator importante para determinar a presença ou abundância de muitas espécies de aves, mamíferos, répteis, borboletas e outros animais. Embora a vegetação não seja um componente abiótico, a estrutura analisada independia das espécies de plantas envolvidas e levava em conta fatores como arquitetura, estratificação e densidade das massas vegetais do ambiente. Nesse contexto, a simples forma da floresta mostrou propriedades de indicador, capazes de prever a ocorrência de uma parcela considerável da sua fauna.

6. Análise de viabilidade populacional (AVP)

A Análise de Viabilidade Populacional consiste em avaliar quantitativamente as probabilidades de sobrevivência no longo prazo de populações ou espécies. A análise assume que o comportamento de populações naturais pode ser inferido a partir de informações prévias sobre sua dinâmica e seu ambiente.

A AVP tem sido utilizada não só na previsão do comportamento futuro das populações naturais, mas também no delineamento de estratégias de manejo de tais populações e do ambiente onde se encontram.

Diante da crescente ameaça que o processo de fragmentação exerce sobre as paisagens naturais do mundo, as AVPs podem ser empregadas na previsão das perspectivas futuras de sobrevivência de populações em paisagens fragmentadas e na identificação dos principais fatores ou processos que ameaçam a persistência de tais populações (quando são aliadas às análises de sensibilidade*). A partir estas informações, estratégias de manejo e conservação podem ser direcionadas no sentido de minimizar tais fatores e processos, e maximizar a probabilidade de sobrevivência de populações em paisagens fragmentadas.

Na Análise de Viabilidade Populacional do marsupial *M. demerarae* nas Ilhas dos Barbados – um conjunto de fragmentos existente na Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ, realizada pelo Projeto Poço das Antas²⁴, concluiu-se que nos fragmentos pequenos, a metapopulação de *M. demerarae* persistirá por menos de 100 anos e um dos principais

* As análises de sensibilidade são frequentemente realizadas concomitantemente às AVPs e têm o objetivo de identificar quais as variáveis mais importantes para a determinação da probabilidade de extinção da população estudada.

fatores que determinam tal persistência é o tamanho dos fragmentos. O estudo mostra que em áreas de pequeno tamanho, as populações têm maiores chances de desaparecer²⁵. Assim, se um objetivo da estratégia conservacionista é preservar as populações desta espécie na área estudada, então deve-se priorizar a conservação de grandes áreas de mata e a maior conectividade entre os pequenos fragmentos, para que o animal possa utilizar a paisagem como um todo.

Embora a AVP seja uma ferramenta potencialmente poderosa para a determinação de estratégias de manejo e conservação, ela apresenta limitações. A principal delas é que para a obtenção de resultados confiáveis, a realização de uma AVP exige um conhecimento detalhado sobre a autoecologia e a dinâmica da população objeto da análise, bem como certas informações sobre a área e a ocorrência de eventos probabilísticos (p.ex.: frequência de ocorrência de catástrofes, como queimadas). A **Tabela 2** mostra os parâmetros utilizados na AVP realizada com a espécie *M. demerarae* em Poço das Antas²⁴, com as informações freqüentemente utilizadas em tal análise. Quando possível, informações sobre a genética da população também devem ser utilizadas em AVPs.

As análises de sensibilidade são freqüentemente realizadas concomitantemente às AVPs e têm o objetivo de identificar quais as variáveis mais importantes para a determinação da probabilidade de extinção da população estudada.

Tabela 2. Alguns parâmetros ecológicos de *M. demerarae* utilizados para a Análise de Viabilidade de Populações desta espécie realizada na Ilha dos Barbados, Reserva Biológica de Poço das Antas, RJ (modificado de Brito & Fernandez, 2000).

Parâmetros
Sistema de acasalamento
Fêmeas e machos adultos capazes de se reproduzir
Idade de acasalamento
Mortalidade anual de adultos
Longevidade máxima
Razão sexual dos adultos
Área de vida das fêmeas e machos
Probabilidade de ocorrência de catástrofes (incêndios)
Taxa de migração entre os fragmentos

Existem programas de computador desenvolvidos especificamente para as AVPs, sendo os mais conhecidos o VORTEX, RAMAS e ALEX. Informações adicionais podem ser encontradas em Brito & Fernandez²⁵ e Lindenmayer²⁶.

Conclui-se que a AVP pode ser muito útil para tomadores de decisão em casos específicos. Entretanto, ela só pode ser utilizada mediante o conhecimento prévio de um conjunto de informações detalhadas sobre a espécie, as populações estudadas e o ambiente onde se encontram.

7. Distribuições potenciais

Denomina-se área de distribuição geográfica aquela ocupada por uma espécie na superfície da Terra. Quando uma área destas é vista no

mapa pode-se imaginar que a espécie em questão existe nas mesmas quantidades por toda a região demarcada. Mas, como visto no capítulo Fragmentação: alguns conceitos, uma espécie ou comunidade irá ocupar apenas as áreas onde o ambiente lhe é favorável^{27,28}. A temperatura ou o tipo de solo são exemplos de fatores ambientais que determinam a distribuição das espécies. A ocupação de uma área geográfica varia de uma espécie para outra e as suas áreas de distribuição são, na verdade, as áreas onde a espécie tem ocorrência possível. Daí a denominação de área de distribuição potencial.

Pode-se fazer uma hipótese de distribuição potencial a partir dos pontos empíricos de distribuição. Pontos empíricos são localidades determinadas por coordenadas geográficas onde uma dada espécie foi constatada. Esta constatação será segura se uma amostra da espécie tiver sido coletada e posteriormente depositada numa coleção científica. Para cada ponto empírico, devem ser levantados os dados das características físicas do ambiente que, supostamente, são importantes para as espécies em estudo. Estes dados servem para análises capazes de indicar quais dos fatores estudados são determinantes para estas espécies. A superposição em um mapa dos fatores estudados relativos a uma espécie resulta numa área hipotética de distribuição potencial desta espécie^{27,29}.

A determinação da distribuição potencial é de grande importância na conservação da diversidade biológica. A diminuição da área de distribuição, por exemplo, aumenta o grau de raridade de uma espécie e pode ser um dado importante para se avaliar o estado de conservação da mesma. A mudança na distribuição indica a ocorrência de possíveis alterações ambientais até então despercebidas ou desconsideradas, sendo um instrumento valioso no monitoramento ambiental³⁰.

O uso abrangente do conhecimento de distribuição potencial depende do conhecimento das distribuições de todas as espécies de um grupo taxonômico. Ao se sobrepor estas distribuições, pode-se saber quais espécies potencialmente ocorrem em uma dada região. Assim se é capaz de avaliar, por exemplo, a possível perda de diversidade ocorrida nesta região devido à fragmentação. A compreensão dos fatores envolvidos nos processos naturais pode também ser atingida com este tipo de estudo, como mostra o capítulo Causas Naturais.

8. Informações georreferenciadas

A crescente fragmentação de ecossistemas tem tornado a proteção da diversidade biológica cada vez mais dependente da adoção de estratégias capazes de lidar com a complexidade sócio-ambiental da região alvo. A definição de alternativas que assegurem a conservação da diversidade biológica requer um estudo integrado, com inclusão de diferentes disciplinas, como forma de solucionar ou mitigar problemas de ambientais, sociais e econômicos. As informações resultantes da multidisciplinariedade, na sua maioria, possuem um componente referenciável, seja em relação a um local ou a qualquer outro dado. Quando estas informações são referenciadas em relação à sua posição na Terra, ou seja, latitude e longitude, tem-se o georreferenciamento³¹. A

aplicação de técnicas de geoprocessamento, como Sistema de Informação Geográfica (SIG), Sistema de Posicionamento Global (GPS) e sensoriamento remoto têm se tornado essenciais para a aquisição e integração espacial das informações multidisciplinares. Desse modo, tecnologias ligadas aos sistemas de informações geográficas, GPS e sensoriamento remoto são ferramentas essenciais no planejamento de estratégias de conservação.

Um Sistema de Informação Geográfica tem como característica a capacidade de organizar os dados por meio de suas posições geográficas^{32,33}, com a possibilidade de armazenar, analisar, integrar, relacionar e apresentar as informações na forma de mapas, gráficos e sistemas multimídia. Mesmo informações que aparentemente não tenham uma posição fixa no globo podem fazer parte deste sistema como, por exemplo, quantidade de visitas feitas por uma espécie a uma determinada árvore frutífera ou escolaridade de chefes de família em comunidades rurais.

Os GPSs (*Geographic Positioning System*) são receptores capazes de facilitar o georreferenciamento e posterior mapeamento de informações coletadas em campo, fornecendo ao pesquisador dados sobre a sua posição geográfica (latitude e longitude) e altitude aproximada, além de permitir-lhe planejar a melhor rota a ser seguida para efetuar as amostragens e a posterior estimativa do comprimento de rotas percorridas pelo próprio pesquisador ou animais que vêm sendo monitorados.

Sensoriamento remoto é o conjunto de técnicas para obtenção de informações sobre um objeto, área ou fenômeno da superfície terrestre, sem contato direto com os mesmos. Por intermédio da detecção, registro e análise do fluxo de energia refletida ou emitida pelos mesmos, as técnicas de sensoriamento remoto permitem a diferenciação das características dos alvos naturais, possibilitando a identificação de propriedades termais do solo, morfologia do terreno, padrões de cobertura vegetal e uso do solo bem como a avaliação da qualidade da água e correntes marinhas^{34,35}. As técnicas de sensoriamento ainda permitem análises cronológicas, por meio das quais é possível monitorar ou prever eventos de fragmentação. A sobreposição de imagens de vários anos, e a utilização de técnicas de ecologia da paisagem³⁶ são indicadores de escala regional tão importantes quanto os *taxa* o são em escala local.

Fotografias aéreas, imagens de satélite e imagens de radar são produtos obtidos por intermédio de sensores remotos. Cada um apresenta vantagens específicas, comparando as suas escalas originais e os diferentes intervalos do espectro eletromagnético em que são imageados. Fotografias aéreas são obtidas no espectro do visível ou infravermelho próximo, e apresentam maior capacidade de imagear pequenos alvos na superfície terrestre em relação às imagens de satélite e de radar. Imagens de satélite representam o fluxo de energia refletida pelos materiais da superfície e quando comparadas com as fotografias aéreas, possuem as vantagens de obter informações de um intervalo do espectro eletromagnético e imagear grandes áreas. Como fornecem dados de alta qualidade para análises sobre o meio ambiente, as imagens de satélites estão sendo intensamente usadas no mapeamento do uso e cobertura do solo. Uma das vantagens oferecidas pelo sistema radar é que, emitindo a própria energia (microondas), o radar não depende da iluminação solar e pode imagear em quaisquer condições atmosféricas e mesmo durante a noite.

O Projeto Corredor Sul da Bahia exemplifica o geoprocessamento como ferramenta de manejo. O estudo compreendeu uma área de 36.250 km² de Mata Atlântica situada ao Sul e Sudoeste do Estado da Bahia. A base cartográfica digital foi composta dos seguintes mapas temáticos: cobertura vegetal e uso do solo, hidrografia, rede viária, centros urbanos, clima (temperatura, precipitação e tipologias climáticas), hipsometria, solos, geomorfologia, informações sócio-econômicas relativas às propriedades visitadas durante o projeto e registros de ocorrência de espécies vegetais e animais (mamíferos, aves e anfíbios). A partir do cruzamento das diferentes informações cartografadas digitalmente foi gerado um mapa com o preço potencial da terra e outro estimando a probabilidade de ocorrência de espécies endêmicas, com base nos quais foram definidas as áreas prioritárias no estabelecimento do corredor ecológico e discutidos instrumentos econômicos e políticas públicas que permitissem a efetiva implantação futura do corredor.

O Projeto Camanducaia compreendeu uma área de 1.750km² de Mata Atlântica localizada no sul de Minas Gerais e centro-leste do Estado de São Paulo. A base cartográfica consistiu dos seguintes mapas temáticos: cobertura vegetal e uso do solo, hidrografia, rede viária, centros urbanos, hipsometria, informações sócio-econômicas relativas a 12 propriedades visitadas durante o projeto, registros de ocorrência e diversidade de espécies florestais. O mapa de cobertura vegetal e uso do solo foi elaborado a partir da interpretação de imagem de satélite (Landsat 5 TM). Os mapas seguintes foram digitalizados a partir de cartas topográficas. As informações sócio-econômicas e os registros de ocorrência de espécies amostradas em campo foram georreferenciados gerando mapas pontuais. A partir da sobreposição das informações mapeadas foi possível estimar a influência de parâmetros ambientais e características estruturais da paisagem relacionadas com o nível de fragmentação dos remanescentes florestais estudados.

No Projeto Poço das Antas estimou-se a área de ocorrência do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), o habitat favorável à espécie, sua distribuição e ocorrência e os fatores de ameaças à conservação da mesma, com auxílio de um sistema de informações geográficas. O banco de dados foi constituído de imagens de satélite, dados planialtimétricos na forma digital retirados das cartas do IBGE/DSG, fotos aéreas digitais, dados coletados com o GPS e informações não topológicas sobre a ecologia da espécie. Utilizando processamentos digitais na imagem de satélite (Landsat 7 ETM+), gerou-se um mapa de cobertura vegetal da região supracitada, onde foi possível identificar e localizar fragmentos remanescentes de Mata Atlântica. Ao se sobrepor este mapa com informações referentes à ecologia do mico-leão, tais como a área mínima de uso e a distribuição da espécie, identificou-se os fragmentos potenciais para a reintrodução de grupos de micos. Com a incorporação da localização dos grupos e as intervenções antrópicas, como gasodutos, linhas de transmissão, rodovias e ocupações urbanas, foi possível identificar os grupos sujeitos às maiores ameaças, seja pelo isolamento, pela vulnerabilidade à caça ou às queimadas para limpeza de pastagens.

É importante citar que a ferramenta SIG do Projeto Poço das Antas, manipulada por equipe multidisciplinar, gerou produtos cruciais à implementação de políticas públicas e execução de projetos de proteção e conservação ambiental e de desenvolvimento sustentável, como a definição e o mapeamento da Área de Proteção Ambiental da Bacia do

Rio São João/Mico-Leão-Dourado, decretada pelo Governo Federal em julho de 2002; o mapeamento do Parque Municipal do Mico-Leão-Dourado, no município de Cabo Frio; a priorização e mapeamento de dezenas de propriedades particulares para a criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPNs junto ao IBAMA; o georreferenciamento e digitalização dos limites das REBIOS Poço das Antas e União; a digitalização dos mapas dos assentamentos de reforma agrária no entorno da REBIO Poço das Antas; o cadastro sócio-econômico georreferenciado para o assentamento Sebastião Lan I; mapas e folhetos de apoio ao ecoturismo em Silva Jardim e a identificação e priorização de áreas potenciais para a implantação de corredores florestais para o restabelecimento da conectividade dos fragmentos isolados e do fluxo gênico entre as subpopulações de micos neles existentes.

No Projeto Araucária o mapeamento da floresta com araucária como instrumento de avaliação da biodiversidade, combinou dois aspectos em diferentes perspectivas: do sensoriamento remoto e da avaliação da biodiversidade no campo, em seu sentido mais amplo, ou seja, de diversidade de espécies e ecossistemas em associação com a estrutura dos habitat, e funcionamento dos processos ecológicos. Por intermédio de processamentos digitais feitos em imagem de satélite foram identificados os remanescentes florestais existentes na região potencial de ocorrência deste bioma, classificados em categorias para determinação do grau de diversidade, com três estádios sucessionais – inicial, médio e avançado – das florestas, em correspondência às diversidades baixa, média ou alta. Essa classificação decorreu da premissa de que a sucessão ecológica envolve mudanças de nível energético, na ciclagem de nutrientes e na estrutura das comunidades biológicas. O avanço da sucessão acarreta, na maior parte dos casos, num aumento de diversidade, tanto funcional como no que se refere à composição das espécies. Assim, foram obtidas cartas na escala 1:100.000, com a base cartográfica combinada às tipologias florestais definidas.

9. Considerações finais

A partir da descrição das ferramentas expostas acima, é possível extrair conclusões sobre o modo de abordagem dos problemas de fragmentação de habitats e da própria política do Sistema Nacional de Unidades de Conservação.

No monitoramento da fragmentação ecossistêmica e na condução de projetos de conservação, é desejável que uma base cartográfica ou de imagens georreferenciadas em escala compatível com o escopo do projeto, esteja disponível desde o início de modo a diminuir custos e esforços. No decorrer do projeto, essa base de imagens é fundamental para a integração do estudo num contexto político, sócio-econômico e ambiental mais amplo. A espacialização de informações e a interação entre dados de naturezas distintas em um ambiente de SIG podem resultar em novas informações que, além de diminuir o tempo de resposta quando comparado com a análise humana, apresentam soluções tecnológicas mais precisas e acuradas, portanto, mais confiáveis.

As análises de distribuição potencial fornecem informações de extrema utilidade e podem ser usadas em conjunto com a base de imagens nas fases de aquisição de dados ou em fases posteriores para inferir e modelar impactos da fragmentação. No entanto, com o conhecimento atual sobre a diversidade biológica, existem ainda poucas informações biológicas que permitam a execução dessas análises. Uma vez que as distribuições potenciais dependem do estabelecimento do maior número possível de pontos de coletas empíricos, é premente que se estabeleça uma maior integração das coleções de museus e herbários do país e, se possível do exterior, para disponibilizar tais informações. Também é desejável, senão necessário, que todos os projetos ligados à conservação estabeleçam a coleta, identificação precisa e deposição de material testemunho em coleções representativas do país, com a finalidade de atingir um patamar mais alto no conhecimento da biodiversidade brasileira.

Para caracterizar uma comunidade biológica, deve-se utilizar o maior volume possível de informações a seu respeito. Embora os levantamentos baseados exclusivamente no número de espécies possam ser satisfatórios em situações particulares, como no caso de paisagens homogêneas, eles geralmente apresentam um desempenho medíocre. Se for utilizado, deve haver conhecimento prévio da composição de espécies, a ponto de distinguir entre aquelas endêmicas, raras, comuns e invasoras.

Mesmo com interpretação complexa, os índices compostos proporcionam uma melhor caracterização das comunidades porque incorporam informações sobre a abundância relativa. Uma boa solução consiste na utilização de mais de um índice composto, de maneira complementar, como a combinação Shannon-Simpson. É muito aconselhável realizar o maior número de amostragens de um mesmo ambiente/habitat (mínimo recomendável de três), para contornar os problemas de variação espacial (diversidade α). A análise da composição de espécies acrescenta ainda informações sobre a comunidade estudada e é importante na interpretação biológica de um valor de índice de diversidade. O ponto chave nesta discussão reside na obtenção de um balanço entre tempo disponível e qualidade dos estudos, onde a qualidade dos estudos deve ser favorecida ao máximo.

Ao utilizar indicadores, deve haver grande conhecimento de seu comportamento no ambiente estudado. Conforme foi visto, existem limitações até para o uso de uma mesma espécie em contextos diferentes. A validação por experimentos é a forma mais segura de se obter esse conhecimento. Dados sobre a abundância dos *taxa* indicadores costumam ser muito mais informativos do que a sua simples constatação no ambiente.

Indicadores populacionais, interações animal-planta e AVPs são muito mais dispendiosos em termos de tempo e recursos, mas são mais eficazes para o monitoramento ambiental porque permitem detectar tendências de impacto.

10. Recomendações

a. As ferramentas de SIG devem estar presentes em quaisquer projetos de controle da fragmentação ambiental e conservação da diversidade biológica. Elas têm utilidade extrema tanto na fase de planejamento e aquisição do histórico dos problemas quanto na execução e monitoramento subseqüentes.

b. É necessário estabelecer a integração das coleções de museus e herbários do país e, se possível do exterior, para disponibilizar informações necessárias à elaboração de uma estratégia de acesso às distribuições potenciais da diversidade biológica brasileira. Também se faz necessário que todos os projetos ligados à conservação implementem em sua rotina a coleta, identificação precisa e deposição de material testemunho em coleções representativas do país, com a finalidade de aumentar a base de conhecimento prévio para análises de distribuição potencial.

c. Deve haver um, ou alguns, protocolos definidos para a coleta de dados biológicos nos estudos direcionados para o monitoramento da fragmentação ecossistêmica e conservação da biodiversidade. Comunidades biológicas distintas devem ser estudadas com esforços equivalentes, durante períodos similares e por meio da mesma metodologia para serem confrontadas pelas ferramentas disponíveis, a fim de permitir comparações de base ecológica sólida.

d. Medidas de diversidade biológica devem incorporar riqueza e equitabilidade de espécies. Se, em circunstâncias excepcionais, forem utilizadas somente medidas de riqueza, deve haver conhecimento prévio da composição de espécies a ponto de distinguir entre aquelas endêmicas, raras, comuns e invasoras. Na procura de qualquer balanço entre tempo disponível e qualidade dos estudos, a qualidade dos estudos deve ser favorecida ao máximo.

e. Ao utilizar indicadores, deve haver grande conhecimento de seu comportamento no ambiente estudado. A forma mais segura de se obter esse conhecimento é a validação por meio de experimentos. As informações indicativas não devem ser escoradas em premissas simples de presença e ausência. É preciso lembrar que grande parte dos grupos taxonômicos e ecológicos apresenta sensibilidade às mudanças ambientais e, portanto, potencial bioindicador. Desse modo, o verdadeiro trunfo na escolha dos indicadores consiste na facilidade de amostragem (acessibilidade) e na capacidade de generalização das respostas obtidas.

f. Ferramentas como AVP e monitoramento de processos ecológicos e genéticos, dispendiosas em tempo e recursos, podem se mostrar pouco vantajosas na fase inicial de diagnóstico da situação ambiental, mas são de extrema valia no acompanhamento dos processos de fragmentação/restabelecimento de conectividade e conservação da biodiversidade.

Referências bibliográficas

1. HUBBELL, S. B., 2001, *The Unified Neutral theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, USA. 375 p.
2. VAN JAARSVELD, A. S., FREITAG, S., CHOWN, S. L., MULEER, C., KOCH, S., HULL, H., BELLAMY, C., KRÜGER, M., ENDRÖDY-YOUNGA, S., MANSELL, M. W. & SCHOLTZ, C. H., 1998, Biodiversity assessment and conservation strategies. *Science*, 279: 2106-2108.
3. MAGURRAN, A. E., 1988, *Ecological diversity and its measurements*. Croom Helm, London, 179 p.
4. RICKLEFS, R. E., 1990, *Ecology*. 3a ed. Freeman, United States of America, 896 p.
5. WHITTAKER, R. H., 1972, Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
6. BRANT, A. & TIDON, R., 2002, Drosofilídeos e a fragmentação de habitat: tamanho é documento? In: *Congresso de Ecologia do Brasil, 5., Porto Alegre, RS. Resumos*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 349 p.
7. LEGENDRE, O. & LEGENDRE L., 1998, *Numerical Ecology: Developments in Environmental Modelling 20*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands.
8. KIKKAWA, J., 1986, Complexity, diversity and stability. Pp. 41-62 In: J Kikkawa & D.J. Anderson. *Community Ecology: pattern and process*. Blackwell Scientific Publication. 432p.
9. PIANKA E. R., 1966, Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist*, 100(910): 33-44.
10. HADDAD, C. F. B., 1998, Biodiversidade dos anfíbios no estado de São Paulo. In: R. M. C. Castro (ed.). *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. Vertebrados: Síntese do conhecimento do final do século*. p:15-26. São Paulo: FAPESP, 71p.
11. LUDWING, J. A. & REYNOLDS, J. F., 1988, *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley & Sons, United States of America, 337 p.
12. PURVIS, A. & HECTOR, A., 2000, Getting a measure of biodiversity. *Nature* 405: 212-219.
13. SCHECK, C. B., 1990, Physiological, behavioral and performance indicators of stress. In: *American Fisheries Society Symposium*, 8:29-37.
14. BROWN, Jr, K. S., 1991, Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. In: N. M. Collins & J. A. Thomas, eds. *The Conservation of Insects and their Habitats*. Royal Entom. Soc. Symposium XV, p: 349-404. London: Academic Press.
15. FAUSCH, K. D., LYON, J., KARR, J. R. & ARGERMEIER, P. L., 1990, Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8:123-144.
16. BARRELLA, W., 2002, Os peixes como indicadores da qualidade das águas dos rios. In: Maia, N. B.; Martos, H. L. & W. Barrella eds. *Indicadores ambientais: conceitos e aplicações*, Sorocaba, p: 249-262.
17. REID, W. V., 1998, Biodiversity Hotspots. *Tree*, 13 (7): 275-280.
18. CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, SOCIEDADE NORDESTINA DE ECOLOGIA. 1993. *Prioridades para a conservação da Mata Atlântica no Nordeste*. Escala 1/2.500.000.

19. CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, SEMAD/INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG., 2000, *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. Brasília: MMA/SBF. 40 p.
20. VAN DER PIJL, L., 1972, *Principles of dispersal in higher plants* 2 ed., Berlin & New York: Springer-Verlag.
21. HOWE, H. F., 1986, Dispersal by fruit-eating birds and mammals. In: Murray, D.R. (ed.), *Seed dispersal*. p: 123-190. New York: Academic Press.
22. JORDANO, P., 1992, Fruits and frugivory. In: M. Fenner ed. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. p: 105 - 156. Wallingford: C.A.B. International.
23. KIROVSKI, A. L., 2000, Biótopos e conservação. In: *II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Campo Grande* p: 692-699.
24. BRITO, D. & FERNANDEZ, F. A. S., 2000, Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic forest fragments in south-eastern Brazil. *Animal Conservation*. 3:201-209.
25. BRITO, D. & FERNANDEZ, F. A. S., 2000, Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. *Ciência e Cultura*, 52 (3):161-170.
26. LINDENMAYER, D. B., BURGMAN, M. A., AKÇAKAYA, H. R., LACY, R. C. & POSSINGHAM, H. P., 1995, A review of the generic computer programs ALEX, RAMAS/space and VORTEX for modelling the viability of wildlife metapopulations. *Ecological Modelling* 82: 161-174.
27. CERQUEIRA, R., 1985, The distribution of Didelphis in South America. *J. Biogeogr.* 12:135-145.
28. UDWARDY, M., 1969, *Zoogeography. The geographical distribution of animals*. New York: Van Nostrand.
29. CERQUEIRA, R., 1995, Distribuições potenciais In: P. R. Peres; J. L. Valentin & F. A. S. Fernandez Orgs. *Tópicos em tratamento de dados biológicos*. PPGE/UFRJ, Rio de Janeiro.
30. CERQUEIRA, R., 2001, Bases científicas para o monitoramento da biodiversidade In: I. Garay & B. Dias. *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais. Avanços conceituais e revisões metodologias de avaliação e monitoramento*. Petrópolis: Vozes.
31. AMATO, F. & CAMBOIN, S. P., 1999, *Treinamento em ArcView*. Integrado de Estudos em Geoprocessamento, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 53p.
32. CALKINS, H. W. & TOMLINSON, R. F., 1977, *Geographic Information Systems: Methods and Equipment for Land Use Planning*. Ottawa, International Geographical Union, Commission of Geographical Data Sensing and Processing and U.S. Geological Survey.
33. BURROUGH, P. A., 1986, *Principles of Geographical Information System for Land Resources Assessment*. Oxford, Clarendon Press.
34. NOVO, E. M. L. de M., 1989, *Sensoriamento Remoto. Princípios e Aplicações*. Edgard Blücher, São Paulo. 308 p.
35. EASTMAN, J. R., 1997, *Idrisi for Windows. Users Guide v. 2.0*. Worcester/Massachusetts, Graduate School of Geography, Clark University. 192 p.
36. FORMAN, R. T. T., 1995, *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. 632 p.

16

POLÍTICAS PÚBLICAS E A FRAGMENTAÇÃO DE ECOSSISTEMAS*

Keith Alger
André Lima

* Este capítulo teve sua redação final feita por Keith Alger e André Lima, mas é resultante de longas discussões com todos os coordenadores de capítulos e dos subprojetos e participantes das três oficinas de trabalho realizadas para este fim.

Introdução

A discussão sobre as políticas públicas deste capítulo destina-se a verificar os efeitos de alguns programas e ações estratégicas e setoriais do governo sobre a fragmentação dos ecossistemas. Assim, por exemplo, legislação ou normas sobre construção de estradas ou assentamentos agrários, mesmo fora do âmbito da legislação ambiental, são manifestações de políticas públicas com conseqüências para a conservação da natureza. O grau de implementação e gestão de normas, legislação, incentivos fiscais e fiscalização são conseqüências das políticas públicas.

A Constituição Federal de 1988 estabeleceu poderes e deveres ao poder público em suas diferentes esferas para atuar em matéria de controle das dinâmicas socioeconômicas que afetam os ecossistemas brasileiros. Estes poderes dividem-se basicamente em duas categorias: poder normativo/regulamentador e poder executivo. Ambos os poderes, que dão fundamento à implementação de políticas públicas, interagem, seja pela ação fortalecendo (ou se contrapondo) à implementação da legislação, seja pela legislação dando suporte ou oferecendo obstáculos às ações de conservação realizadas ou induzidas pelo Estado em suas diferentes esferas: federal, estadual e municipal. Vale repetir ainda que são abordadas neste capítulo algumas políticas que, embora não tenham caráter originariamente ambiental, causam conseqüências diretas ou indiretas sobre o meio ambiente, tais como políticas de transporte, energia, agrícola e agrária dentre outras.

Como dito acima, a ação normativa ou regulamentadora do Estado dá sustentação jurídica para a implementação de políticas públicas. Em outras palavras, muitas políticas públicas ambientais necessárias à contenção de atividades (públicas ou privadas) que estimulam ou causam a fragmentação de ecossistemas, somente são possíveis a partir da edição de atos legislativos ou normativos (leis, decretos, portarias, instruções normativas, resoluções de colegiados, tais como, CONAMA ou conselhos estaduais e municipais de meio ambiente). Exemplos mais evidentes do poder regulamentador do Estado são o estabelecimento de normas e padrões de qualidade ambiental e o estabelecimento de limites à exploração de recursos naturais.

Ao lado da competência legislativa ou normativa, a Constituição impõe ao poder público, deveres de intervenção direta, ou seja, de ação executiva para a proteção de ecossistemas e manutenção de seu equilíbrio ecológico. Neste sentido, a Constituição designa as seguintes incumbências ao poder público:

“ ...

I - preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas;

II - preservar a diversidade e integridade do patrimônio genético do País...;

III - definir, em todas as unidades da Federação, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos, sendo a alteração e a supressão permitidas somente através de lei, vedada qualquer utilização que comprometa a integridade dos atributos que justifiquem a sua proteção;

...
...

VII - proteger a fauna e a flora, vedadas, na forma da lei, as práticas que coloquem em risco sua função ecológica, provoquem a extinção de espécies ou submetam os animais à crueldade.

§4º A Floresta Amazônica brasileira, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira são patrimônio nacional e sua utilização far-se-á na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.” (artigo 225, §1º da CF/88)

Portanto, o poder público tem mais do que poderes e obrigações para a manutenção dos processos ecológicos essenciais e o manejo de espécies e ecossistemas. O poder público tem como instrumento para tanto, por exemplo, a prerrogativa de criação de Unidades de Conservação; a avaliação e o licenciamento ambiental com suas medidas mitigadoras e compensatórias; o estabelecimento de listas de espécies (da fauna ou da flora) raras ou ameaçadas de extinção; as sanções penais e administrativas contra os degradadores e a possibilidade de implementar programas que estimulem a criação de áreas protegidas privadas pela via de políticas creditícias ou tributárias; entre outras ferramentas.

A seguir, apresenta-se um panorama geral de algumas políticas governamentais setoriais que influenciam positiva e(ou) negativamente na fragmentação dos ecossistemas brasileiros.

Destaque-se que a leitura dos impactos das políticas públicas setoriais deve ser feita considerando-se as escalas de atuação do poder público, tanto espacial (nível regional, estadual, municipal) quanto temporal (políticas mais antigas e consolidadas cujos impactos são observados há muito tempo ou políticas recém implantadas ou em implantação, cujos impactos não podem ser observados ainda que previsíveis). Outro elemento fundamental na análise de impactos de políticas públicas, e que merece ser destacado, é a inexistência de indicadores objetivos de sustentabilidade, sendo que este capítulo limita-se a oferecer alguns elementos para reflexões analíticas, os quais merecerão aprofundamento com a busca de indicadores de sustentabilidade que mensurem consistentemente os efeitos de cada uma das políticas discutidas.

Ainda como introdução, vale ressaltar que instrumentos de avaliação de políticas, como a Avaliação Ambiental Estratégica, que pode ser aplicada tanto para avaliação de programas de desenvolvimento com enfoque territorial, como para avaliação de políticas setoriais, são essenciais e devem ser postos em prática para uma análise mais aprofundada de cada uma das políticas aqui comentadas.

As recomendações estão citadas após cada política pública especificamente analisada e, ao final, estão listadas recomendações gerais que atendem às observações feitas a mais de uma política pública.

1. Política florestal para a Mata Atlântica e Amazônia Legal e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)

A exploração madeireira foi o primeiro ciclo econômico brasileiro e desde os primeiros anos do século XVI já causava impacto significativo na Mata Atlântica^{1,2}. Ainda hoje, a atividade madeireira resiste em algumas regiões da Mata Atlântica, não obstante o estoque de madeira nobre neste bioma haver praticamente se esgotado.

Por sua vez, na Amazônia, a extração de madeira ocorre por força dos desmatamentos permitidos por lei nas proximidades das estradas, atingindo tanto às propriedades privadas, quanto às terras indígenas e as Unidades de Conservação. Embora haja iniciativas do Ministério do Meio Ambiente para simplificar os procedimentos e flexibilizar alguns critérios para estimular o manejo florestal sustentável, o próprio IBAMA reconhece que cerca de 80% da madeira extraída da Amazônia vem de exploração predatória.

A regulamentação da atividade madeireira na Mata Atlântica é bastante rigorosa e estabelece que esta exploração, dentre outras condicionantes, deve ser precedida de elaboração de projetos fundamentados em estudos técnico-científicos que contenham informações sobre estoques e que garantam a capacidade de manutenção da espécie a ser explorada. Neste ponto reside um dos principais, senão o principal problema: não há estudos suficientes e conclusivos sobre a sustentabilidade da exploração para a maioria das espécies da flora de interesse econômico.

O conhecimento total sobre os estoques econômicos de cada espécie arbórea da Mata Atlântica é dificultado pela diversidade das espécies, que ultrapassa as categorias usadas pelo setor comercial. Mesmo com a ausência de base técnica e científica sobre cada espécie arbórea, a ciência econômica tem fundamentado o superdimensionamento dos empreendimentos madeireiros existentes na Mata Atlântica em termos dos recursos necessários para estes empreendimentos sustentarem-se economicamente no longo prazo. A atividade madeireira na Mata Atlântica, se forem consideradas seriamente as restrições de ordem ecológica à manutenção das áreas com vegetação nativa em estágio avançado de regeneração, é comprovadamente insustentável do ponto de vista econômico^{3,4}. A base de conhecimento é consistente sobre a insustentabilidade econômica da escala de manejo florestal existente no bioma da Mata Atlântica, mesmo que a base de conhecimento das espécies seja incompleto.

Da mesma forma, a exploração de mogno na Amazônia vem merecendo preocupação por parte do movimento ambientalista e do setor acadêmico, que têm recomendado ao governo brasileiro que apóie as iniciativas internacionais de inclusão do mogno no Anexo II da CITES – Convenção sobre o Comércio de Espécies da Fauna e da Flora Ameaçadas de Extinção, o que significaria uma garantia maior aos consumidores acerca da origem legal e manejada da madeira.

Além do problema do superdimensionamento da atividade madeireira com respeito à sustentabilidade econômica e ecológica, soma-se a sobreposição de competências entre os órgãos florestais federal e estaduais. A sobreposição de poderes dificulta, quando não inviabiliza, o efetivo controle da sustentabilidade da atividade madeireira. Em alguns estados, por exemplo, há indefinição de competências entre o órgão ambiental federal e o órgão ambiental estadual. Em certos casos, um órgão é responsável pela avaliação do plano de manejo, emissão da licença para o corte e pela autorização para transporte, enquanto outro é responsável pela fiscalização do cumprimento das condicionantes técnicas, podendo, em alguns casos, ainda haver um terceiro órgão responsável pelo licenciamento do empreendimento da base florestal (serrarias). Isto leva a uma visão fragmentada do processo, o que impede o monitoramento e a aferição da sustentabilidade da atividade e ainda, o monitoramento de todo ciclo desde a extração até a venda e

beneficiamento da madeira. Isto tudo associado à carente infra-estrutura de fiscalização e à baixa qualificação e não reciclagem dos agentes oficiais e fiscais, torna praticamente nula qualquer tentativa de controle da atividade predatória.

Uma das maiores barreiras para transparência em sistemas administrativos envolvendo múltiplos níveis de governo e múltiplas agências em cada nível, é a dificuldade dos administradores e dos cidadãos em identificar e transitar pelos vários órgãos responsáveis pelas decisões. Uma pesquisa sobre a eficiência dos meios de fiscalização constatou que, além da falta de recursos, um dos entraves mais importantes é a falta de conhecimento das atribuições e de coordenação entre órgãos com sobreposição de poderes⁵. Todos os subprojetos sobre fragmentação apoiados pelo Probio identificaram como entraves tanto a falta de coordenação entre agências fiscalizadoras ambientais, quanto a falta de coordenação também entre as agências governamentais do meio ambiente e de outros setores, fatores que levam à impunidade no que diz respeito às normas estabelecidas.

Nota-se, portanto, que são necessários sólidos investimentos em pesquisas sobre os impactos da atividade madeireira, sobre as espécies da flora e da fauna atingidas e sobre suas condições genéticas de conservação, assim como uma reengenharia interinstitucional de forma a redefinir atribuições e a estimular a atuação cooperativa e estrategicamente articulada entre os diferentes órgãos que detêm competências sobre a matéria.

Importa ressaltar que em função da situação absolutamente distinta de conservação entre a Mata Atlântica e a Floresta Amazônica, as abordagens e o grau de incentivo que a atividade merece devem ser diferenciados já que, tanto do ponto de vista econômico como ecológico, a viabilidade do manejo florestal com espécies nativas na Mata Atlântica é bastante questionável, enquanto na Amazônia, com exceção de algumas espécies raras, o manejo florestal é desejável, senão necessário, como estratégia de conservação da cobertura florestal.

1.1. Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL, como mecanismo de mitigação da fragmentação dos ecossistemas.

Em 1998 o Brasil emitiu algo em torno de 285 milhões de toneladas de carbono na atmosfera, sendo que 75% deste número foi decorrente de desmatamentos e queimadas, o que representa cerca de 3% das emissões planetárias. O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) é um instrumento criado no âmbito do Protocolo de Kioto, da Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, mediante o qual países desenvolvidos (que constam do Anexo I do Protocolo) podem apoiar projetos que reduzam a emissão de gases de efeito estufa em países em desenvolvimento (que constam do Anexo II do Protocolo). Estes projetos podem ser implementados no setor energético (fomento a energias limpas), de transporte (uso de combustíveis não fósseis) e florestal mediante apoio ao florestamento ou reflorestamento. No entanto, por enquanto, o MDL não se aplica à conservação de florestas, já que a redução dos desmatamentos, ainda que contribua muito, como no caso do Brasil, para a redução das emissões, a princípio não foi admitida pelo Protocolo em sua primeira fase de implementação (2008-2012).

Recomendações

- a. O poder público deve divulgar pela *internet* todos os planos de manejo florestal em fase de análise e já autorizados, inclusive o local geográfico exato e o nome do engenheiro florestal responsável, permitindo a qualquer cidadão ou organização da sociedade acompanhar o poder público na sua atribuição de fiscalizar a atividade.
- b. Criar oportunidades para a verificação e padronização dos critérios usados pelos responsáveis técnicos pelos planos de manejo.
- c. O poder público deve paralisar a extração de madeira (e outros produtos florestais não madeiráveis) em vegetação nativa da Mata Atlântica até que seja comprovada cientificamente a viabilidade ecológica e econômica da atividade no longo prazo. Os planos de manejo devem contemplar manutenção de variabilidade genética *in situ* e aspectos demográficos.
- d. Os recursos advindos de mecanismos de desenvolvimento limpos devem ser aplicados em projetos de conservação e restauração ambiental e uso sustentável dos recursos naturais.
- e. Criar mecanismos compensatórios de mudanças climáticas que levem em consideração o desmatamento evitado, seja ele na manutenção de áreas intactas, seja na prevenção e combate a incêndios (como forma de conservação da biodiversidade e manutenção do carbono fixado).
- f. As RPPNs devem ser analisadas de forma diferenciada para efeitos de concessão de financiamento com recursos do MDL, como uma forma de se garantir a perpetuidade da conservação.
- g. Priorizar projetos (com recursos do MDL, PNF e ICMS Ecológico) que contemplem a recomposição florestal com espécies nativas visando à conexão de remanescentes florestais em municípios com cobertura florestal inferior a 20%.

2. O Código Florestal como instrumento de combate à fragmentação dos ecossistemas

O Código Florestal, Lei Federal nº 4.771/65, e suas alterações posteriores, prevêem as figuras das Áreas de Preservação Permanente e da Reserva Legal, como instrumentos fundamentais no processo de conservação dos ecossistemas brasileiros. A Reserva Legal é definida pelo Código Florestal como *área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas* (Art. 1º, § 2º, III). Esse percentual de área a ser conservado nas propriedades rurais é de 80% na Amazônia Legal, podendo ser reduzido para até 50% nos casos em que o Zoneamento Ecológico Econômico assim indicar; de 35% nas propriedades rurais localizadas no Cerrado Amazônico e de 20% nas demais regiões do Brasil.

As chamadas Áreas de Preservação Permanente têm por função *preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas*. São áreas onde a vegetação existente não pode (salvo raras exceções) ser suprimida. Conforme o Art. 2º do Código Florestal, são consideradas de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural situadas: ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água em faixa marginal cuja largura mínima está definida pela alínea "a" do mesmo artigo; ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais (cuja extensão é definida pela Resolução CONAMA 303, de 20 de março de 2002); ao redor de nascentes e nos olhos d'água num raio mínimo de 50 metros; nos topos de morros, montes, montanhas e serras; nas encostas com declividade superior a 45 graus de declividade; nas restingas e mangues; nas bordas de chapadas e tabuleiros em faixa mínima de 100 metros a partir da linha de ruptura do relevo e em altitude superior a 1.800 metros, qualquer que seja a vegetação. As áreas de preservação permanente são fundamentais para estabelecer a conectividade entre fragmentos de vegetação nativa.

Como exemplo da relevância da Reserva Legal e da Área de Preservação Permanente para a conservação de ecossistemas, considere-se que na Amazônia Legal pouco mais de 29% do território está teoricamente protegido por Unidades de Conservação Estaduais e Federais e Terras Indígenas¹, e que cerca de 15% da cobertura florestal original da Amazônia já foi desmatada². O papel da Reserva Legal na manutenção e no uso sustentável da cobertura florestal e a orientação do uso do solo em aproximadamente 55% do território amazônico restante³ é crucial para a manutenção do equilíbrio ecológico regional (clima, regime hidrológico, diversidade biológica, sociodiversidade, proteção do solo e emissão de carbono na atmosfera). Ao transpor este raciocínio para o Cerrado do Centro-oeste, considerando que menos de 2% de todo este bioma está conservado por Unidades de Conservação, ou para a Mata Atlântica, onde cerca de 70% dos remanescentes florestais encontra-se em propriedades privadas, pode-se compreender a relevância estratégica do Código Florestal para a conservação e recuperação dos ecossistemas brasileiros.

Para o poder público, portanto, a figura da Reserva Legal representa uma ferramenta fundamental, se aplicada em articulação com os sistemas de gestão de Bacias Hidrográficas e de Unidades de Conservação, no sentido de cumprir os dispositivos constitucionais que estabelecem a obrigatoriedade do manejo dos ecossistemas e da proteção e recuperação dos processos ecológicos essenciais. Para os proprietários rurais, por outro lado, trata-se de elemento intrínseco à função socioambiental da propriedade rural, conforme determina a Constituição Federal no Artigo 184.

1 Dados do laboratório cartográfico do Instituto Socioambiental-ISA.

2 Dados publicados pelo INPE em maio de 2001.

3 Deduzido o percentual de áreas sob alguma forma de proteção legal (Terras Indígenas e Unidades de Conservação – 29%) e o percentual de áreas desmatadas (15%), pode-se dizer que algo em torno de 55% do território amazônico - com a cobertura florestal ainda relativamente conservada, está em situação indefinida em termos de usos futuros (ou são terras do Poder Público sem afetação específica, inclusive do INCRA ainda não destinadas à Reforma Agrária), ou são terras em litígio entre pretensos proprietários, grileiros, posseiros, populações tradicionais, indígenas e governos, ou são propriedades rurais. Significa dizer que cerca de 2.750 mil km² de terras com florestas e cerrados na Amazônia estão à espera de um sinal do Estado no sentido de serem incorporadas ao setor agropecuário ou para atividades de conservação e uso sustentável.

Um exemplo interessante da aplicação das regras previstas pela MP 2.166-65 é a adoção do *Sistema de Licenciamento Rural Georeferenciado em Propriedade Rural*, desenvolvido pela FEMA – Fundação Estadual de Meio Ambiente do Estado do Mato Grosso e que o Ministério de Meio Ambiente pretende estender para outros estados na Amazônia Legal. De acordo com essa proposta de licenciamento, o órgão ambiental identifica áreas altamente impactadas nas quais novas autorizações para desmatamento somente são emitidas mediante a apresentação pelo interessado de imagem de satélite com os limites de sua propriedade definidos. O proprietário na oportunidade indica a localização exata de sua Reserva Legal e das Áreas de Preservação Permanente. Caso não haja reserva legal ou as áreas de preservação permanente estejam desmatadas, o proprietário assina um Termo de Ajustamento de Conduta (previsto na Lei 7.347/85 – Ação Civil Pública) perante o órgão ambiental. Ainda assim, o órgão ambiental pode negar a autorização para novo desmatamento no caso de haver áreas desmatadas abandonadas ou subutilizadas na propriedade rural do interessado.

A autorização para desmatamento vem com a imagem de satélite impressa e com a área licenciada delimitada, com sua extensão e localização georeferenciada. A imagem de satélite entra num banco de dados do órgão ambiental que passa, a partir daí, a monitorar os desmatamentos naquela propriedade. É evidente que, como um projeto experimental, este apresenta desafios técnicos e institucionais a serem solucionados e, para aplicação em outras regiões do país, merece adaptações. Trata-se, entretanto, de uma iniciativa louvável que demonstra que com vontade política e um pouco de investimento em novas tecnologias pode-se fazer muito no combate à fragmentação dos ecossistemas.

Recomendações

- a. Utilização da tecnologia implantada pelo SIPAM para fiscalização florestal na Amazônia.
- b. Em áreas estratégicas para o estabelecimento de corredores, os proprietários e comunidades comprometidos em conservar áreas além da Reserva Legal devem receber incentivos especiais.
- c. Desenvolvimento pelo poder público de páginas na *internet* com informações sobre as autorizações de desmatamento com informações que permitam a qualquer cidadão ou organização da sociedade auxiliar o poder público na sua atribuição de fiscalizar a atividade.
- d. Licenciamento de desmatamento: a autorização para desmatamento em propriedades rurais deve ser atrelada ao planejamento de paisagem regional que transcenda aos limites da propriedade, preferencialmente mediante uso de Sistema de Informação Geográfica (SIG) tendo como uma das condicionantes a manutenção da conectividade entre os ecossistemas, áreas protegidas e fragmentos de vegetação nativa.
- e. O poder público não deve permitir a utilização da figura da compensação de reservas legais para autorizar novos desmatamentos em propriedades rurais.

f. Criar incentivos para produtores rurais que agregam valor à conservação a partir do estabelecimento da RL e APP que conservam mananciais.

g. Promover nas legislações municipais (leis orgânicas), a criação de áreas de preservação permanente para a recuperação e conservação de fragmentos em áreas urbanas.

h. Promover o acesso aos produtores rurais à assistência técnica para manejo sustentável dos fragmentos, dentre outras estratégias, por meio da criação de serviços de extensão ambiental.

3. Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC

Incumbe ao Poder Público (federal, estadual e municipal) definir, em todos os estados e municípios, espaços territoriais e seus componentes a serem especialmente protegidos, sendo a alteração e a supressão dessas áreas permitidas somente através de lei, vedada qualquer utilização que comprometa a integridade dos atributos que justificaram a sua proteção.

A Lei Federal 9.985/00, que aprovou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, estabelece critérios e normas para criação, implantação e gestão das Unidades de Conservação (UCs), que devem ser entendidas como qualquer espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo poder público (estadual, federal e municipal), com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção.

Cada categoria de UC prevista no SNUC tem uma finalidade distinta e normas de uso e de conservação bastante diversificadas. O SNUC prevê dois grupos dentro dos quais se inserem as diferentes categorias Unidades de Conservação, de acordo com a possibilidade de uso dos recursos naturais:

a) Unidades de Proteção Integral: cujo objetivo básico é preservar a natureza não sendo nelas permitida a exploração direta dos recursos naturais, ou seja a extração desses recursos; e

b) Unidades de Uso Sustentável, cuja finalidade é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parte dos seus recursos naturais.

São consideradas UCs de proteção integral: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional (Estadual ou Municipal), Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre. Nestas áreas a visitação é restrita, de acordo com os respectivos planos de manejo e mediante autorização do órgão responsável. Nas Reservas Biológicas e Estações Ecológicas somente é admitida visitação para fins educativos.

São consideradas UCs de uso sustentável: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional (Estadual ou Municipal), Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural. A

visitação para fins turísticos é permitida em todas as categorias de Unidades de Conservação de Uso Sustentável.

Para cumprir sua finalidade, toda Unidade de Conservação deve possuir um plano de manejo que contemple o zoneamento interno e as regras de uso, conservação e recuperação das áreas no interior da UC e em seu entorno próximo. O zoneamento da UC determina concretamente o que pode ou não ser feito em cada zona.

Para cada Unidade de Conservação o poder público responsável por sua administração deve criar um Conselho Gestor com a participação direta da população local. Esses conselhos serão responsáveis pela gestão das áreas, pelo monitoramento das atividades em seu interior e entorno e pela definição de regras de uso e de visitação.

3.1. Reforma administrativa e descentralização de serviços – gestão de UCs

A denominada Reforma Gerencial do Estado, em implantação no Brasil desde 1995, com o então Ministério Extraordinário da Reforma Administrativa e hoje sob a responsabilidade do Ministério de Orçamento e Gestão, propõe um modelo de gestão baseado no aumento da eficiência da administração, com vistas a aprimorar a qualidade dos serviços públicos e fundado na redução da burocracia, na regulação, no controle social e no repasse para organizações da sociedade civil, de funções públicas, não essencialmente estatais⁶, dentre as quais se enquadra o gerenciamento de áreas protegidas. As agências reguladoras e executivas, tais como a Agência Nacional de Águas, a Agência Nacional de Telecomunicações e a Agência Nacional de Energia Elétrica, são órgãos criados sob a égide do modelo gerencial de funcionamento da máquina administrativa. As Organizações Sociais - OS, que são figuras híbridas, entre órgão público e sociedade civil, também são organizações que deverão assumir cada vez mais funções em complementação aos órgãos públicos. A aprovação da Lei da OSCIP – Organização da Sociedade Civil de Interesse Público constitui também um marco legal da reforma gerencial do Estado, já que estas instituições estão sendo chamadas a assumir determinadas funções de interesse público mediante termos de parceria celebrados com o poder público.

O que a reforma administrativa propõe como inovador no plano da gestão de bens públicos, e que já se consolidou expressamente pela Lei do SNUC, é a possibilidade de organizações sociais de interesse público (OSCIP) assumirem a gerência de Unidades de Conservação, o que não significa que assumirão todas as funções relacionadas à proteção de tais áreas posto que o poder de polícia (poder de impor sanções às atividades ilegais e predatórias) continua sendo prerrogativa exclusiva dos órgãos ambientais públicos e da polícia militar e federal.

Importa ressaltar que a descentralização somente resulta em aprimoramento da democracia quando atrelada a um controle social efetivo, o que no caso das Unidades de Conservação ocorrerá na medida em que todas elas instalem seus Conselhos Gestores, os quais deverão ser integrados por representantes da sociedade local.

Recomendações

- a. No entorno das UCs, quando compatível, o poder público deve incentivar atividades relacionadas às mesmas, como por exemplo, o ecoturismo e todas as atividades ligadas ao receptivo como a formação de guias de turismo, a capacitação de proprietários e funcionários de pousadas e hotéis, a produção de artesanato, o resgate e a valorização da cultura local, etc.
- b. Projetos governamentais voltados para a recuperação de ecossistemas, de fragmentos e para o restabelecimento da conectividade entre estes, devem priorizar o entorno de UCs.
- c. Criar um programa de salário-ambiental para populações tradicionais (residentes no local por várias gerações) do entorno e interior de Unidades de Conservação para o exercício de atividades compatíveis com a categoria de manejo.
- d. Os recursos das medidas compensatórias de empreendimentos potencialmente causadores de impactos negativos devem ser destinados preferencialmente para as Unidades de Conservação, suas zonas de amortecimento e Corredores Ecológicos.

4. O papel da Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN na reversão dos processos de fragmentação

A RPPN, descendente direta dos Santuários de Fauna e Flora previstos no Código Florestal desde 1965, exerce um papel complementar importante no ordenamento territorial com vistas à reversão do atual quadro de fragmentação dos ecossistemas.

O Estado tem fortes limitações orçamentárias para a criação de Unidades de Conservação, mas é fato que na equação orçamentária o peso relativo da criação de novas UCs e da regularização fundiária das UCs já criadas, é irrisório comparado a outras políticas públicas tais como segurança, educação e saúde ou mesmo dentro do próprio quadro orçamentário ambiental. Diante deste fato, a participação direta da sociedade na composição de mosaicos que integram áreas protegidas já criadas é absolutamente desejável. Mais que desejável, é determinante para superação da síndrome da insularização que vivem as poucas UCs já criadas. Portanto, o papel das RPPNs, ao lado das reservas legais e áreas de preservação permanente, é central na composição de zonas tampão (entorno) de UC e no estabelecimento de Corredores Ecológicos entre estas e fragmentos importantes.

No entanto, para que de fato as RPPNs cumpram seu papel, é fundamental que haja por parte do poder público incentivos concretos, ou seja, algo mais do que o apoio técnico e científico para a criação, manejo e fiscalização das reservas, conforme previsto na lei, e também a isenção de Imposto Territorial Rural (ITR). Estes benefícios *per se* não são suficientes para a implantação de uma rede nacional expressiva de Reservas

Particulares, cuja importância é inegável em face da necessidade de estagnação e reversão da fragmentação de ecossistemas.

Com benefícios concretos e um diagnóstico territorial consistente, o poder público pode ser pró-ativo na identificação de áreas prioritárias para a criação de novas reservas e na consolidação das existentes.

Dado o quadro, praticamente irreversível no curto prazo, de escassos recursos públicos para a regularização fundiária e consolidação de UCs já criadas, o maior desafio reside na identificação pelo Estado (com o apoio da sociedade) de uma equação ponderada de investimentos que resulte na ampliação de áreas protegidas (de uso direto e indireto, particulares e públicas) e na consolidação de áreas já criadas, porém, ainda efetivamente não implantadas e, portanto, desprotegidas. Mais que isso, o desafio está no encontro de uma fórmula equilibrada composta não apenas pela criação de áreas particulares de proteção integral, mas também, e fundamentalmente, na integração destas com outras áreas protegidas tais como Unidades de Conservação de Uso Sustentável (Reservas Extrativistas, Áreas de Proteção Ambiental e Reservas de Desenvolvimento Sustentável). Deve-se incluir aqui a consolidação de outros espaços territoriais importantes no contexto dos esforços de conservação da biodiversidade como, por exemplo, as terras indígenas que compõem cerca de 12% do território brasileiro, representando somente na Amazônia Legal 20% de seu território.

Recomendações

- a. O poder público deve criar, por meio de suas agências de fomento econômico, linhas de crédito exclusivas para proprietários de RPPN.
- b. Os incentivos e apoios para a criação e gestão de RPPN devem priorizar áreas de ocorrência de espécies ameaçadas e áreas não representadas por Unidades de Conservação.
- c. Deve haver prioridade na fiscalização das RPPNs na medida em que os eventuais incentivos econômicos a elas destinados podem desvirtuar a finalidade para qual foi criada.
- d. A criação de RPPNs deve ser um critério diferenciado na concessão de financiamentos com recursos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, como uma forma de garantir a perpetuidade da conservação.

5. Política Nacional de Recursos Hídricos e Gestão Territorial por Bacias Hidrográficas

O estoque de água no planeta Terra é assim distribuído: 97,5% de água salgada e 2,5% de água doce, dos quais 68,7% ocorre sob a forma de neve permanente e geleiras, 30,1% de aquíferos subterrâneos, 0,97% na umidade do solo, nos pântanos e na atmosfera e apenas 0,27% nos lagos

e rios. Só na Floresta Amazônica correm cerca de 12% de toda água doce superficial do planeta. A região sob o domínio da Mata Atlântica abriga as nascentes dos principais rios brasileiros que abastecem cerca de 70% da população do país (mais de 110 milhões de habitantes), no Cerrado brasileiro nascem os principais rios que abastecem a bacia do Amazonas (Xingu, Araguaia, Teles Pires, Tocantins), e o Pantanal Mato-Grossense, que está na Bacia do Prata, além da Bacia do rio São Francisco, que atravessa cinco estados do Sudeste e do Nordeste brasileiro.

Diante desses dados e informações é impossível referir-se à conservação da diversidade biológica e gestão do território, dissociadamente da gestão dos recursos hídricos.

Nesse sentido, a Lei Federal 9.433, de 08 de janeiro de 1997 estabelece uma série de mecanismos legais estabelecendo que a gestão do território deve considerar, com um elevado grau de prioridade, a questão dos recursos hídricos. De acordo com esta lei destacam-se como diretrizes de ação para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, a adequação da gestão da água à diversidade física, biótica, demográfica, econômica, social e cultural das diversas regiões do país e a articulação do planejamento de recursos hídricos com a gestão ambiental e do uso do solo.

A legislação federal expressa alguns princípios básicos de gestão de recursos hídricos relacionados ao ordenamento territorial, quais sejam:

- adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento;
- garantia de usos múltiplos dos recursos hídricos;
- reconhecimento da água como bem finito e vulnerável e reconhecimento do valor econômico da água e
- estímulo à gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos.

Um dos princípios fundamentais relacionados ao gerenciamento dos recursos hídricos é o da garantia de usos múltiplos de forma que, além do abastecimento urbano e rural, irrigação, piscicultura, indústria, navegação, diluição, assimilação e transporte de efluentes, geração de energia elétrica e usos recreativos está a manutenção da vida selvagem. Assim sendo, pode-se dizer que também se situa no âmbito do sistema de recursos hídricos, o estabelecimento do planejamento de curto, médio e longo prazo, do uso da água e da ocupação da bacia hidrográfica tendo como um de seus fatores a necessidade de reverter as tendências de fragmentação dos ecossistemas numa dada bacia hidrográfica.

Por intermédio dos Comitês de Bacia Hidrográfica, que são órgãos colegiados integrados por representantes da sociedade local, do poder público (em suas diferentes instâncias), de universidades, das indústrias, do comércio e da agricultura, os cidadãos têm a oportunidade de participar efetivamente na determinação dos usos e na política de conservação dos recursos hídricos em sua região, tanto no Sistema Nacional de Recursos Hídricos, como nos sistemas estaduais já em implantação. Vários estados já possuem legislação própria de recursos hídricos, dentre eles: São Paulo, Ceará, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Bahia, Sergipe, Rio Grande do Norte, Distrito Federal, Paraíba, Pará, Pernambuco e Rio de Janeiro.

O Plano de Bacia Hidrográfica é o instrumento para diagnóstico das condições do território, da quantidade e qualidade das águas superfi-

ciais e subterrâneas, e que orientará os possíveis tipos de uso para a água disponível, as medidas de conservação e recuperação dos cursos d'água e o uso e a ocupação do território na respectiva bacia hidrográfica. Nesse plano, o Comitê de Bacia toma decisões importantes que podem estimular ou frear os processos de fragmentação dos ecossistemas em uma dada bacia hidrográfica, tais como decisões que influenciam o crescimento urbano e da fronteira agrícola, a evolução das atividades produtivas e as modificações dos padrões de ocupação do solo e de criação de áreas sujeitas à restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.

Outro mecanismo importante previsto por esta lei trata da classificação dos corpos d'água segundo sua qualidade. A classificação a ser atribuída pelo Comitê de Bacia vai determinar indiretamente a capacidade de suporte da bacia hidrográfica, os tipos de atividades que podem ser realizadas e o nível de uso do solo na região. A classificação dos corpos d'água é feita hoje seguindo padrões definidos pela Resolução CONAMA 20/86.

Recomendações

- a. Criar programas de controle de poluição hídrica aplicando o princípio do poluidor-pagador para mitigar os efeitos negativos da poluição.
- b. Parte dos recursos provenientes dos fundos de recursos hídricos deve ser destinada à recuperação e conservação dos fragmentos relevantes, visando à preservação da biota associada ao recurso hídrico, prioritariamente das Áreas de Preservação Permanente que tenham por função a proteção do solo, dos cursos d'água e nascentes.
- c. O poder público deve introduzir a discussão do planejamento territorial para conservação da diversidade biológica como critério para a elaboração dos Planos Nacionais e Estaduais de Gestão Integrada dos Recursos Hídricos.
- d. A operacionalização do planejamento territorial no plano micro-regional em bacias hidrográficas deve considerar medidas para evitar a fragmentação dos ecossistemas e mitigar seus efeitos.
- e. Atualizar a legislação sobre padrões de qualidade de água considerando-se os novos parâmetros, metodologias e tecnologias disponíveis para diagnóstico dos impactos ambientais de atividades poluidoras.
- f. A construção de bancos de dados para o Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos deve interagir com a Política Nacional da Biodiversidade e seus sistemas de dados e informações.

6. Reforma agrária

A desigualdade na distribuição da renda e da riqueza afeta negativamente o desenvolvimento, inclusive no que tange à conservação e à sustentabilidade dos ecossistemas. A distribuição dos ativos (terras e imóveis urbanos) é um dos pressupostos para a busca de soluções ao

problema da concentração de riquezas, posto que todo sistema de apoio à produção implica na garantia da propriedade da terra. No plano da questão rural e da busca da justiça social, da equidade e da sustentabilidade, a reforma agrária deveria ter o sentido da redistribuição fundiária, orientada por pressupostos socioeconômicos e ecológicos.

O problema da reforma agrária, quanto à fragmentação de ecossistemas, reside exatamente na falta de visão dos órgãos responsáveis (INCRA e Institutos Estaduais de Terras) no que se refere à necessária abordagem integrada do que representa o assentamento rural e sua relação ecológica e socioeconômica com o meio.

Por outro lado, a dinâmica de assentamentos executados, principalmente pelo INCRA, é ditada menos por planejamento estratégico do que por conflitos de terra que acontecem em todo país, e que têm como uma de suas raízes os próprios fundamentos constitucionais que garantem a propriedade da terra e que orientam os pressupostos para desapropriação de terras rurais para reforma agrária.

Atualmente, propriedades rurais que não respeitam a legislação ambiental (um dos pressupostos para o cumprimento da função social da propriedade), por serem consideradas produtivas, segundo critérios unicamente econômicos adotados pelo INCRA, não são passíveis de desapropriação para reforma agrária, o que conduz a um processo de escolha de novas áreas para atendimento da demanda social segundo pressupostos dissociados da função social da propriedade, dentre estes a função ambiental da propriedade rural. Portanto, a variável ecossistêmica não é incorporada na identificação de novas áreas para a Reforma Agrária.

Alguns dados curiosos da Superintendência Nacional de Desenvolvimento Agrário⁷ merecem atenção:

- 78% (17.297.748ha) dos projetos de assentamentos realizados no Brasil (22.196.875ha) estão na Amazônia legal;
- 63% (304.967) das famílias beneficiadas pelos projetos de assentamento rural em todo Brasil (481.942) estão assentadas na Amazônia;
- 99% (em área) dos projetos de colonização implantados no Brasil até agosto de 2000 estão na Amazônia (13.340.466ha de um total de 13.478.636ha).

Ao esgotarem-se as possibilidades de obtenção de novas terras pela via da desapropriação-sanção (por descumprimento da função social da propriedade + improdutividade), o que ocorre principalmente nas regiões sul e sudeste do país, resta ao poder público atender à demanda pela via do assentamento em áreas públicas, boa parte delas em situação considerável de conservação (principalmente na Amazônia). Ou ainda o órgão agrário acaba atendendo à pressão dos movimentos sociais por ocupar no varejo parcelas não ocupadas de terras de particulares (áreas conservadas), algumas vezes de forma articulada com os proprietários rurais que, por não poderem utilizar determinadas áreas em função de impedimentos legais ou mesmo por não terem recursos para investimentos, preferem receber as indenizações do INCRA.

Diante desses impasses, a concepção de novos modelos de assentamentos, como os assentamentos agroextrativistas e os intitulados Projetos de Desenvolvimento Sustentável criados pela portaria INCRA nº 477/99 - ainda não colocados em prática - podem servir como um paradigma

estratégico para a ocupação e conservação de áreas tampão (entorno) de Unidades de Conservação de proteção integral e para a formação de corredores entre remanescentes florestais (reservas legais ou outras áreas protegidas).

Vale mencionar um programa recém aprovado pelo Ministério de Desenvolvimento Agrário, o PRONAF Florestal, que estabelece uma linha de crédito específica para os agricultores familiares que poderão transformar-se em fortes aliados na conservação de ecossistemas, e a Resolução CONAMA 289/02 que trata do licenciamento de assentamentos para reforma agrária, e que tem sido vista pelos movimentos sociais ligados à terra como um obstáculo intransponível para implementação de novos assentamentos e pelo movimento ambientalista como um convite à ocupação de áreas de interesse ambiental.

Recomendações

a. Os critérios e o processo de parcelamento do solo em assentamentos de reforma agrária devem ser adequados às premissas de manejo da paisagem.

b. Deve haver uma articulação mais orgânica entre o Ministério de Meio Ambiente e o Ministério de Desenvolvimento e Reforma Agrária, incluindo o IBAMA e as agências estaduais de terras e de meio ambiente no estabelecimento das estratégias de incorporação de novas áreas para a reforma agrária.

c. O componente ambiental (dentre eles, o ecossistêmico) deve ter peso relativo substancial na aferição do cumprimento da função social da propriedade rural para fins de reforma agrária.

d. O caráter de interesse social dado aos programas de reforma agrária não deve ser utilizado como argumento para que os dispositivos da legislação ambiental sejam desconsiderados, principalmente o Código Florestal.

e. O Ministério de Meio Ambiente deve valer-se dos dados dos projetos que abordaram o uso e ocupação do solo sob a perspectiva do planejamento da paisagem para orientar as políticas de parcelamento, assentamento e de re-estruturação fundiária.

f. O desenho do assentamento deve refletir a preocupação da sustentabilidade no longo prazo sob o ponto de vista econômico, ambiental e social.

g. Em paisagens fragmentadas, o planejamento e a implementação de assentamentos deve contemplar o incremento de áreas fonte e a matriz deve ser o mais permeável possível.

h. A legislação sobre proteção de vegetação nativa em áreas rurais deve prever mecanismos de proteção contra a transformação de espaços protegidos (seja Unidades de Conservação, reservas legais ou áreas de preservação permanente) em áreas urbanas ou urbanizáveis.

i. As instituições promotoras da reforma agrária devem planejar a implementação dos assentamentos incorporando as figuras das zonas de amortecimento e Corredores Ecológicos de UC (previstos na resolução CONAMA 13/90 e no SNUC) para novos empreendimentos. Para aqueles empreendimentos já existentes e que não observaram

esta norma, os mesmos devem ser objeto de regularização mediante licenciamento ambiental.

7. Implantação de grandes projetos de infra-estrutura

O Programa Avança Brasil (PPA - Plano Plurianual 2000-2003) previa originalmente investimentos da ordem de R\$24,1 bilhões (públicos e privados) prioritariamente para projetos de infra-estrutura viária (abertura e pavimentação de rodovias, construção de hidrovias, ferrovias e portos) e geração de energia (hidrelétricas, termoelétricas e linhas de transmissão) a serem implantados nos chamados Eixos Nacionais de Integração e Desenvolvimento na Região Norte com o anunciado objetivo de desenvolver o país e integrá-lo ao mundo globalizado.

Segundo seus formuladores, o Avança Brasil pretendia tratar os desequilíbrios regionais e sociais existentes *levando em conta a geografia econômica do país e os fluxos de bens e serviços identificados, integrando espaços econômicos internos que transpõem divisões estaduais ou mesmo regionais, e buscando complementaridade com as economias e os recursos naturais dos países vizinhos.*

O IPAM - Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia e o ISA - Instituto Socioambiental, partindo de análises sobre o ciclo histórico dos desmatamentos na Amazônia que demonstram que entre duas e três décadas após a abertura de rodovias na Amazônia, são desmatados em média cerca de 50km de florestas em cada margem, estimaram que entre 80.000 e 180.000km² de florestas poderiam ser desmatados nos próximos 25 ou 35 anos em função de alguns dos projetos de infra-estrutura rodoviária previstos no Avança Brasil⁸.

Partindo dessa análise, o IPAM e o ISA demonstram que 31 Terras Indígenas e 26 Unidades de Conservação, que representam respectivamente 8,4% e 16,8% do total de TIs e UCs amazônicas, seriam diretamente afetadas pelas principais obras de infra-estrutura do programa. Ressalte-se que as previsões contidas no referido estudo são bastante conservadoras, pois não consideram os impactos da consolidação e implementação de outros projetos viários como ferrovias e hidrovias previstas no Programa Avança Brasil nem, tampouco, os impactos indiretos decorrentes do efeito sinérgico de todas as obras em cada Eixo.

Das áreas identificadas durante o seminário *Avaliação e Identificação de Ações Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade na Amazônia Brasileira**, 68 áreas consideradas de altíssimo interesse para a conservação da biodiversidade estariam diretamente ameaçadas somente com a pavimentação de algumas das rodovias propostas.

Diante desses dados o governo federal, além de exigir os Estudos de Impacto Ambiental conforme determina a legislação, atendendo ao alerta dado por inúmeras organizações da sociedade brasileira e movi-

* Coordenado pelo Instituto Socioambiental em articulação com o IMAZON – Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia, o ISPN - Instituto Sociedade, População e Natureza, o IPAM – Instituto de Pesquisas Ambientais da Amazônia e Conservation International, em que participaram 226 cientistas e representantes de ONGs e governos federal, estaduais e municipais, com o apoio do Programa Nacional de Biodiversidade - PRONABIO, do Ministério de Meio Ambiente. Macapá-AP, em setembro de 1999

mentos sociais preocupados com os impactos ambientais cumulativos dos projetos previstos, contratou a elaboração de uma Avaliação Ambiental Estratégica para os Eixos de Desenvolvimento propostos no Programa.

7.1. O licenciamento ambiental de grandes obras de infra-estrutura

Um importante instrumento de gestão ambiental pode indicar caminhos para a solução de conflitos entre as políticas de implantação de grandes projetos de infra-estrutura e de conservação de ecossistemas. Trata-se da Avaliação Ambiental Estratégica, uma espécie da Avaliação Ambiental prevista na Lei 6.938/81. Entretanto, embora passível de ser implementada segundo a referida lei, a figura da Avaliação Ambiental Estratégica ainda carece de regulamentação específica já que apenas o Estudo de Impacto Ambiental – Relatório de Impacto sobre o Meio Ambiente (EIA/RIMA) encontra-se regulamentado pelo CONAMA por meio das resoluções CONAMA 001/86 e 237/97. Hoje, o licenciamento de obras ou projetos potencialmente causadores de significativo impacto ambiental devem ser precedidos de EIA/RIMA – Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto sobre o Meio Ambiente.

É tão somente pela via do EIA/RIMA que as populações humanas são chamadas a participar de audiências públicas, quando não raro a uma única audiência, para obterem informações e eventualmente opinarem acerca de projetos ou obras potencialmente causadoras de significativo impacto ambiental em seus territórios. Na maioria das vezes, os projetos ou obras sob discussão nas audiências públicas integram programas governamentais para os quais já há orçamento aprovado, obras licitadas e não raramente, já contratadas.

Em relação ao Programa Avançar Brasil, por exemplo, vinham sendo produzidas avaliações ambientais tópicas, pontuais e isoladas sobre cada uma das obras que integram um mesmo Eixo de Desenvolvimento proposto pelo programa, quando não uma mesma grande obra como, por exemplo, a Hidrovia Araguaia-Tocantins, que é objeto de inúmeros EIA/RIMAs, cada qual especialmente encomendado para um projeto supostamente autônomo, mas que na realidade representam a fragmentação da mesma grande obra de infra-estrutura. O mais grave é que, não raramente, tais projetos são avaliados por órgãos distintos vinculados a diferentes esferas de governo (municipal, estadual e federal) e que não se comunicam organicamente.

O Estado e seus parceiros privados muitas vezes cumprem o que estabelece o artigo 225, IV da Constituição Federal e elaboram estudos (nem sempre prévios) de impacto ambiental, submetendo-os ao escrutínio dos próprios órgãos do governo - interessado direto na viabilização da obra - para análise e aprovação. Entretanto, os estudos de impactos ambientais exigidos pela legislação e elaborados para cada obra isoladamente, não têm o condão de auferir as propriedades cumulativas e sinérgicas dos impactos socioambientais causados pelo conjunto das obras integrantes de um plano de desenvolvimento regional, como por exemplo, dos impactos totais de cada um dos Eixos Nacionais de Integração e Desenvolvimento previstos no Avançar Brasil, muito menos dos impactos de todos eles.

Ambientais da Amazônia e Conservation International, em que participaram 226 cientistas e representantes de ONGs e governos federal,

estaduais e municipais, com o apoio do Programa Nacional de Biodiversidade - PRONABIO, do Ministério de Meio Ambiente, Macapá-AP, em setembro de 1999. Sem dúvida, os Estudos de Impacto Ambiental são fundamentais na medida em que permitem a participação popular durante o processo de análise e identificação de medidas mitigadoras e compensatórias aos impactos previstos. No entanto, a incorporação da Avaliação Ambiental Estratégica para o desenho de planos e programas de desenvolvimento que demandam a implementação de grandes obras de infra-estrutura é um passo necessário na busca de uma integração entre as políticas de desenvolvimento e as políticas ambientais, notoriamente as de conservação dos ecossistemas naturais.

Recomendações

a. Incluir como componente necessário do EIA/RIMA um plano estratégico de monitoramento dos efeitos da fragmentação dos ecossistemas e de conservação e recuperação dos fragmentos nas áreas de influência dos projetos.

b. Destinar os recursos de compensação de obras potencialmente causadoras de impacto para mitigar ou compensar os efeitos da fragmentação de ecossistemas e reconstrução e manutenção de conectividade na região impactada, preferencialmente nas Unidades de Conservação, seus Corredores Ecológicos e zonas de amortecimento.

c. Evitar a abertura e pavimentação de rodovias em regiões a serem preservadas e planejar a criação e implementação de Unidades de Conservação e Corredores Ecológicos antes da abertura e asfaltamento das novas vias de acesso. Na medida do possível, manter grandes blocos de vegetação natural sem abertura de novos acessos, especialmente nas áreas definidas como prioritárias para a conservação da diversidade biológica.

d. Planejar o uso do solo em áreas de fronteiras de desenvolvimento de modo a manter uma matriz contínua com o mesmo tipo de estrutura que a vegetação original.

e. Estabelecer grandes Corredores Ecológicos ao longo dos principais Eixos de Integração e Desenvolvimento previstos no Plano Plurianual do Governo Federal (vias de transporte como rodovias, ferrovias e hidrovias).

8. Política agrícola

Os investimentos sugeridos pelo Programa Avança Brasil, as suas inúmeras rodovias e hidrovias e o peso relativo do setor agropecuário no ingresso de recursos provenientes de agroexportação nos últimos anos, revelam sintomaticamente uma política agrícola que prioriza a agricultura de exportação que segue exercendo pressão principalmente sobre o Cerrado do centro-oeste e a região do chamado Arco do Desmatamento

que vai de Rondônia até as áreas de transição entre Cerrado e a floresta no sul do Pará, Mato Grosso, Tocantins e Maranhão.

As políticas de crédito e de incentivo rural desenvolvidas pela SUDAM (Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia) e de implementação de infra-estrutura viária, não vislumbraram ao longo de toda história o desenvolvimento agrícola à luz de preocupações ecossistêmicas e de uso sustentável de seus recursos naturais. Ainda assim deve-se ressaltar que segundo dados da CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento, órgão vinculado ao Ministério da Agricultura e Abastecimento, nos últimos anos a agricultura brasileira vem colecionando recordes de produção de grãos sem, contudo, significar a extensão proporcional da área cultivada, demonstrando que é possível aumentar a produtividade sem a necessidade de incorporar e converter novas áreas importantes para a conservação ou mesmo recuperação da cobertura vegetal nativa. Segundo a CONAB, o aumento da área plantada no período foi de menos de 4,5% com incremento na produção de grãos de cerca de 14% para a safra de 2002/2003.

As propriedades rurais com suas Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanente e as Reservas Particulares do Patrimônio Natural exercem um papel crucial na estratégia de conservação dos ecossistemas naturais brasileiros. O manejo das propriedades rurais, ou seja, o uso e ocupação do solo agrícola devem interagir com a política de implantação de espaços protegidos na constituição de mosaicos de áreas de conservação públicas e privadas. A própria Constituição Federal assim orienta, ao afirmar que cumpre ao proprietário rural garantir que sua propriedade exerça a função social, e que dentre tais funções estão o uso racional dos recursos naturais e a preservação do meio ambiente.

Recomendações

a. Criar linhas de crédito para implantação de sistemas agroflorestais para os pequenos e médios produtores no entorno de fragmentos, em fragmentos degradados e em Corredores Ecológicos.

b. Fragmentos naturais isolados, como as savanas amazônicas e brejos de altitude do Nordeste, devem ser conservados como fragmentos sob a forma de UCs ou APPs devido à presença de endemismos. Não devem ser convertidos para uso agrícola, pastagens ou outro uso alternativo do solo.

c. Recuperar o sistema de extensão rural, agregando a extensão florestal, para transferir tecnologias adequadas ao produtor rural.

d. Intensificar as atividades nas áreas agrícolas já em uso, utilizando tecnologias de baixo impacto ambiental para aumentar a produtividade e incrementar a conservação da biodiversidade.

e. Planejar o uso do solo em áreas de fronteiras de desenvolvimento de modo a manter uma matriz contínua com o mesmo tipo de estrutura que a vegetação original (inversão do processo).

f. Promover o aumento da produção agropecuária por meio do aumento da produtividade: intensificar, e não estender o uso do solo para agricultura e a pecuária, com a utilização de práticas compatíveis com a conservação da biodiversidade evitando, quando possível, a expansão da fronteira agrícola.

g. Promover uma maior utilização de programas de Manejo Integrado de Pragas - MIP, visando a redução do uso de agrotóxicos no entorno de fragmentos.

h. Promover programas de controle e manejo do fogo por meio de educação e incentivos, como por exemplo, o programa desenvolvido no Mato Grosso por meio de pactos com municípios e produtores rurais.

i. Criar programa de educação ambiental em áreas rurais sobre a importância dos fragmentos de ecossistemas naturais.

j. Estabelecer programas de incentivos (linhas de créditos, extensão rural etc.) ao plantio sombreado como, por exemplo, café e cacau no sul da Bahia, priorizando áreas de Corredores Ecológicos e áreas de amortecimento de Unidades de Conservação.

k. Estabelecer políticas agrícolas diferenciadas para entorno de fragmentos preservados, especialmente UCs, criando zonas tampão. Por exemplo: agricultura orgânica e plantios perenes.

l. Estimular a adoção de estratégias alternativas de alimentação do gado durante a seca para evitar sua invasão nos fragmentos, em busca de alimento.

m. Incorporar uma política pró-ativa de conservação de fragmentos e contenção da expansão da área de cana-de-açúcar sobre a vegetação nativa no Programa Pró-Álcool, por meio do aumento da produtividade ou expansão para áreas já convertidas.

n. Incorporar fragmentos de vegetação natural aos programas de manejo integrado da agricultura, como forma natural de combate às pragas .

o. Criar incentivos especiais em assistência agrícola para proprietários e comunidades comprometidos em conservar áreas maiores do que a reserva legal, em áreas estratégicas para estabelecimento de corredores.

p. Criar programas de estímulo para a recuperação, conservação e manejo de matas ciliares e de áreas que promovam a conectividade de fragmentos relevantes para a conservação da biodiversidade.

q. Fomentar criadouros de espécies da fauna nativa para desestimular a caça comercial em ambientes fragmentados.

9. Política energética

A matriz energética brasileira é baseada fundamentalmente na geração de energia hidrelétrica (40%). O gás natural, o carvão mineral e o urânio são utilizados para produção de cerca de 10% da energia consumida, os derivados do petróleo somam aproximadamente 30% da produção energética e a biomassa chega próxima dos 20%, segundo dados de 2000 do Departamento Nacional de Desenvolvimento Energético do Ministério de Minas e Energia. Ainda segundo este órgão, o Brasil tem demanda e potencial para investimentos anuais da ordem de 8 a 10 bilhões de dólares para suprir a demanda de produção energética.

Sendo considerados como obras de utilidade pública, os gasodutos e as hidrelétricas, com suas respectivas linhas de transmissão, são os empreendimentos que mais contribuem para a fragmentação dos ecossistemas naturais, seja pela inundação de áreas que exercem papel na

conexão entre fragmentos e áreas protegidas, seja pela fragmentação dos ecossistemas aquáticos e pela abertura de vias de acesso que interrompem o fluxo de fauna e flora e induzem novas ocupações, ou ainda pelo acesso descontrolado aos recursos naturais em áreas até então preservadas.

É de se destacar que a definição de planos setoriais governamentais sempre se deu sem nenhuma interação com as estratégias de conservação definidas pela área ambiental dos governos (federal e estaduais principalmente), de sorte que não foi diferente com o setor energético. Exemplos disso são os Planos Decenais de Expansão do Setor Elétrico baseados nas oportunidades de geração elétrica, oportunidades essas que não incorporam a vertente ambiental. As análises e cautelas ambientais, quando são sugeridas, são implementadas após as definições das estratégias de produção energética cabendo aos técnicos ambientais a sugestão de adoção de medidas mitigadoras ou, como na maioria das vezes, compensatórias, mas quase nunca de ordem restritiva para a implantação do empreendimento.

A ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica, é a agência reguladora desse setor que tem por finalidade regular e fiscalizar a produção, transmissão, distribuição e comercialização de energia elétrica, em conformidade com as diretrizes e políticas do governo federal, principalmente no que se refere à gestão dos recursos hídricos e à gestão ambiental (Art. 2º da Lei nº 9.427/96). Dentre as competências da ANEEL estão as de implementar as políticas e diretrizes do Governo Federal para a exploração de energia elétrica e o aproveitamento dos potenciais hidráulicos; promover as licitações destinadas à contratação de concessionárias de serviço público para produção, transmissão e distribuição de energia elétrica e para outorga de concessão para aproveitamento de potenciais hidrelétricos; definir o aproveitamento ótimo e celebrar e gerir os contratos de concessão ou de permissão de serviços públicos de energia elétrica, de concessão de uso de bem público; expedir as autorizações, bem como fiscalizar, diretamente ou mediante convênios com órgãos estaduais, as concessões e prestações de serviços de energia elétrica (Lei nº 9.427/96).

Em função de serem regulamentados por legislações setoriais e implementados por agências distintas, os processos de outorga de uso dos recursos hídricos, de concessão de aproveitamento energético e o licenciamento ambiental (prévio, de instalação e de operação) nem sempre são desenvolvidos articuladamente o que compromete a qualidade ambiental dos empreendimentos que, muitas vezes, já vêm com problemas insanáveis em sede de licenciamento ambiental. A Lei de Recursos Hídricos determina que no caso de aproveitamento hidrelétrico esse esteja de acordo com o Plano de Bacia Hidrográfica que deve considerar os usos múltiplos da água, sua qualidade e disponibilidade.

Mais recentemente, em função da crise energética que atingiu o país, o CONAMA por meio da Resolução nº 279, de 27 de junho de 2001, flexibilizou as normas de avaliação ambiental para o setor, criando um instrumento em tese mais simplificado para análise dos impactos ambientais de empreendimentos elétricos considerados de baixo impacto ambiental. O grande desafio do licenciamento ambiental nestes casos, assim como em todos os casos de implementação de projetos de infraestrutura, está em compatibilizar as diferentes políticas setoriais com os esforços para a conservação dos ecossistemas.

Recomendações

- a. Criar programas de conservação e reflorestamento das margens dos reservatórios e das nascentes e afluentes;
- b. Manejar adequadamente os ecossistemas aquáticos fragmentados pelas barragens, para evitar invasões ecológicas e crescimento excessivo de populações de espécies invasoras, exóticas ou nativas, que podem prejudicar a geração de energia e a biodiversidade;
- c. Evitar que o fechamento das barragens seja abrupto, de modo a permitir vazão que assegure a biodiversidade à jusante;
- d. Utilizar técnicas para assegurar o fluxo gênico das espécies dos rios barrados;
- e. Implantar Corredores Ecológicos nas margens dos reservatórios;
- f. Manter sub-bacias hidrográficas sem barragens para assegurar a manutenção da biodiversidade.
- g. Os empreendimentos energéticos (Estudos de Viabilidade Energética/Compartimentação) devem considerar os impactos diretos e indiretos nas áreas prioritárias para conservação da biodiversidade e sobre os fluxos populacionais de fauna e flora aquáticas e terrestres.
- h. Deve haver compensação em áreas de ambientes terrestres por ecossistemas representativos.
- i. No plano do licenciamento de hidrelétricas devem ser realizados estudos de efeitos da fragmentação da barragem nos fluxos de espécies da fauna terrestre com revisão dos parâmetros do licenciamento ambiental.
- j. Nas renovações de licença de operação deve ser exigida a elaboração de estudos relacionados à fragmentação dos ecossistemas;
- k. Associar a empreendimentos de linhas de transmissão, gasoduto e oleoduto a implementação de corredores de conservação e planos de monitoramento de populações da fauna e flora nativas.

10. ICMS ecológico e outros mecanismos de incentivos

O Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços - ICMS é um imposto sobre o valor adicionado na comercialização de bens e serviços, que representa 90% da receita tributária dos Estados da Federação. A Constituição Federal prevê, no Artigo 158, que 25% dos recursos de ICMS arrecadados por cada Estado devem ser destinados aos seus municípios, ficando os outros 75% para os Estados⁹. Dos 25% do ICMS Estadual repassado para os municípios, 75% é distribuído aos municípios de acordo com seu peso na arrecadação e o restante, de acordo com critérios estabelecidos por lei estadual.

O ICMS Ecológico - ICMS-E surgiu da inserção, por alguns estados, de critérios que permitem aos municípios serem recompensados com maior repasse de ICMS (dos 6,25% da arrecadação total de ICMS que volta para os municípios na base de critérios estaduais) conforme o tamanho das áreas de conservação no município. A implementação deste critério no Paraná, permitiu que 2,5% do ICMS fosse distribuído

para os municípios de acordo com área em Unidades de Conservação, tanto de uso direto quanto indireto. No Paraná, o cálculo é determinado por intermédio do acompanhamento anual pelo estado da qualidade da conservação das áreas protegidas¹⁰. Em Minas Gerais, somente 0,5% da arrecadação entra no cálculo do ICMS-E, e não depende de análise de qualidade da conservação. Nos dois casos, no entanto, o repasse de recursos para os municípios pelo critério de Unidades de Conservação não define, necessariamente, que os recursos têm como destino certo as UCs. Mesmo assim, tanto em Minas Gerais quanto no Paraná, o efeito deste estímulo foi de incentivar a criação de Unidades de Conservação nos municípios, aumentando o número de áreas em 165% no Paraná e 65% em Minas Gerais¹¹.

Recomendações

- a. Criar mecanismos de divulgação das fontes de financiamento (PRONAF, MDL e ICMS Ecológico) existentes e mecanismos de capacitação de técnicos no âmbito municipal (principalmente naquelas regiões inseridas em áreas prioritárias para conservação) para a elaboração de projetos ao nível regional;
- b. Na composição do índice para distribuição dos recursos do ICMS ecológico para os municípios, devem ser adotados critérios de avaliação que incluam a aplicação dos recursos a todas as formas de uso sustentável dos recursos naturais;
- c. Em municípios com cobertura florestal inferior a 20%, priorizar projetos que contemplem a recomposição florestal com espécies nativas visando à conexão de remanescentes florestais;
- d. Assegurar que parte dos recursos oriundos do ICMS ecológico seja destinada à realização de pesquisas de avaliação e conservação da biodiversidade.

11. Protocolo verde

Lançado em 1995 pelo Governo Federal, o Protocolo Verde tem a finalidade de induzir a efetiva incorporação da variável ambiental como critério indispensável no processo de análise para a concessão de crédito por parte dos bancos oficiais, e dos benefícios fiscais por parte dos órgãos e autarquias. O Protocolo produziu um grande impacto na sociedade, especialmente no setor financeiro, gerando também, expectativas perante as entidades privadas e públicas atuantes no tema do meio ambiente.

As propostas contidas no Protocolo Verde representam um avanço do governo brasileiro em termos de políticas públicas para o desenvolvimento sustentável. Os dois objetivos básicos do Protocolo são priorizar a alocação de recursos públicos em projetos que apresentem maior capacidade de auto-sustentação sócio-ambiental, e evitar o uso destes

recursos em projetos que acarretem significativos prejuízos ao meio ambiente. No entanto, seus objetivos vão além do mero cumprimento da legislação e da exigência do licenciamento ambiental para efeito de concessão de financiamento das atividades potencialmente poluidoras. O Protocolo procura responder à demanda da sociedade brasileira quanto à participação mais efetiva das agências promotoras de desenvolvimento, inclusive os bancos públicos, nas políticas de gestão ambiental.

Entre os bancos federais participantes do Protocolo Verde, o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES – já traz uma tradição na incorporação da variável ambiental em seus procedimentos operacionais desde 1976. Os demais bancos signatários como o Banco do Brasil, Banco do Nordeste do Brasil, Caixa Econômica Federal e Banco da Amazônia passaram a adotar o previsto no Protocolo a partir de 1997.

Recomendações

- a. Estabelecer critérios regionais, com base no conhecimento científico da biodiversidade, para subsidiar agências creditícias no financiamento de projetos de desenvolvimento;
- b. As agências de financiamento não devem conceder quaisquer facilidades creditícias ou outras, aos projetos de conversão de paisagens naturais ou sistemas agro-florestais que estejam servindo como elemento de conectividade entre áreas fonte de biodiversidade;
- c. As agências de financiamento devem priorizar projetos de desenvolvimento com maior capacidade, comprovada no próprio projeto, de sustentabilidade socioeconômica e ambiental;
- d. A proteção da biodiversidade de fragmentos naturais deve ser considerada na análise dos projetos a serem financiados pelas agências de crédito;
- e. Desenvolver mecanismos que assegurem que os recursos aplicados no cumprimento das medidas compensatórias sejam oriundos do próprio empreendedor, e não podendo o mesmo fazer uso de recursos a fundo perdido;
- f. Devem ser considerados como prioritários, para efeitos de concessão de créditos, os projetos de controle de erosão, manejo comercial de espécies contemplando a manutenção da diversidade genética e a diminuição da intensidade de fragmentação manifestada no nível da paisagem;

12. O Zoneamento Ecológico Econômico - ZEE e os Corredores Ecológicos como estratégias de desenvolvimento territorial sustentável

12.1. Corredores Ecológicos

Desde 1997, um grupo de pesquisadores e profissionais ligados a diversas instituições de pesquisas e organizações não-governamentais, além do IBAMA, tem trabalhado em uma proposta apoiada pelo Banco Mundial, no âmbito do Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil (PPG-7), visando à identificação de uma estratégia que lide adequadamente com a dinâmica da fragmentação, promovendo a formação de grandes Corredores Ecológicos na Amazônia brasileira e na Mata Atlântica. A partir dessa estratégia, busca-se a mudança do paradigma de *ilhas biológicas* para *Corredores Ecológicos*, ou redes compostas por conjuntos de Unidades de Conservação sob diferentes categorias de manejo, incluindo os remanescentes florestais sob domínio privado, distribuídos em áreas representativas das diferentes comunidades florísticas e faunísticas dos ecossistemas amazônicos e da Mata Atlântica¹².

A abordagem de Corredores Ecológicos representa a evolução do pensamento científico sobre Unidades de Conservação para o objetivo da conservação da biodiversidade. No entanto, com as observações da rápida redução nas populações de espécies de fauna e flora no período de rápida industrialização e substituição de habitats nativos nas décadas de 60 e 70, a ciência biológica, ciente da irreversibilidade da extinção de espécies, começou a educar o setor público sobre o papel insubstituível de áreas protegidas na conservação da biodiversidade. Na medida em que florestas foram utilizadas para energia e substituídas por agricultura, um número crescente de espécies entrou nas listas vermelhas de risco de extinção mantidas pela União Internacional para a Conservação da Natureza - IUCN. Considerando, por exemplo, o caso das aves na Mata Atlântica, em 1996 havia 16 espécies criticamente ameaçadas de extinção, 25 ameaçadas, 22 vulneráveis e 37 próximas de serem ameaçadas¹³. A categoria de maior risco, *criticamente ameaçada*, significa que a espécie tem somente 50% de chance de sobreviver por 10 anos sem ser extinta. Recentemente, as políticas públicas relacionadas com a localização, desenho e o manejo de áreas protegidas têm priorizado o funcionamento destas áreas para a conservação da biodiversidade, em consequência da importância econômica e cultural de evitar uma onda de extinções que poderia debilitar o funcionamento de ecossistemas.

Conceitualmente, um Corredor Ecológico é um espaço sub-regional definido biológica e estrategicamente para os fins de planejamento e implementação da conservação englobando todos os tipos de Unidades de Conservação. Podem existir dentro de um Corredor Ecológico vários espaços, denominados Corredores Biológicos, para o estabelecimento de conectividade que facilite a movimentação das espécies. O objetivo de um Corredor Ecológico, no entanto, é o planejamento e a implementação de políticas públicas que permitam a conciliação de ações

conservacionistas com as tendências de desenvolvimento econômico, livre da necessidade de confinar a solução dentro dos limites das atuais Unidades de Conservação e zonas tampão.

O uso de Corredores Ecológicos como unidades de planejamento permite visualizar o que é impossível na escala de parques e zonas tampão: uma alocação ótima de recursos no uso da terra para conservar a biodiversidade ao custo econômico mínimo para a sociedade. Além de minimizar custos, esta abordagem agrega outros benefícios, incluindo os valores paisagísticos (hedônicos), hídricos, de saúde e de seqüestro de carbono, todos beneficiando as populações humanas indiretamente ou por meio de compensação financeira.

12.2. ZEE e Instrumentos Econômicos

O Zoneamento Ecológico Econômico é o instrumento de planejamento e gestão do território por excelência, talvez o mais adequado a preencher a demanda por produção, análise e sistematização de dados e informações sobre o território e sua população e, para subsidiar o poder público e a coletividade na tomada de decisões acerca do desenvolvimento de um dado espaço territorial.

Deve se entender o zoneamento não como um conjunto de mapas baseado nos quais se define por lei, as atividades que podem ou não ser realizadas em uma dada região. Zoneamento é um processo político-administrativo que utiliza o conhecimento técnico, ao lado de outros critérios, para fundamentar a adoção de diretrizes e normas legais, visando atingir objetivos socialmente negociados. Isto implica num conjunto de sanções ou incentivos sociais que regulam o uso de recursos e a ocupação do território. O conceito de zoneamento contemplado no processo de ZEE não se restringe ao uso dos instrumentos de comando e controle.

A experiência com zoneamento limitado aos instrumentos de comando e controle tem sido decepcionante¹⁴. O zoneamento pode cumprir o objetivo de ordenar o uso da terra somente se for efetivamente observado. Na prática, o cumprimento do zoneamento tem sido problemático, onde a observação dos limites impõe custos potencialmente altos para os atores privados, e onde o apoio político é fraco¹⁵. A operacionalização do zoneamento necessita de uma análise econômica mais profunda sobre os instrumentos e instituições que podem conciliar seus objetivos com os incentivos aos detentores de terra.

Devido às limitações do zoneamento por meio de instrumentos de comando e controle; instrumentos econômicos (como ICMS-E) estão sendo mais indicados para instrumentalizar o zoneamento territorial¹⁶. Instrumentos estruturados pelo poder público poderiam normatizar a compensação por usos compatíveis com a conservação, verificados por auditoria externa. Na Costa Rica, por exemplo, o Fundo Nacional de Financiamento Florestal (FONAFIFO) celebra contratos com indivíduos, grupos indígenas ou ONGs que representam pequenos produtores. São três tipos de contratos para áreas até 300ha: conservação de florestas existentes, manejo de florestas, e reflorestamento. Os contratados cedem seus direitos de exploração em troca da manutenção de serviços ambientais como seqüestro de carbono e proteção da biodiversidade, recebendo do FONAFIFO US \$42/ha/ano, em contratos de cinco anos. O Fundo financia o programa por intermédio da comercialização destes

serviços para os órgãos e empresas de abastecimento de água e eletricidade, e também com a venda internacional do serviço de fixação de carbono¹⁶.

No Paraná, vem sendo desenvolvido um instrumento econômico interessante, no qual o proprietário rural, cuja propriedade esteja desprovida de cobertura florestal na extensão mínima exigida pela lei (Reserva Legal e Área de Preservação permanente) pode compensar a inexistência dessas áreas com a proteção de outra área em igual extensão e condição ecológica, na perspectiva de constituição de Corredores Ecológicos. Este instrumento chama-se SISLEG - Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Florestal Legal e Áreas de Preservação Permanente. Como consequência, o detentor da terra é dispensado da obrigação de reflorestamento em áreas altamente produtivas por intermédio de aquisição de área cumprindo o Código Florestal a um custo reduzido.

Uma das questões recorrentes e polêmicas sobre o ZEE, e cuja resposta passa necessariamente por uma construção jurídica, diz respeito ao seu alcance ou poder vinculador sobre as políticas governamentais ou até mesmos sobre as atividades privadas. Poderia, por exemplo, o poder público realizar ou estimular (via políticas tributárias ou creditícias) investimentos em programas de desenvolvimento ou obras de infra-estrutura conflitantes com o zoneamento? É fácil imaginar que, se as diretrizes do ZEE não forem observadas de forma articulada pelas diversas agências governamentais, os instrumentos econômicos de incentivo à conservação em determinadas áreas podem ser neutralizados com incentivos para intensificação agrícola nestas mesmas áreas. Se o ZEE é uma ferramenta de gestão política necessária para os prognósticos e diagnósticos que embasarão a adoção, pelo Estado, de políticas públicas que necessariamente afetam direitos coletivos e difusos constitucionais, é razoável concluir que o Direito tem contribuições a fazer, seja para ampliar e garantir transparência e participação dos diferentes atores sociais na sua construção, seja para conferir eficácia aos seus resultados, tornando-o um dos principais instrumentos norteadores das políticas públicas socioambientais.

Recomendações

- a. Promover modificações metodológicas no processo de ZEE para incorporar aspectos ligados a representatividade dos ecossistemas a serem protegidos.
- b. Promover modificações metodológicas no ZEE para incorporar o desenho de Corredores Ecológicos, o uso de instrumentos econômicos, de forma a não induzir a fragmentação dos ecossistemas.
- c. Tornar obrigatório o ZEE em todos os estados da União, em escala adequada.
- d. Promover o estabelecimento de legislações de ordenamento territorial em todos os estados, fundamentado pelo ZEE, e que contemplem medidas para a mitigação da fragmentação de habitats.

Recomendações gerais

a. Incentivar a criação de Florestas Nacionais – FLONAS, nas áreas de expansão de soja e atividade madeireira desordenada.

b. Os órgãos de governo devem divulgar periodicamente para o público das regiões onde a atividade madeireira e os desmatamentos ocorrem com maior intensidade, as análises de imagens de satélite que demonstrem a dinâmica de alteração no uso da terra como forma de alertar para os efeitos das atividades ilegais e da fragmentação de ecossistemas.

c. Em vista dos conflitos de interesses observados, deve-se estudar a possibilidade de que o órgão responsável pelo monitoramento e a fiscalização das Unidades de Conservação e da atividade florestal, seja distinto dos órgãos que fazem a regulamentação, licenciamento e gestão dos mesmos.

d. O poder público deve investir na fiscalização preventiva mais eficiente, identificando e utilizando metodologias e tecnologias modernas, bem como atuar melhor na investigação das atividades predatórias. A remuneração aos fiscais deve ser compatível com a responsabilidade requerida pela função.

e. Criar entidades de coordenação de unidades de fiscalização no nível estadual, incluindo os setores responsáveis pela política agrícola e agrária, com participação da sociedade civil.

f. Novas UCs devem ser criadas prioritariamente em áreas com habitats de espécies em extinção ou ecossistemas não representados no sistema de unidades de conservação existentes e, preferencialmente, em bacias hidrográficas desprotegidas.

g. A criação de novas UCs e a gestão das já criadas (criação de Zonas de Amortecimento e Corredores Ecológicos) devem abranger, sempre que possível, os principais rios que cortam a unidade, suas nascentes e cabeceiras.

h. Áreas previstas como de preservação permanente ou reservas legais não devem ser convertidas em áreas urbanas.

i. Estabelecer políticas de incentivos concedendo prioridade de acesso a créditos e a infra-estrutura para os proprietários que protegem efetivamente fragmentos e reservas por meio de RPPNs.

j. Rever os limites das Áreas de Preservação Permanente previstas no Código Florestal em função dos estudos recentes sobre fragmentação.

k. Criar linhas de crédito e políticas pró-ativas de conservação para a recuperação de populações de espécies-chave como, por exemplo, o palmito doce (*Euterpe edulis*), e para espécies ameaçadas de extinção.

Referências bibliográficas

1. SOUZA, B. J. de, 1999, *O Pau Brasil na História Nacional*. Edição fac-similar do volume 162, da Coleção Brasileira, de 1939. Editora do Conselho da Justiça Federal. Brasília.
2. DEAN, W., 1996, *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.

3. STONE, S., 1996, Economic trends in the timber industry of the Brazilian Amazon: evidence from Paragominas. Collaborative Research in the Economics of Environment and Development (CREED), *Working Paper* No. 6. London: International Institute for Environment and Development (IIED).
4. REID, J. W. & RICE, R. E., 1997, Assessing natural forest management as a tool for tropical forest conservation. *Ambio* 25: 382-386.
5. AKELLA, A. S., CANNON, J. B. & ORLANDO, H., 2002, *Enforcement Economics and Forest Crime: Lessons Learned from the Atlantic Forest of Brazil*. Conservation International, Center for Conservation and Government (CCG) and Instituto de Estudos Socio-Ambientais do Sul da Bahia (IESB).
6. BRESSER PEREIRA, L. C., 1998 *A Reforma do Estado para a Cidadania – A Reforma Gerencial Brasileira na Perspectiva Internacional*. Ed. ENAP.
7. SILVA, M., 2001, Assentamentos do INCRA da Amazônia Legal: Dados, p. 67. *In: Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia*, MMA.
8. INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL e INSTITUTO DE PESQUISAS AMAZÔNICAS, 2000, *Relatório Avança Brasil: os custos ambientais para a Amazônia*, Projeto “Cenários Futuros para Amazônia”, Brasília.
9. BENSUSAN, N., 2002, ICMS ecológico: um incentivo fiscal para a conservação da biodiversidade. *In: Seria melhor mandar ladrilhar? Biodiversidade como, para que, por quê*, Editora UnB, Brasília.
10. LOUREIRO, W., 1998, *Incentivos Econômicos para Conservação da Biodiversidade no Brasil: ICMS Ecológico*. Curitiba: IAP.
11. MAY, P. H., VEIGA NETO, F., DENARDIN, V. & LOUREIRO, W., 2001, The Ecological. Value-Added Tax: Municipal Responses in Paraná and Minas Gerais, Brazil. *In: Pagiola, S., Bishop, J. and Landell-Mills, N. (eds.), Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation*.
12. AYRES, J. M., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B., QUEIROZ, H. L., PINTO, L. P. de S., MASTERTON, D. & CAVALCANTI, R., 1997, *Abordagens Inovadoras para Conservação da Biodiversidade do Brasil: Os Corredores Ecológicos das Florestas Neotropicais do Brasil - Versão 3.0*. 277p. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Neotropicais, Projeto Parques e Reservas. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Brasília.
13. CORDEIRO, P. H., 2001, *Aves Ameaçadas da Mata Atlântica*. Relatório não publicado. CEPF, Conservation International.
14. GRIFFITH, J. J., 1989, Zoneamento: Uma análise crítica. *Ambiente*. Vol. 3 #1.
15. MAHAR, D. J. & DUCROT, C. E. H., 1998, *Land-Use Zoning on Tropical Frontiers* Emerging Lessons from the Brazilian Amazon Economic Development Institute, Case Study 1974, World Bank.
16. WORLD BANK, 2003, *World Development Report: Sustainable Development in a Dynamic World Transforming Institutions, Growth, and Quality of Life*. Oxford University Press.

ANEXOS

Caracterização
dos subprojetos

Glossário

ANEXOS

CARACTERIZAÇÃO DOS SUBPROJETOS

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESTE VOLUME: Restauna

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: Como avaliar o impacto do processo de fragmentação da floresta de Una sobre a comunidade de animais e plantas e investigar a resposta comparada destes grupos?

DESENHO EXPERIMENTAL: Com o objetivo de estabelecer o desenho da pesquisa e escolher as áreas de amostragem, o projeto contou com 18 meses de um estudo caracterizando a paisagem da região de Una. Este trabalho foi realizado por meio de fotografias aéreas e gerou informações importantes para um programa de conservação regional, incluindo uma perspectiva de paisagem da distribuição dos diferentes habitats que compõe o mosaico ambiental de Una. Ao mesmo tempo, um levantamento de caracterização da estrutura física dos principais habitats foi feito em terra e serviu para a interpretação das respostas das espécies da fauna e flora às perturbações humanas e desmatamento.

Com base neste estudo prévio foram escolhidas seis categorias de paisagem a serem estudadas. Elas representam as principais alterações causadas pela fragmentação da floresta em Una e também o habitat que mais se assemelha à floresta intacta original:

- Interior de floresta contínua (matas com mais de 1000ha, a mais de 100m de qualquer borda)
- Borda de floresta contínua (matas com mais de 1000ha, a menos de 20m de uma borda)
- Interior de fragmento (matas com menos de 100ha, a mais de 100m de qualquer borda)
- Borda de fragmento (matas com menos de 100ha, a menos de 20m de uma borda)
- Capoeira (matas secundárias em estágio inicial de regeneração)
- Cabruca (plantações de cacau sombreadas por árvores nativas)

Na paisagem de Una, as áreas de estudo foram concentradas em três blocos de 5x5km. Estes blocos tiveram a sua localização estabelecida com base na distribuição das grandes áreas de mata. Cada bloco contém duas réplicas de cada uma das seis categorias de paisagem. No total, foram estudados 36 sítios da região de Una. Este tipo de distribuição espacial das áreas de estudo permite testar se os efeitos da fragmentação se repetem em diferentes porções de uma paisagem heterogênea.

METODOLOGIA: Todos os levantamentos da fauna e flora foram feitos nos mesmos transectos de amostragem. Cada pesquisador utilizou técnicas de amostragem específicas para seu grupo taxonômico:

- Árvores: parcelas
 - Invertebrados de serrapilheira: *pitfalls*
 - Borboletas: armadilhas suspensas com iscas
 - Sapos e lagartos: *pitfalls* com cercas
 - Aves: método de pontos (gravação de vocalizações)
 - Pequenos mamíferos: armadilhas *Sherman*
 - Médios e grandes mamíferos: *plots* de areia (censo de pegadas)
 - Morcegos: redes de neblina
-

ÁREA(S) TRABALHADA(S): vide descrição do desenho experimental (a floresta da Reserva Biológica de Una e áreas do entorno)

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS : Mata Atlântica

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: levantamento da flora e da fauna - árvores, bromélias, borboletas, invertebrados de serrapilheira, sapos, lagartos, aves, mamíferos terrestres (pequenos, médios e grandes) e morcegos. Além disso, o projeto avaliou a estrutura da vegetação nos ambientes de estudo e o impacto da atividade de caça nos médios e grandes mamíferos da região.

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Equipe Técnica:

Deborah Faria – Bióloga – USP Comunidade de Morcegos institutodriades@uol.com.br (Doutora em Ecologia – Unicamp)

Eduardo Mariano - Biólogo – USP Comunidade Arbórea eduardomariano@hotmail.com - (Doutorando em Ecologia – USP)

Gabriel Rodrigues – Geógrafo – UESC Atividade de Caça – gabriel@iesb.org.br (Mestrando em Ambiente – UESC)

Gustavo de Matos Accacio – Biólogo – USP Comunidade de Borboletas mechanitis@aol.com (Doutorando em Zoologia – USP)

José Vicente Ortiz – Biólogo – UnB – Estrutura da Vegetação zecaortiz@uol.com.br (Doutorando em Ecologia – Unicamp /Prof. de Ecologia UESC)

Julio Ernesto Baumgarten – Biólogo – UnB – Comunidade de Morcegos baumgart@uesc.br (Doutorando em Ecologia – Unicamp /Prof. de Ecologia UESC)

Marianna Dixo – Bióloga – USP Comunidade de Anfíbios e Répteis madixo@usp.br (Doutoranda em Ecologia – USP)

Mateus Barradas Paciência – Biólogo – USP Comunidade de Pteridófitas matinasbp@hotmail.com (Mestre em Ecologia – USP)

Max de Menezes – Agrônomo – Esalq/USP Comunidade de Invertebrados de Serrapilheira maxmz@uesc.br (Doutor em Agronomia – Esalq/USP; Prof. UESC)

Renata Pardini – Bióloga – USP Comunidade de Mamíferos Terrestres renatapardini@uol.com.br (Doutora em Zoologia – USP)

Rodrigo Gerin Montingelli - Engenheiro Florestal – Esalq/USP Estrutura da Vegetação rgm28@hotmail.com

Rudi Ricardo Láps – Biólogo – Unicamp Comunidade de Aves rudilaps@uol.com.br (Doutorando em Ecologia – Unicamp)

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC
 - Fundação Pau Brasil
 - Instituto Dríades
-

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS:
www.restauna.org.br

PRODUTOS

1. PUBLICAÇÕES:

a. MONOGRAFIAS DE GRADUAÇÃO:

- *Taxonomia e Morfologia dos Quirópteros da Região de Una, Bahia – Brasil*

Aluno: Valmir Dâmaso de Almeida Júnior /UESC – Curso de Biologia. Agosto de 2001.

b. TESES:

- Dixo, M.B.O. 2001. *Efeito da fragmentação da floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serrapilheira no Sul da Bahia*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Pardini, R. 2001. *Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia - Processos e Conservação*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Paciência, M. B. 2001. *Efeitos da fragmentação florestais sobre a comunidade de pteridófitas no sul da Bahia*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Brasil
- Faria, D. M. 2002. *Comunidade de morcegos em uma paisagem fragmentada do sul da Bahia, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.

c. PUBLICAÇÕES:

- Lima, M. G. de; L. A., Jacomo; C. Pinheiro-Machado, D., Faria.; J. E., Baumgarten; L. C.; L., Silveira & M. B. , Ramos-Neto. *Corredores de Biodiversidade no Brasil: Conceitos, Realidade e desafios*. Grupo de Estudos de Corredores de biodiversidade. V Congresso de Ecologia do Brasil. Porto Alegre, RS. Novembro de 2001.
- Faria, D., R. Pardini, E. Mariano, G. Santos, G. M. Accacio, J. V. Ortiz, J. E. Baumgarten, M. Dixo, M. B. Paciência & R. R. Laps, T. Fontoura. *Projeto Remanescentes de Floresta da região de Una – RESTAUNA: estudo sobre o valor conservacionista de uma região de Mata Atlântica*. V Congresso de Ecologia do Brasil. Porto Alegre, RS. Novembro de 2001.
- Pardini, R., D. Faria & J. E. Baumgarten. *Diretrizes Biológicas para estratégias de Conservação: O Projeto RestaUna e a Reserva Biológica de Una, Sul, da Bahia*. II Congresso de Unidades de Conservação. Vol. II Trabalhos Técnicos. Campo Grande, MS. Novembro de 2000.
- Faria, D., R. Pardini & R. R. Láps. *Comparative response of birds, bats and small non-volant mammals facing habitat fragmentation in the atlantic rainforest*. 14th Annual Meeting of the Society for Conservation Biology - Missoula, Montana, USA. 2000.
- Faria, D. & J. E. Baumgarten. *Bats and forest fragmentation in the Brazilian Atlantic rainforest*. 13th Annual Meeting of the Society for Conservation Biology– Maryland University, Maryland, USA. 1999.
- Faria, D. & Baumgarten, J.. *Shaded Cacao Plantations and the Bat Assemblages in the Atlantic Rainforest of Southern Bahia State, Brazil*. 11th International Bat Research Conference Pirenópolis – GO - Agosto 1998.

2. PRODUÇÃO DE MATERIAL VIRTUAL:

Produção do Texto da *Homepage* do Projeto RestaUna - www.restauna.org.br.

3. CURSOS MINISTRADOS PELA COORDENAÇÃO TÉCNICA DO PROJETO:

- 2002 – Primeiro semestre. Disciplina “Biologia da Conservação” - nível graduação - Curso de Ciências Biológicas da UESC
- 2002 – Primeiro semestre. Disciplina “Ecologia II: Populações e Comunidades” - Curso de Ciências Biológicas da UESC
- 2001 – Segundo semestre. Disciplina “Biologia da Conservação” - nível graduação Curso de Ciências Biológicas da UESC - 60 horas.
- 2001 – Segundo semestre. Disciplina “Biologia da Conservação” - nível mestrado Curso de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente e da UESC
- 2000 – Segundo semestre. Disciplina “Biologia da Conservação” - nível mestrado. Curso de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente e da UESC
- 1999 - Primeiro Semestre. Disciplina “Biologia da Conservação” - nível mestrado. Curso de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente e da UESC.
- 2002 – Coordenadora da Disciplina “Biologia da Conservação” - nível mestrado. Curso de Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente e da UESC.
- Maio de 2000. Curso “Conhecer para Conservar” – módulo 1: fauna e flora do sul da Bahia. “Curso de Biologia da Conservação para Funcionários de Unidades de Conservação.”

4. PRINCIPAIS PALESTRAS PROFERIDAS PELA COORDENAÇÃO:

- Junho de 2001 "O Projeto RestaUna" Curso de Economia e Meio Ambiente UESC – Ilhéus – Bahia
- Outubro de 1999 "Novas Fontes de Fomento à Pesquisa Científica" Seminário de Avaliação da Pesquisa da UESC - Ilhéus – BA.
- 24 de junho de 1999. "Habitat Fragmentation in the Brazilian Atlantic Forest: A Research Program" - National Museum of Natural History – Smithsonian Institution. "Biodiversity Seminar Series". Washington - DC, EUA.
- 05 de fevereiro de 1999 "Pesquisas sobre Fragmentação de Habitat" XII Encontro de Zoologia do Nordeste Universidade Estadual de Feira de Santana. Feira de Santana, BA.

5. ENCONTROS REALIZADOS:

- Junho de 2000. *Workshop* "Pesquisa Científica na Mata Atlântica" - UESC – CRA. Ilhéus – Bahia.
- Maio 1999 First International Conference on Sustainable Cacao Smithsonian Tropical Research Institute (STRI) Balboa, Panamá City, Panamá.
- Março 1999 *Workshop* "Economic Instruments for Conservation in Southern Bahia" - IESB, Conservation International e World Bank. Corredores - CI- IESB Ilhéus – Bahia.
- Diretora Executiva do "Instituto Driades de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade" Organização não-governamental de pesquisa e conservação Desde agosto de 1999.

6. OUTROS PRODUTOS:

- Banco de dados científico: contém informação com 36.000 registros sobre a composição, abundância e distribuição espacial da comunidade de plantas arbóreas, epífitas, pteridófitas, invertebrados de serrapilheira, borboletas, besouros, aranhas, anfíbios, répteis, aves, morcegos e mamíferos terrestres em 36 áreas na região de Una.
- Lista de espécies vulneráveis para a Região de Una: listagem com o nome das espécies consideradas vulneráveis na região de Una, aquelas presentes somente, ou em densidades maiores, em áreas de floresta contínua.
- Listagem de espécies encontradas em ambientes de floresta, cabruca e capoeira: listagem de espécies por habitat, material disponível para técnicos em manejo e conservação.
- Lista de espécies em cada propriedade rural investigada: o projeto elaborou material para os proprietários das fazendas do entorno da Rebio Una, além da própria Rebio Una, contendo a listagem de espécies em cada propriedade, como parte do trabalho de educação ambiental realizado pelo projeto na região.
- Folder do ecoparque de Una: em parceria com o EcoParque de Una, o Projeto RestaUna elaborou um panfleto contendo informações gerais sobre a biodiversidade na região e mostrando para os turistas e estudantes de escolas públicas e privadas da região um pouco da biodiversidade encontrada no mosaico florestal de Una.
- Livro sobre a biota de Una: material na fase de editoração na UESC, responsável pela impressão.

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESTE VOLUME: Camanducaia

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: Como a fragmentação da vegetação local está afetando a biodiversidade local? Qual é o efeito da fragmentação na biodiversidade vegetal em nível paisagístico, ecossistêmico e populacional?

DESENHO EXPERIMENTAL: Seis atividades foram desenvolvidas cada uma com seu desenho experimental: análise da paisagem, efeito de borda, efeito da fragmentação na diversidade arbórea em diferentes altitudes da Serra da Mantiqueira (bacia do Rio Camanducaia), efeito do tamanho do fragmento na diversidade genética de espécies arbóreas e na estrutura populacional das mesmas. E finalmente, o efeito do tamanho do fragmento na relação planta-polinizador e na fertilidade de espécies arbóreas.

METODOLOGIA: Cada tarefa possui uma metodologia diferente.

ÁREA(S) TRABALHADA(S): Bacia do rio Camanducaia, Serra da Mantiqueira, MG

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S)OS TRABALHOS: Mata Atlântica

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Arbóreas tropicais e samambaias.

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Edivani Villaron Franceschinelli, professora da Universidade Federal de Minas Gerais

João Renato Stehmann, professor da Universidade Federal de Minas Gerais

Alexandre Salino, professor da Universidade Federal de Minas Gerais

Luciana Mello, estudante de pós-graduação da UFMG

Glauco Santos França, estudante de pós-graduação da UFMG

Roselaini Mendes do Carmo, estudante de pós-graduação da UFMG

Giuliana Mara Patrício Vasconcelos, consultora da UFMG

Elena Charlotte Landau, consultora da UFMG

Flávio Antonio Maes dos Santos, professor da UNICAMP

Marisa Gesteira Fonseca, estudante de pós-graduação da UNICAMP

Karin dos Santos, estudante de pós-graduação da UNICAMP

Roseli Buzzanelli Torres, pesquisadora do IAC-Instituto Agrônomo de Campinas

Shaily Menon, professora da GVSU -Grand Valley State University – EUA

Efraim Rodrigues, professor da UEL -Universidade Estadual de Londrina

Ana Lucia Mello, membro da Aguari, ONG de Camanducaia

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO: UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais), UNICAMP (Universidade Estadual de Campinas), IAC (Instituto Agrônomo de Campinas), GVSU (Grand Valley State University – EUA), UEL (Universidade Estadual de Londrina)
ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZA-

DOS: não há ainda

PRODUTOS

a. Teses de Mestrado:

- Marisa Gesteira Fonseca. (11/10/2001). Aspectos demográficos de *Aspidosperma polyneuron* Muell. Arg. (Apocynaceae) em dois fragmentos de floresta semidecídua no município de Campinas, SP. Programa de pós-graduação em Biologia Vegetal, IB, UNICAMP.
- Giuliana Mara Patrício Vasconcelos (04/2002) Efeito da fragmentação florestal na diversidade genética de *Myrciaria floribunda* (West ex Willdenow) Berg na Serra da Mantiqueira. Dissertação de Mestrado em Recursos Florestais, ESALQ USP.
- Glauco Santos França (03/2002) Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta montana do sul de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal, Depto de Botânica - UFMG

b. Resumos:

- Santos, K., Kinoshita, L.S. & Santos, F.A.M. 2001. Caracterização florística e estrutural de dez fragmentos de mata estacional semidecidual no município de Campinas, SP. Resumos do 52º Congresso Nacional de Botânica (SBB), p. 225-226.
- Santos, K., Kinoshita, L.S. & Santos, F.A.M. 2001. Variação na composição florística e na estrutura de comunidades arbóreas em dez fragmentos de floresta estacional semidecidual de Campinas, SP. Resumos do V Congresso de Ecologia do Brasil, p. 409.
- Fonseca, M.G., Martini, A.M.Z. & Santos, F.A.M. 2002. Population dynamics and spatial variation in size structure of *Aspidosperma polyneuron* in SE Brazil. 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science, p. 45.
- Carmo, R.M. & Franceschinelli, E.V. 2002. "The effect of forest fragmentation on the fertility of *Cabralea canjerana* (Meliaceae)". 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science, p. 42

NOME DO SUBPROJETO: A Fragmentação e a Qualidade da Dieta do Primata Folívoro Endêmico da Floresta Atlân-

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESSE VOLUME: Bugios

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: A composição da dieta (espécies vegetais, itens, nutrientes, taninos) do macaco bugio varia com o tamanho do fragmento e(ou) com as estações do ano, e(ou) com a composição do solo?

DESENHO EXPERIMENTAL: Em seis fragmentos florestais (dois de 40ha, um de 80ha, dois de 250ha e um de 360ha) foram acompanhados sete grupos de bugios ruivos (num fragmento de 40ha, foram estudados dois grupos separadamente). Na estação seca/inverno e na úmida/verão cada grupo foi acompanhado por sete dias por mês ao longo de três meses, anotando-se suas atividades e itens e espécies de alimentação. Foram também feitos levantamentos fitossociológicos de cada habitat estudado.

METODOLOGIA: No acompanhamento dos bugios, as observações foram anotadas por método de varredura a cada 20 minutos, as atividades de cada indivíduo do grupo, e nos registros de alimentação foi especificada a espécie e a parte consumida (folha nova, folha madura, flor, fruto). A vegetação de cada fragmento foi caracterizada em sua composição e estrutura por meio de plantas marcadas por ponto-quadrante ou parcelas. Foram coletadas amostras para análises químicas (nutrientes, taninos) das plantas consumidas pelos bugios e daquelas marcadas na caracterização da vegetação. O método usado para a dosagem de fenóis totais foi o de *Folin-Denis*, o de taninos condensados, o método das proantocianidinas e para taninos gálicos, o método da rodanina. A dosagem de N bruto foi feita pelo método *Kjehdal*, o de lipídios, por extração com haxo e diferença de peso. A dosagem de açúcares foi feita pelo método da antrona.

ÁREA(S) TRABALHADA(S): Mata Boa Vista (80ha, Mun. Levy Gasparian, RJ), Mata Bela Fama (360ha – controle, Mun. Santana do Deserto, MG), Reserva de Santa Genebra e Mata Ribeirão Cachoeira (250ha cada, Mun. Campinas, SP), Morro Geisler (40ha, Mun. Indaial, SC) e Morro da Extrema (40ha, Mun. Porto Alegre, RS)

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS: Mata Atlântica, ao longo do gradiente latitudinal ocupado pelo bugio-ruivo

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: o primata bugio ruivo, *Alouatta guariba clamitans*

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Gilda Guimarães Leitão, Farmacêutica, Profa. Adjunta UFRJ, Núcleo de Pesquisas de Produtos Naturais, Bloco H, CCS, Ilha do Fundão, ggleitao@nppn.ufrj.br, ggleitao@hotmail.com

Suzana Guimarães Leitão, Farmacêutica, Profa. Adjunta UFRJ, Faculdade de Farmácia, Depto. de produtos Naturais e Alimentos, Bloco A, 2o andar, CCS, Ilha do Fundão, sgleitao@pharma.ufrj.br, sgleitao@ig.com.br

Davyson de Lima Moreira, Farmacêutico, Doutor em Química de Produtos Naturais pelo NPPN/UFRJ, bolsista CNPq/Rhae (Recém-doutor) pelo Probio.

Márcia Sepúlveda Guilherme, Farmacêutica, bolsista pelo Probio.

Daniel P. Pires Vieira, graduando em Farmácia pela UFRJ, bolsista pelo Probio.

Tiago Correia Pinto, graduando em Farmácia pela UFRJ, bolsista pelo Probio.
Paulo Roberto Gomes dos Santos, graduando em Farmácia pela UFRJ, bolsista pelo Probio.
Edgar M. Sanches, graduando em Farmácia pela UFRJ, bolsista pelo Probio.
Renata Lourenço Engelhardt, graduanda em Farmácia pela UFRJ, bolsista CNPq/PIBIC/UFRJ.
Maria Fernanda Barbosa, graduanda em Farmácia pela UFRJ, bolsista CNPq/PIBIC/UFRJ.
Carlos Frederico Trindade, graduanda em Farmácia pela UFRJ, sem bolsa.
Janaína Furtado, graduanda em Farmácia pela UFRJ, bolsista CNPq/PIBIC/UFRJ.
Eleonore Zulnara Freire Setz, Bióloga, Profa. do Depto de Zoologia, Instituto de Biologia, Unicamp;
setz@unicamp.br, wbenenson@unicamp.br
Denise de Alemar Gaspar, Bióloga, bolsista do CNPq/RHAE/Probio, hztec@lexxa.com.br
Camila Iotte Donatti, graduanda em Biologia, bolsista do CNPq/Probio.
Fabrício Fabri, graduando em Biologia, bolsista do CNPq /Probio.
Fabiana Umetsu, graduanda em Biologia, bolsista do CNPq/Probio, fabiume@yahoo.com
José Roberto Trigo, Biólogo, Prof. Assist. Doutor, Depto. De Zoologia, Instituto de Biologia, Unicamp,
trigo@unicamp.br
Eunice Reis Batista, Bióloga, bolsista do CNPq/Probio, nicereis@hotmail.com
Luciana Lisi, graduanda em Biologia, bolsista do CNPq/Probio
Breila Pessoa Dias, Bióloga, bolsista do CNPq/Probio, breiloca@hotmail.com
Zelinda Maria Braga Hirano, Bióloga, Profa. Assistente da FURB (Fundação Universitária de Região de Blumenau) e coordenadora do CEPESBI (Centro de Pesquisas Biológicas de Indaial), zehirano@usp.br
Rose Mari Martins Silveira, Bióloga, bolsista CNPq/Probio, zitasilveira@yahoo.com.br
Vânia Garcia, Bióloga, bolsista CNPq/Probio, vgarcia@compuland.com.br

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS AS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Núcleo de Pesquisas de Produtos Naturais, UFRJ.
- Departamento de Produtos Naturais e Alimentos, Fac. Farmácia, UFRJ.
- Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, UNICAMP.
- Fundação Universidade Regional de Blumenau

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: Está prevista a criação de uma página do projeto, que será localizada na página da UFRJ.

PRODUTOS

1) Coleção de exsicatas das plantas coletadas nas diferentes áreas de estudo, depositadas nos Herbários da UFRJ, FURB e Unicamp.

2) Publicações geradas até o momento:

- "Substâncias Fenólicas com Atividade Antioxidante de *Pseudopiptadenia contorta* (Leguminosae – Mimosoidae)", Davyson L. Moreira, Renata L. Engelhardt, Alexandre S. Reis, Edgar M. Sanches, Suzana G. Leitão e Gilda G. Leitão, aceito para publicação na *Revista Brasileira de Farmacognosia*, em maio de 2001.
- "Antioxidant and Antiviral Properties of *Pseudopiptadenia contorta* (Leguminosae) and of Quebracho (*Schinopsis* sp.) Extracts, Davyson de L. Moreira, Suzana G. Leitão, Jorge Luiz S. Gonçalves, Márcia D. Wigg, e Gilda G. Leitão, submetido à publicação em *Planta Medica*, em dezembro de 2001.
- "Structural Analysis Of Condensed Tannins From Three Plant Species And Their Implications To *Alouatta fusca* (Brown Howler Monkeys) Food Selection In A Fragment Of The Brazilian Atlantic Forest", Davyson de Lima Moreira, Suzana Guimarães Leitão, Vânia L. Garcia Limeira e Gilda Guimarães Leitão, aceito para publicação no *Journal of Chemical Ecology*, 2002.
- Divulgação do Subprojeto pela Internet, no "Estadão"

(estadao.com.br/ciencia/aplicada/2001/nov/07/207.htm), matéria de Liana John.

- Formação de Recursos Humanos especializados, por meio das bolsas implementadas.
- Divulgação do Subprojeto nas jornadas de Iniciação Científica da UFRJ.
- Levantamento fitossociológico das áreas estudadas.

NOME DO SUBPROJETO: Fragmentação Natural e Artificial de Rios – Comparação entre os Lagos do

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESSE VOLUME: Água Doce

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO:

A biodiversidade dos lagos originados da fragmentação natural do rio Doce, MG é maior do que aquela dos reservatórios oriundos da fragmentação artificial do rio Tietê, SP?

Qual a origem e quais os fatores mais importantes para a manutenção da biodiversidade nestes dois sistemas de águas doces?

Quais as áreas mais vulneráveis à perda de diversidade e quais as espécies mais vulneráveis à extinção nestes dois sistemas?

DESENHO EXPERIMENTAL:

Realização de quatro expedições para inventário de espécies e caracterização dos ecossistemas aquáticos, (sete reservatórios e doze lagos), com medições morfométricas, químicas, físicas e biológicas.

Realização de estudos do ciclo de vida de algumas espécies-chave.

Realização de estudos ecotoxicológicos para determinação dos efeitos da poluição ou da contaminação da água e dos sedimentos dos lagos e reservatórios sobre alguns organismos-teste.

METODOLOGIA: amostragens das comunidades aquáticas segundo os procedimentos descritos nos manuais do *International Biological Program* (IBP); caracterização física e química dos corpos de água segundo o *standard methods* e testes ecotoxicológicos segundo os procedimentos descritos pela *Environmental Protection Agency* (USEPA) e normas técnicas da Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB).

ÁREA(S) TRABALHADA(S):

Sistema de lagos do Médio rio Doce, Parque Estadual do Rio Doce (MG) e áreas adjacentes pertencentes à Companhia do Vale do Rio Doce e à Companhia Mineradora Belgo-Mineira.

Cascata de reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, pertencentes à Companhia Energética do Estado de São Paulo (CESP).

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS:

Sistema de lagos naturais do vale do rio Doce, MG, bioma águas doces.

Reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, SP, bioma águas doces.

COMUNIDADES INVESTIGADAS:

Protozooplâncton; fitoplâncton zooplâncton; bentos; macrófitas; necton (ictiofauna); ornitofauna (aves).

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS:

Algae, Protozoa, Rotifera, Oligochaeta; Mollusca; Arthropoda (Crustacea: Copepoda, Cladocera; Ostracoda; Insecta, Chironomidae; Chaoboridae); Pisces, Aves;

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Odete Rocha - Ph.D, professora da Universidade Federal de São Carlos, Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva, Laboratório de Limnologia. doropower@ufscar.br

Evaldo Luiz Gaeta Espindola: Ph.D, professor da Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada; elgaeta@sc.usp.br

Arnola Cecília Rietzler – Ph.D, professora da Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Biologia Geral; rietzler@icb.ufmg.br

Takako Matsumura Tundisi – Ph.D, professora da Universidade Federal de São Carlos e Instituto Internacional de Ecologia., São Carlos. tmt.iie@iie.com.br

José Galizia Tundisi – Ph.D, Universidade Federal de São Carlos e Instituto Internacional de Ecologia., São Carlos. jgt.iie@iie.com.br

DOCTORADOS CONCLUÍDOS E PÓS-DOCTORANDOS COM PARTICIPAÇÃO NO Probio:

Maria José dos Santos Wisniewski – Ph.D, Universidade Federal de São Carlos e Instituto Internacional de Ecologia, bolsista de pós-doutorado da Fapesp, czw@uol.com.br

Adriana Maria Güntzel – Ph.D, Universidade Federal de São Carlos e Instituto Internacional de Ecologia, bolsista de pós-doutorado da Fapesp, aguntzel@uol.com.br

Rosana Maria Barbosa: Ph.D, bolsista do Probio. rietzler@icb.ufmg.br

Mirna Helena Regali Selegim, Ph.D, Professora Substituta na Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. pmhrs@iris.ufscar.br

DOCTORADOS EM ANDAMENTO VINCULADOS AO Probio

Gloria Massae Taniguchi: Universidade Federal de São Carlos, Programa de pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, gloriamaassae@hotmail.com

Clarice Maria Paschoal Rispolli Botta: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, clabp@terra.com.br

Paulo Augusto Zaitune Pamplin: Universidade Federal de São Carlos, Programa de pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, pazpamplin@hotmail.com.br

Welber Senteio Smith: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, welber_smith@uol.com.br

Ricardo Henrique Gentil Pereira:- USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, rhgentil@zipmail.com.br

Maria Helena Stabalito Rodrigues: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, srle@terra.com.br

Alessandro Minillo: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental

Diana de Lima: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental

Luci Helena Zanata: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental

Obede Borges Farias: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental

MESTRADOS CONCLUÍDOS OU EM ANDAMENTO, VINCULADOS AO Probio:

Evandro Matheus Moretto: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental,

Elis Mara Grimberg: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, j.eduar@terra.com.br

Caio Augusto de Almeida: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, caugusto@sc.usp.br

Juliana Berninger da Costa: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, berninger55@hotmail.com

Suzeley Rodgher: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, surodgher@uol.com.br

Renata Fraccácio: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, (bolsista

Fapesp). rfrac@terra.com.br

Cássio de Andrade: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, cassioandrade@yahoo.com.br

Fernando Pinzón-Ramirez: USP, Programa de pós-graduação em Ciências da Engenharia Ambiental.

INICIAÇÃO CIENTÍFICA:

Katia Sendra Tavares. Bolsista do Probio. Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos. katiast@altern.org

Magno Botelho Castelo Branco. Bolsista do Probio. Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos. magno@altern.org

Daniel Ferguson Motheo. Bolsista PIBIC/CNPq.

Sabrina Míeko Viana. Bolsista PIBIC/CNPq

Patricia Monte Stefani. Bolsista FAPESP

Camila Cristina Galvão Francisco Pereira. Bolsista FAPESP

Débora Nogueira Campos Lobato. Bolsista PAD/UFMG

APOIO TÉCNICO:

José Valdecir de Lucca - Técnico de Nível Superior. jylucca@bol.com.br

Airton Santo Soares - Técnico de Nível Médio. airtonsoares@bol.com.br

Maria Luisa Sobreira - Técnica de Nível Superior. maluso@zaz.com.br

Darci da Conceição D. Javarotti - Técnica de Nível Médio. javarotti@terra.com.br

Luis Aparecido Joaquim - Técnico de Nível Médio.

Marcelo Menezes Nogueira - Técnico de Nível Superior.

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Universidade Estadual Paulista, Campus de Botucatu (UNESP)
- Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais- Parque Estadual do Rio Doce.
- Companhia Energética do Estado de São Paulo.
- Polícia Florestal - Parque Estadual do Rio Doce
- Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)
- Universidade de São Paulo (USP)
- Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: www.ufscar.br/~Probio

PRODUTOS:

1) Livros editados

- Espíndola, E.L.G.; Botta-Paschoal, C.M.R.; Rocha, O.; Bohrer, M.B.C. & Oliveira-Neto, A .L. (2000) *Ecotoxicologia – perspectivas para o século XXI*, 575p. Rima Editora, São Carlos, SP.
- Espíndola, E.L.G.; Silva, J.S.V., Marinelli, C.E. & Abdon, M.M. (2000) *A bacia hidrográfica do rio do Monjolino*, 188p. Rima Editora, São Carlos, SP.

2) Publicações *on line*

- Matsumura-Tundisi, T.; Espíndola, E.L.G.; Rocha, O. Tundisi, J.G.; Assad, A. L.D.; Valério, C.B.; Barbosa, F.; Silva, W.M.; Cavalcanti, R.B. *Estratégia nacional de diversidade biológica* – Documento do GTT6 sobre a convenção da diversidade biológica. <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/relpub.html>, Doc. nº 11.5.1
- Rocha, O.; Espíndola, E.L.G. Probio – *Programa de Biodiversidade. Homepage* do projeto: Fragmentação natural e artificial de rios: comparação entre os lagos do Médio Rio Doce (MG) e as represas do Médio e Baixo Tietê (SP). <http://www.ufscar.br/~Probio>.

3) Livros no prelo

- Biodiversidade em águas doces: o sistema de lagos do Vale do rio Doce*. 350 pp. Rima Editora.
Biodiversidade em águas doces: o sistema de reservatórios do rio Tietê. 350 pp. Rima Editora.

4) Trabalhos publicados

- Brando, M. B. C.; Rocha, O.; Dias, M. M. The occurrence of *Phoenicopterus chilensis* Molina (Aves, Phoenicopteridae) in São Paulo State Reservoirs. *Braz. J. Biol.* 64(4):703-704, 2001.
- Pamplin, P.A.Z. & Rocha, O. First report of *Barbronia weberi* (Hirudinea: Erpobdelliformes: Salifidae) for South America. *Revista de Biologia Tropical*, v. 48, n. 2, p. 5, 2000.
- Padisak, J.; Barbosa, F. R.; Borbely, G.; Borics, G.; Chorus, I.; Espíndola, E. L. G.; Rocha, O.; Heinze, R.; Torokne, A. K.; Vasas, G. Phytoplankton Composition, Biodiversity and a pilot Survey of Toxic Cyanoprokariotics in a Large Cascading reservoir System (Tietê Basin, São Paulo State, Brazil). *Vehr Int Verein Limnol*, Stuttgart, Alemanha , v. 3, 1999.
- Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O. Theoretical Basis for Reservoir Management Organizado por: José Galizia Tundisi; Milan Straskraba *Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications*: ed. 1 ed., São Carlos, SP:, International Institute of Ecology , 1999 , v. 1 , p. 505 –528
- Barbosa, F. A. R.; Padisak, J.; Espíndola, E. L. G.; Borics, G.; Rocha, O. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its Application to the River Tietê Basin, São Paulo State, Brazil. Organizado por: José Galizia Tundisi; Milan Straskraba *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*.: ed. 1 ed. , São Carlos:, International Institute of Ecology , 1999, v. 1, p. 425 –437.
- Rocha, O.; Tundisi, T. M.; Espíndola, E. L. G.; Roche, K. F.; Rietzler, A. C. Ecological Theory Applied to Reservoir Zooplankton. Organizado por: José Galizia Tundisi; Milan Straskraba *Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications*: ed. 1 ed., São Carlos, SP: , International Institute of Ecology , 1999, v. 1 , p. 457 –476
- Rocha, O.; Güntzel, A. Crustacea Branchiopoda. Organizado por: Deborah Ismael; Wagner Cotroni Valente; Takako Matsumura Tundisi; Odete Rocha *Invertebrados de Água Doce*: ed. 1 ed., S.Paulo/SP:, FAPESP, 1999, v. 1 , p. 109 –120
- Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O. Limnologia de Águas Interiores, Impactos, Conservação e Recuperação de Ecossistemas Aquáticos Organizado por: Aldo da Cunha Rebouças; Benedito Braga; José Galizia Tundisi *Águas Doces no Brasil*: ed. 1 ed. , São Paulo, SP : , Escrituras , 1999 , v. 1, p: 195–225
- Rocha, O.; Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T. Ecossistemas de Águas Interiores Organizado por: Aldo da Cunha Rebouças; Benedito Braga; José Galizia Tundisi *Águas Doces no Brasil*: capital ecológico e Conservação: ed. 1 ed. , São Paulo, SP , Escrituras, 1999 , v. 1 , p: 153 –194.
- Costa, J.B. & Espíndola, E.L.G. (2000) Avaliação ecotoxicológica da água e sedimento em tributários do reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior, SP). In: Espíndola, E.L.G. et al (Eds.) *Ecotoxicologia* – perspectivas para o século XXI, pp: 75-94.
- Barbosa, R.M.; Povinelli, J.; Rocha, O. & Espíndola, E.L.G. (2000) A toxicidade de efluentes (lodo) de Estações de Tratamento de Água a Dapfinídeos (*Daphnia similis*), Quironomídeos (*Chironomus xantus*) e Peixes (*Hyphessobrycon egues*). In: Espíndola, E.L.G. et al (Eds.) *Ecotoxicologia* – perspectivas para o século XXI, pp: 379 – 394.
- Tonissi, F.B. & Espíndola, E.L.G. (2000) Utilização de bioensaios agudo, crônico-parcial e *in situ* com *Danio rerio* para avaliação ecotoxicológica do reservatório de Salto Grande (Americana – SP). In: Espíndola, E.L.G. et al (Eds.) *Ecotoxicologia* – perspectivas para o século XXI, pp: 483 – 500.
- Espíndola, E.L.G. (2000) O rio do Monjolinho: um estudo de caso. In: Espíndola, E.L.G. et al (Eds.) *A*

bacia hidrográfica do rio do Monjolinho, pp: 36 – 40.

- Fraccácio, R.; Rodgher, S.; Espíndola, E.L.G.; Paschoal, C.M.R.B.; Lima, D.; Nascimento, A .P. & Rodrigues, M.H. (2000) A abordagem ecotoxicológica. *In: Espíndola, E.L.G. et al (Eds) A bacia hidrográfica do rio do Monjolinho*, pp: 150–162.

- Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O.; Espíndola, E.L.G. (2000) Represa do Lobo: 30 anos de pesquisa, gerenciamento e participação da comunidade. *In: Tundisi, J.G. (Ed.) Diretrizes para o gerenciamento de lagos.*, vol. 1, p: 171–175.

5) Trabalhos no prelo

- Rocha, O; Matsumura-Tundisi, T. & Tundisi, J. G. 2002. Hot Spots for Zooplankton Diversity in São Paulo State: Origin and maintenance. *Vehr. Internat. Verein. Limnol.* 27, 2000 (in press)

- Fraccácio, R; Verani, N. F.; Espíndola, E. L. G.; Rocha, O; Rigolin-Sá, O & Andrade, C. A. " *Utilization of histological analysis of gills and biometric alterations of Danio rerio to assess the toxicity of sediment samples from cascade reservoirs of Middle and Lower Tietê River, Brazil.*, no prelo.

- Faria, O. B.; Espíndola, E.L.G. – *Caracterização físico-química de biomassa de macrófitas aquáticas visando sua utilização na produção de materiais de construção.* ENTAC-BRASIL

6) Cartilhas para segundo grau

AS MACRÓFITAS AQUÁTICAS: MANUAL DO PROFESSOR (20 páginas) Katia Sendra Tavares, Odete Rocha & Maria Inês Salgueiro Lima.

A AVIFAUNA AQUÁTICA E PALUDÍCOLA.DOS LAGOS DO RIO DOCE E DOS RESERVATÓRIOS DO RIO TIETÊ. (20 páginas) Magno Botelho Castelo Branco, Odete Rocha & Manoel Martins Dias Filho.

O PLÂNCTON DE ÁGUA DOCE. (20 páginas) Evandro Matheus Moretto, Odete Rocha, Maria José dos Santos Wisniewski, Adriana Maria Güntzel.

A COMUNIDADE BENTÔNICA DAS ÁGUAS DOÇES (20 páginas) Maria Helena Staballito, José Domingos, Odete Rocha & Evaldo Luis Gaeta Espíndola.

OS PEIXES DOS LAGOS DO RIO DOCE E DOS RESERVATÓRIOS DO RIO TIETÊ (20 páginas). Welber Senteio Smith, Evaldo Luis Gaeta Espíndola, Katia Sendra Tavares & Odete Rocha

A POLUIÇÃO AQUÁTICA E A BIODIVERSIDADE. Rosana Maria Barbosa , Odete Rocha , Evaldo Luis Gaeta Espíndola & Arnola Cecília Rietzler.

7) Cartilhas para o ensino fundamental

APRENDENDO A CONTAR COM OS PEIXES. (11 folhas) Magno Botelho Castelo Branco, Katia Sendra Tavares, Karl Mokross & Odete Rocha.

APRENDENDO A CONTAR COM AS MACRÓFITAS. (11 folhas) Katia Sendra Tavares, Karl Mokross, Magno Botelho Castelo Branco & Odete Rocha.

8) Série "Aprendendo Biodiversidade com Arte"

- Figuras para colorir (desenhos de macrófitas, peixes e aves aquáticas para serem coloridos no computador, ou impressos e pintados em lápis de cor, giz de cera ou prestocolor). Disponibilizados na página do projeto na *Internet*

- Calendário 2001: a) Flora e Fauna do rio Tietê.(1000 unidades)

- Calendário 2001: b) Flora e Fauna dos lagos do rio Doce.(1000 unidades)

- Calendário 2002: A biodiversidade das águas doces.(1000 unidades)

9) Série "Brincando e Aprendendo sobre a Biodiversidade dos Rios e Lagos Brasileiros"

O JOGO DA MEMÓRIA - Disponibilizados na página do projeto na *Internet* www.ufscar.br/~Probio

O SUPER TRUNFO - Elaborado e ilustrado, versando sobre a rede trófica nas águas doces; coordenação do projeto aguarda a resposta da GROW do BRASIL (a indústria que fabrica e distribui o brinquedo no Brasil, se não houver possibilidade, será disponibilizado na página do subprojeto, na *Internet*).

10) Pôsteres ilustrativos da biodiversidade da flora e fauna aquáticas, para ensino de primeiro e segundo grau

AS MACRÓFITAS AQUÁTICAS (1000 unidades)
AS AVES AQUÁTICAS E PALUDÍCOLAS (1000 unidades)
OS PEIXES DO RIO TIETÊ.(1000 unidades)

11) *Kit* para estudo da biodiversidade em águas doces
Criação e construção.

12) Formação de Recursos Humanos

a) Cursos de especialização para treinamento de professores de primeiro e segundo graus da rede de ensino público - EDUCAÇÃO AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS: PERSPECTIVAS PARA O SÉCULO XXI.:

- CURSO DE JANEIRO A OUTUBRO DE 2000: 47 professores concluíram o curso de especialização o qual incluiu o tema da biodiversidade em águas doces, onde foram ministradas aulas teóricas e práticas sobre o tema. Carga horária total de 360 horas, curso reconhecido pelo MEC.

- CURSO DE FEVEREIRO A DEZEMBRO DE 2000: 50 professores concluíram o curso de especialização, o qual incluiu o tema da biodiversidade em águas doces, onde foram ministradas aulas teóricas e práticas sobre o tema. Carga horária total de 360 horas, curso reconhecido pelo MEC.

b) Teses de doutorado, dissertações de mestrado e monografias de bacharelado total ou parcialmente desenvolvidas com recursos do projeto:

- Maria José dos Santos Wisniewski. "Distribuição Espacial e Produção Secundária do Zooplâncton na Represa de Barra Bonita, SP". PPG-ERN-UFSCar. CAPES. Concluída. 1998. (Orientadora- Odete Rocha)

- Adriana Maria Güntzel. "Variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê/Paraná, SP", Tese de Doutorado, UFSCar, São Carlos, SP, 445 pp. Concluída. 2000.(Orientadora - Odete Rocha)

- Evandro Matheus Moretto. "Diversidade zooplanctônica e variáveis limnológicas das regiões limnética e litorânea de cinco lagoas do vale do rio Doce- MG, e suas relações com o entorno". Dissertação de Mestrado, USP, concluída em 2001.(Orientadora - Odete Rocha)

- Ellis Mara Grimberg. Estudo comparativo da comunidade zooplanctônica de um sistema artificial (represa de Barra Bonita, SP) e de um sistema natural (Lagoa Baixa Verde, MG) Dissertação de Mestrado, USP, concluída em 2002.(Orientadora - Odete Rocha).

- Juliana Berninger da Costa. Avaliação Ecotoxicológica da Água e Sedimento do Reservatório de Barra Bonita (Médio Tietê Superior)-SP. Dissertação de Mestrado, USP, concluída em 2001. (Orientador - Evaldo Luis Gaeta Espíndola).

- Suzeley Rodgher. Estudos ecotoxicológicos e limnológicos nos reservatórios em cascata do Médio e Baixo rio Tietê: Uma análise espacial e temporal. Dissertação de Mestrado, USP, concluída em 2001.(Orientador- Evaldo Luis Gaeta Espíndola).

- Renata Fraccácio. "Utilização de bioensaios ecotoxicológicos com *Danio rerio* (Cypriniformes, Cyprinidae) e análises limnológicas para a avaliação ambiental dos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê (SP)". Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, concluída em 2001(Orientador - Evaldo Luis Gaeta Espíndola)

c) Teses de doutorado, dissertações de mestrado e monografias de bacharelado em desenvolvimento, iniciadas durante a vigência do projeto:

- Paulo Augusto Zaitune Pamplin. "Estudo Comparativo da Estrutura da Comunidade Bentônica de duas represas com diferenças no grau de eutrofização". Tese de Doutorado, UFSCar, São Carlos, em andamento, Orientadora - Odete Rocha.

- Clarice Maria Rispolli Botta Paschoal. "Avaliação Ecotoxicológica do Sedimento de Reservatórios do Sistema Tietê, como Subsídio para Ações de Recuperação e Manejo de Ecossistemas Aquáticos". Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Carlos, Em andamento, orientadora - Odete Rocha.

- Maria Helena Stabalito Rodrigues. "Avaliação dos efeitos da fragmentação de rios na qualidade da água através de testes de toxicidade e estrutura da comunidade bentônica". Em andamento. Orientador – Prof. Evaldo Luis Gaeta Espíndola

- Diana de Lima. "Efeito da fragmentação artificial do rio Tietê (SP) na composição, densidade e

distribuição da comunidade de fitoplâncton”. Doutorado em andamento. Orientador – Prof. Evaldo Luis Gaeta Espíndola. Bolsista CAPES.

- Welber Senteio Smith. “A importância dos tributários, a influência da fragmentação artificial de rios e da introdução de espécies exóticas na comunidade de peixes dos reservatórios do Médio e Baixo Tietê” Doutorado em andamento. Orientador – Prof. Evaldo Luis Gaeta Espíndola. Bolsista FAPESP

- Ricardo Henrique Gentil Pereira. “Análise do efeito da fragmentação artificial;I do rio Tietê (SP) e da disposição de reservatórios em cascata na comunidade de zooplâncton, com ênfase nas populações de Copepoda”. Doutorado em andamento. Orientador – Prof. Evaldo Luis Gaeta Espíndola.

- Luci Helena Zanata. “Distribuição das populações de Cladocera (Classe Crustacea) nos reservatórios do Médio e Baixo Tietê: uma análise espacial, temporal e experimental”. Orientador – Prof. Evaldo Luis Gaeta Espíndola. Bolsista CNPq

- Alessandro Minillo. “Avaliação da toxicidade de algas cianofíceas, com ênfase nas florações de *Microcystis aeruginosa* e *Anabaena spiroides*, nos reservatórios do Médio e Baixo Tietê, São Paulo”, Doutorado em andamento. Orientador – Prof. Evaldo Luis Gaeta Espíndola. Bolsista CNPq

- Glória Massae Taniguchi. “Diversidade, Variação Espacial e Temporal da Comunidade Fitoplanctônica e sua relação com as variáveis abióticas (Físicas e Químicas) em 4 lagos do vale do rio Doce, Estado de Minas Gerais.” Em andamento. Orientador – Pedro Américo Cabral Senna; co-orientadora: Odete Rocha.

- Caio Augusto de Almeida. “Contribuição ao estudo ecotoxicológico do sedimento de represas do rio Tietê através de bioensaios com dois organismos-teste bentônicos: *Chironomus xanthus* Rempel (insecta: Diptera) e *Branchiura sowerbyi* Beddard (Oligochaeta: Tubificidae)”. Mestrado em andamento. Orientadora: Profa. Dra. Odete Rocha.

- Cássio Arilsson de Andrade. “Estudos ecotoxicológicos em peixes na bacia do rio Doce, Minas Gerais”. Mestrado em andamento. Orientadora: Profa. Dra. Arnola Cecília Rietzler

d) Iniciação científica e monografias de bacharelado.

- Katia Sendra Tavares. “A diversidade de macrófitas aquáticas nos lagos do Médio rio Doce e no sistema do rio Tietê”. MONOGRAFIA DE BACHARELADO, Concluída. Orientadora Odete Rocha, co-orientadora Maria Inês Salgueiro Lima. Bolsista Probio.

- Magno Botelho Castelo Branco. “Diversidade de Avifauna Aquática nas represas do Baixo e Médio rio Tietê e no Sistema de Lagos do Médio rio Doce: Relação com o estado trófico dos ecossistemas aquáticos”. Concluída. Orientadora Odete Rocha, co-orientador Manoel Martins Dias Filho. Bolsista Probio.

- Daniel Ferguson Motheo. “Caracterização limnológica das comunidades planctônicas de um reservatório tropical raso e representação do lago em virtual reality (VRML)”. Em andamento. Orientadora – Odete Rocha; co-orientador – Cláudio Kirner. Bolsista PIBIC/CNPq.

- Sabrina Mieko. Estudos Ecotoxicológicos com *Aulacoseira granulata*. Bolsista PIBIC Orientadora: Profa. Odete Rocha.

- Cinthia Saska. Organização das coleções biológicas. Sem bolsa. Estagiária.

- Ana Lúcia Suriani. Análises Físicas e Químicas da Água e Aprendizagem de Técnicas de Triagem e Taxonomia da Comunidade Bentônica. Sem bolsa. Estagiária.

- Roberta Sebastiany França. Análises Físicas e Químicas da Água e Aprendizagem de Técnicas de Triagem e Taxonomia da Comunidade Bentônica. Sem bolsa. Estagiária.

- Érica Nakajima. Análises Físicas e Químicas da Água e Aprendizagem de Técnicas de Triagem e Taxonomia da Comunidade Bentônica. Sem bolsa. Estagiária.

- Camila Cristina Galvão Francisco Pereira. Avaliação da dieta alimentar de espécies nativas e exóticas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê. Bolsista FAPESP. Orientador: Evaldo Espíndola

- Patrícia Stefani. Estudo ecomorfológico das espécies de peixes nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, SP. Bolsista FAPESP. Orientador: Evaldo Espíndola

NOME DO SUBPROJETO: Efeito da fragmentação de Áreas Úmidas nas Populações de Aves Limícolas Migratórias

NOME USADO PARA DESIGNAR O PROJETO NESSE VOLUME: Aves Migratórias

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: Qual o efeito da fragmentação de áreas úmidas nas populações de aves limícolas e bentos?

DESENHO EXPERIMENTAL: Hipótese: Áreas fragmentadas não impactadas, que apresentam uma elevada densidade de organismos bentônicos, abrigam uma elevada densidade de aves costeiras. Desta forma, espera-se observar uma relação direta entre as densidades populacionais de aves e bentos em todos os fragmentos que não sofrem impactos antrópicos.

Para a avaliação desta hipótese, foram selecionados sítios de coleta na costa norte do Brasil (Maranhão, Pará e Amapá) onde foram feitas amostragens das populações de aves e bentos para verificar a abundância e densidade. Parcelas de 50x50m (2500m²), foram estabelecidas em habitats freqüentados por aves limícolas. Censos populacionais de aves e coletas de organismos bentônicos foram realizadas em cada parcela ao longo do ano.

Para a definição de corredores migratórios entre a costa norte do Brasil e a América do Norte, dados de fidelidade aos sítios por meio de taxas de recapturas de aves anilhadas, capacidade de vôo por meio de dados de biometria (comprimento da asa e peso fresco) e sexagem molecular de indivíduos foram realizados especialmente para o maçarico-rasteirinho (*Calidris pusilla*), espécie mais abundante a região. Para a definição da estrutura genética das populações de aves foram utilizadas estimativas de variabilidade genética intra e interpopulacional baseadas em dados de seqüenciamento de DNA e marcadores microssatélites.

METODOLOGIA: Captura de aves, anilhamento, extração de sangue para análise de DNA, censos populacionais, amostragem de bentos.

ÁREA(S) TRABALHADA(S): Regiões costeiras de três estados:

- Maranhão - Litoral ocidental - Ilha de Maiaú, Golfão Maranhense - Ilha de São Luís, especialmente a praia de Panaquatira
- Pará - Litoral oriental - Praia do Maçarico em Salinópolis e praia de Cuiarana
- Amapá - Praia de Goiabal no município de Calçoene

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S)OS TRABALHOS: Litoral norte brasileiro

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Aves, Organismos bentônicos.

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Paula Schneider, bióloga - professora da UFPA - paula@ufpa.br

Antonio Augusto Rodrigues, Biólogo - professor da UFMA - augusto@ufma.br

Evonnildo Gonçalves, Biomédico - bolsista de doutorado da UFPA - ecostag@ufpa.br

Artur Silva, Biólogo - UFPA - asilva@ufpa.br

Ana Tereza Lyra Lopes, Bióloga - bolsista de doutorado MPEG - atllopes@yahoo.com

Ana Patrícia Palheta - estudante de biologia, bolsista do CNPq - Probio

Andréia Pereira Amorim, Agrônoma, bolsistas do CNPq - Probio

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

Universidade Federal do Pará, Universidade Federal do Maranhão, Museu Paraense Emílio Goeldi, Fundação de Amparo e Desenvolvimento da Pesquisa.

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: não há ainda

PRODUTOS

1) Teses de doutorado:

- Estratégias Migratórias de *Calidris pusilla* (Aves: Scolopacidae) na costa norte da América do Sul: Proposta de rotas. Antonio Augusto Ferreira Rodrigues. Curso de pós-graduação em Ciências Biológicas (Genética e Biologia Molecular), UFPA. 2001.
- Marcadores DNA Microsatélites e sua Aplicação na Definição da Estrutura Populacional de *Calidris pusilla* (Charadriiformes: Aves). Evonnildo Costa Gonçalves. Curso de pós-graduação em Ciências Biológicas (Genética e Biologia Molecular), UFPA. Andamento.
- Dinâmica Populacional de Organismos Bentônicos de Região Entre-Marés em Áreas Utilizadas por Aves Limícolas Migratórias, na Costa Norte do Brasil. Ana Tereza Lyra Lopes. Curso de pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia). UFPA/MPEG. Andamento.

2) Dissertação de mestrado:

Relações Filogenéticas no Gênero *Calidris* Merrem 1804 (Charadriiformes, Aves) Inferidas a Partir de Seqüências de DNA Nuclear e Mitocondrial. Evonnildo Costa Gonçalves. Curso de pós-graduação em Ciências Biológicas (Genética e Biologia Molecular), UFPA. 2000.

3) Comunicações científicas:

- Anilhamento de aves limícolas migratórias na praia de Goiabal, Calçoene - AP. Antonio Augusto Ferreira Rodrigues e Ana Tereza Lyra Lopes, no V Workshop Ecolab, Macapá, AP. 2000.
- Ocorrência e densidade da macrofauna bentônica de região entre-marés da praia de Goiabal, Calçoene - AP. Ana Tereza Lyra Lopes e Antonio Augusto Ferreira Rodrigues, no V Workshop Ecolab, Macapá, AP. 2000.
- Filogenia Molecular do Gênero *Calidris* (Scolopacidae, Charadriiformes). Evonnildo Gonçalves; Artur Silva; Antonio Augusto Rodrigues; Allan Baker e Maria Paula Schneider. VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia. Florianópolis, SC. 2000.
- DNA Nuclear e a Inferência Filogenética em Maçaricos do Gênero *Calidris* (Charadriiformes, Aves). Evonnildo Gonçalves; Antonio Augusto Rodrigues; Artur Silva; Allan Baker e Maria Paula Schneider. 46° Congresso Brasileiro de Genética. Águas de Lindóia, SP. 2000.
- Resultados preliminares sobre a ocorrência da macrofauna bentônica na praia do maçarico, município de Salinópolis, Pará. Ana Patrícia Silva Palheta e Ana Tereza Lyra Lopes, no XIII Encontro de Zoologia do Nordeste, São Luís, MA. 2001.
- Molecular Sexing of *Calidris pusilla* from the Northern Coast of Brazil. Rodrigues, A. A. F.; Gonçalves, E. C.; Silva, A. e Schneider, M. P. C. "Red Knots in the Western Atlantic Flyway" Wader Study Group Special Spring 2001 Meeting. Marine Science Consortium, Wallops Island Virginia U.S.A. 2001.
- Anilhamento e censos populacionais de aves limícolas migratórias na praia de Goiabal, município de Calçoene - Amapá. Antonio Augusto Ferreira Rodrigues e Ana Tereza Lyra Lopes, no XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí, SC. 2002.
- Macrofauna bentônica da região entre-marés da praia de Goiabal, município de Calçoene -Amapá. Ana Tereza Lyra Lopes, Antonio Augusto Ferreira Rodrigues e Ana Patrícia Silva Palheta, no XXIV

Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí, SC. 2002.

- Contribuição dos macroinvertebrados bentônicos na dieta de aves limícolas migratórias na ilha de Maiaú, município de Cururupú, Maranhão. Ana Tereza Lyra Lopes, Antonio Augusto Ferreira Rodrigues e Ana Patrícia Silva Palheta, no XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí, SC. 2002.

Reportagem para Televisão

Efeito de Fragmentação de Áreas Úmidas Costeiras nas Populações de Aves Limícolas Migratórias Intercontinentais: Uma Análise Sobre os Corredores Migratórios no Norte do Brasil. Minuto da Universidade. Academia Amazônia - UFPA. 2001.

NOME DO SUBPROJETO: Abordagens Ecológicas e Instrumentos Econômicos para o Estabelecimento do Corredor do

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESSE VOLUME: Corredor Sul da Bahia

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO:

Como desenvolver ferramentas para o planejamento de corredores ecológicos que integrem informação biológica e sócio-econômica?

Como identificar instrumentos econômicos e legais para a implementação de corredores?

Questões biológicas relacionadas à fragmentação:

Como verificar o grau de substituição de espécies da fauna silvestre em fragmentos florestais na região sul da Bahia ao longo dos gradientes latitudinal e longitudinal?

Qual o tamanho mínimo de fragmentos capaz de manter populações viáveis de algumas espécies consideradas “umbrella” (espécies cuja preservação garantiria também a manutenção da diversidade regional)?

Como verificar tamanho e grau de fragmentação da paisagem ao longo de unidades amostrais determinadas pelo gradeado lat-long?

ÁREA(S) TRABALHADA(S): Sistema de Informações Geográficas, Pesquisa Biológica, Sócio-Economia e Políticas Públicas.

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S)OS TRABALHOS: Mata Atlântica

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Anfíbios, aves, mamíferos e caracterização parcial da vegetação.

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Keith Alger - Ph.D Ciência Política - k.alger@conservation.org

Gustavo A B. da Fonseca – Ph.D em Biologia da Conservação - g.fonseca@conservation.org

Raquel Teixeira de Moura – Bióloga, MSc em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – bolsista - rmoura@iesb.org.br

Paulo Cordeiro – Biólogo/MSc em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre - pcord@imagelink.com.br

Adriano Pereira Paglia – Biólogo/Doutorando em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – bolsista - paglia@dedalus.lcc.ufmg.br

Elena Charlotte Landau – Bióloga/Doutora em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – bolsista - landau@mono.icb.ufmg.br

Paulo Inácio Prado – Biólogo/Doutor em Ecologia - paulo@nepam.unicamp.br

Bruno Vergueiro Pimenta – Biólogo - bvs@hotmail.com

Débora Leite Silvano - Bióloga/Mestra em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre - debora@setesta.com.br

Jomar Gomes Jardim – Biólogo - jjard@ig.com.br

João Carlos Pádua – Economista – bolsista - jcpadua@iesb.org.br

Heloísa Orlando – Advogada - heloisa@cdl.com.br

Paulo Vila Nova Souza – Economista – bolsista - psouza@iesb.org.br

Natália Almeida Teixeira Resende – bolsista - nataliar@mono.icb.ufmg.br

Fabrcia Souza Miranda – bolsista – luska@mono.icb.ufmg.br

Leandro Arb D’Abreu Novaes – bolsista - leandro@mono.icb.ufmg.br

Sthefanie Freitas Maia – bolsista - sfmaia@mailbr.com.br
Danusa Campos – Geógrafa – bolsista - camposdanusa@hotmail.com
Paulo Guedes – Geógrafo – bolsista
Camila Calheira – bolsista
Júlia Nuescheler - nuescheler@yahoo.com.br
Vinicius Amorim - vinicius@bol.com.br

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Instituto de Estudos Sócio-Ambientais do sul da Bahia – IESB – Instituição coordenadora e executora.
- Ministério do Meio Ambiente – Probio/MMA
- Conservation International – CI
- Center for Applied Biodiversity Science – CABS
- Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG
- Universidade Estadual de Campinas – NEPAM/UNICAMP
- Banco Mundial
- University of Califórnia/Santa Bárbara – UCSB
- Jardim Botânico de Nova Iorque/CEPLAC
- Departamento de Desenvolvimento Florestal do Estado da Bahia

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: Para informações e-mail: iesb@iesb.org.br

PRODUTOS

LISTA DE TRABALHOS CIENTÍFICOS PRODUZIDOS PELOS INTEGRANTES DO SUBPROJETO (REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS): Foram produzidos e distribuídos um folder e um CD Rom “Corredor Central da Mata Atlântica - uma base de dados ambientais para a Bahia”.

Pesquisa Biológica:

- Apresentação de resultados parciais do componente Anfíbios Anuros, no I Simpósio Brasileiro de Herpetologia, realizado em São Paulo-SP.
- Apresentação do trabalho “Padrões de distribuição geográfica da avifauna no sul da Bahia: uma ferramenta para o estabelecimento do corredor central da Mata Atlântica” no V Congresso de Ecologia do Brasil.
- Apresentação do trabalho “Estudo da avifauna em fragmentos de Mata Atlântica do sul da Bahia” no IX Congresso Brasileiro de Ornitologia.
- Apresentação do trabalho “Ocorrência de aves endêmicas, raras e ameaçadas em fragmentos de Mata Atlântica do sul da Bahia” no IX Congresso Brasileiro de Ornitologia.
- Apresentação do trabalho “Levantamento em oito fragmentos de Mata Atlântica no sul da Bahia” no VIII Congresso Brasileiro de Ornitologia.
- Preparação de um capítulo de livro sobre conservação de Psitacídeos no sul da Bahia (Título provisório: “A fragmentação da Mata Atlântica do sul da Bahia e sua implicação para os Psitacídeos”).

Pesquisa Sócio-Econômica:

Monografia apresentada na Universidade Estadual de Santa Cruz/Ilhéus intitulada: “Análise da estrutura fundiária das três micro-regiões que compõem o sul da Bahia complementando o programa piloto do corredor do Descobrimento”.

NOME DO SUBPROJETO: Efeito do Processo de Fragmentação Florestal na Sustentabilidade de Alguns Ecossistemas Periféricos aos Eixos Rodoviários no Sudeste Acreano

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: Como os efeitos da forma e dimensão do processo de fragmentação de florestas primárias afetam os ecossistemas florestais primários ao longo eixos rodoviários BR 364 e BR 317, responsáveis pela maior área de ação antrópica no sudeste do estado do Acre?

Como o diagnóstico prévio das condições ecológicas e sócio-econômicas existentes ao longo dos principais eixos rodoviários, permitirá a tomada de decisões sustentáveis quanto ao estabelecimento de políticas de intervenção na área?

DESENHO EXPERIMENTAL:

O estudo foi efetuado ao longo do eixo principal das rodovias BR 364 e BR 317 localizados no sudeste acreano, totalizando quatro áreas piloto, duas na BR 364 e duas na BR 317. Foram plotadas quatro unidades amostrais compostas de três extratos para os estudos básicos de vegetação, solos e entomofauna, ou seja, floresta primária, floresta secundária, e pastagem. Durante os três anos de estudo as áreas não foram alteradas.

Foi realizada, ainda, uma caracterização sócio-econômica geral no sudeste acreano.

METODOLOGIA:

Ação de pesquisa I - Mapeamento, Classificação e Quantificação dos ecossistemas naturais e antrópicos: foi utilizado o Sistema de Informação Geográfica (SIG) operacionalizado com IDRISI e ARCVIEW. Foram elaborados os mapas de ação antrópica (floresta, capoeira, pastagens, espelho d'água, e culturas agrícolas), identificação das bacias hidrográficas, a partir de imagens de satélites LandSAT TM5 1:50.000 (bandas 3, 4, e 5), sendo estabelecidas as parcelas permanentes georeferenciadas para os estudos ecológicos, de acordo com o interesse do presente estudo.

Ação de pesquisa II - Avaliação das mudanças ocorridas nas áreas de ação antrópica e nos fragmentos em termos de propriedades físicas e químicas dos solos, e estoques de nutrientes. Foram amostradas áreas-piloto e realizadas análises químicas para diversos parâmetros do solo. Em cada ecossistema foram coletadas amostras de solo em duas profundidades com dez repetições.

Estudos de vegetação – ação de pesquisa III, IV e V - Amostragem: cada ponto amostral foi constituído por cinco transectos, partindo de um ponto central e com ângulo de divergência de 72° entre cada um, numerados no sentido anti-horário, sendo o primeiro orientado no sentido norte-sul. O tamanho de cada transecto foi de 1000 metros de comprimento por 10 metros de largura de cada lado do eixo amostral.

Ação de pesquisa III - Inventário florestal e florística: em cada ponto de coleta, foram amostrados indivíduos classificados em três níveis de acordo com altura e DAP. Nos níveis I e II (regeneração natural), foram medidos DAP e altura total, identificado o nome vulgar e contados a partir de quatro classes de tamanho pré-estabelecidas; no nível III foram medidos DAP, altura total e comercial, identificado o nome vulgar, georeferenciados e espécies selecionadas foram plaqueteados.

Ação de pesquisa IV - Variabilidade genética: foram selecionadas duas espécies arbóreas com ocorrência na floresta contínua e em pastagem, na área da Reserva Floresta Catuaba. As espécies selecionadas foram: cedro e ipê amarelo. O método utilizado para análise da diversidade de cedro foi marcadores microssatélites. As análises estão em fase final e os parâmetros a serem avaliados serão os mesmos já descritos para o ipê.

Ação de pesquisa V - Biomassa SAAB (*Standing Alive Above Ground Biomass*). Em cada ponto amostral foram realizados uma amostragem e 2 sub amostragens, 10 sub parcelas de 10x10 metros distribuídas sistematicamente a cada 100 metros dentro do transecto. Para estimativa de biomassa (*dry weight*), foi utilizada a equação alométrica de Brown (1989).

Ação de pesquisa VI – levantamento de vegetação em pastagem: Foi realizada uma avaliação da cronosequência de ocupação da pastagem. Foram coletados dados da vegetação herbácea, arbustiva e arbórea. Foram identificados os nomes científicos, vulgares, com as respectivas famílias botânicas. Foi verificado o nível de impacto com relação à perda de biodiversidade.

Ação de pesquisa VII - Levantamento e composição faunística de insetos em áreas de mata primária contínua, fragmentada, mata secundária e pastagem: Foram realizadas coletas mensais de insetos em área de mata primária contínua e em área de mata primária fragmentada, além de áreas de mata secundária e pastagens que circundam o fragmento. Para amostragem de formigas, foram lançados transectos nas áreas amostrais, coletas mensais, durante o período de um ano. Simultaneamente a essas coletas, foi efetuada a coleta de serrapilheira em cada ponto demarcado do transecto. Para amostragem de cupins foram colocadas, mensalmente, iscas de papelão. Depois da identificação, foram realizadas análises por meio de medidas de fauna das comunidades, tais como: periodicidade, abundância, dominância, frequência, constância, índice de diversidade, índice fisiográfico. Foram calculados ainda o quociente, a porcentagem e o índice de similaridade, o índice de associação e o índice de afinidade.

Ação de pesquisa VIII - Levantamento Socioeconômico e implantação de políticas públicas Sudeste Acreano: foi realizado um estudo das alterações socioeconômicas do Sudeste Acreano, realizando-se uma análise comparativa com o Estado do Acre, a Amazônia e o Brasil, relacionado aos principais produtos da atividade agropecuária e florestal, referente à área plantada e quantidade produzida, uso da terra e desmatamentos, população e migrações, políticas públicas, analisando e discutindo as principais transformações ocorridas na área rural nos anos recentes e tecendo considerações e recomendando políticas de intervenção na área.

ÁREA(S) TRABALHADA(S):

Universidade Federal do Acre – UFAC, BR 364 – Catuaba;
Fundação de Tecnologia do Estado do Acre – FUNTAC, BR 364 - Floresta Estadual do Antimari
Fazenda Vaca Branca, BR 317 sentido Rio Branco-Brasília
Fazenda Rio Claro, BR 317 sentido Rio Branco-Brasília

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S)OS TRABALHOS: Região Florística Amazônica, Floresta Ombrófila Aberta

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS:

Vegetação: Fabales, Myrtales, Euphorbiales, Rosales, Arecales e Sapindales.

Fauna: Blattodea, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera (Heteroptera, Homoptera), Hymenoptera, Lepidoptera, Mantodea, Megaloptera, Neuroptera, Odonata, Orthoptera, Psocoptera e Isoptera.

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Idésio Luis Franke – Eng. Agrônomo/Economista, Pesquisador da Embrapa Acre – idesio@cpafac.embrapa.br

Eufra Ferreira do Amaral - Eng. Agrônomo, Pesquisador da Embrapa Acre – eufra@cpafac.embrapa.br
Henrique Sant'ana - Eng. Agrônomo, Pesquisador da FUNTAC – hsantana@uol.com.br
Robson Braga – Economista, professor da Universidade Federal do Acre - robinson@uol.com.br
Nazira Camely - Economista, bolsista CNPq - nazira@ufac.br
Nádia Waleska Valentim – Bióloga, bolsista CNPq nadiavp@mailbr.com.br
Ubiracy da Silva Dantas – Graduando Economia, bolsista CNPq
Antonio Willian Flores de Mello, Engenheiro Agrônomo, SETEM/UFAC, awfmelo@cena.usp.br
Irving Foster Brown, Geoquímico, CPWH/UFF/SETEM/UFAC, fbrown@mdnet.com.br
Nilson Gomes Bardales, Engenheiro Agrônomo, bolsista CNPq, nilsonb@osite.com.br
Evandro Orfanó Figueiredo – Engenheiro Agrônomo, Pesquisador da Embrapa Acre – orfano@cpafac.embrapa.br
Lúcia Helena Wadt, Engenheira Florestal, Pesquisadora da Embrapa Acre – lucia@cpafac.embrapa.br
Luís Cláudio de Oliveira, Engenheiro Florestal, Pesquisador da Embrapa Acre – lclaudio@cpafac.embrapa.br
Marcílio Thomazini, Engenheiro Agrônomo, Pesquisador da Embrapa Acre marcilio@cpafac.embrapa.br
Ariane Thomazini, Engenheira Agrônoma, bolsista CNPq/Probio, ssv-ac@agricultura.gov.br

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA ACRE
- Fundação de Tecnologia do Estado Do Acre – FUNTAC
- Universidade Federal do Acre – UFAC

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: *Homepage* em construção

PRODUTOS

1) Trilha Ambiental Comunicação Arte e Tecnologia. Rio Branco: Trilha Ambiental Comunicação Arte e Tecnologia, 2000. uma fita VHS-NTSC (18'), som estéreo.

2) Publicações

- Oliveira, L. C. de; Franke, I. L.; Braz, E. M. Metodologia para avaliação do efeito do processo de fragmentação florestal sobre a biomassa, composição florística e variabilidade genética de ecossistemas periféricos aos eixos rodoviários no sudeste acreano. *In: IV Congresso de Ecologia do Brasil, 1998, Brasília. Anais-Resumos, Brasília: UnB, 1999.*
- Franke, I. L.; Oliveira, L. C. de; Amaral, E. F. do; Thomazini, M. J.; Santos, J. C. dos. Effect of the process of forest fragmentation in the sustainability o some outlying ecosystems to the axes roads in the southeast acreano. *In: Second International Conference on Biodiversity, 1999, Belo Horizonte. Proceedings. Belo Horizonte, 1999. P.209.*
- Franke, I. L.; Miranda, E. M. Ocorrência de árvores e arbustos de uso múltiplo em pastagens no Estado do Acre. *In: Seminário Internacional sobre Sistemas Agropecuarios Sostenibles, 6, 1999, Cali, Colômbia. Anais Eletrônicos (CD-ROM) - Resumos expandidos, Cali, 1999.*
- Figueiredo, E. O.; Pereira, N. W. V. Avaliação da composição estrutural e biomassa viva acima do solo em florestas sob efeito da fragmentação florestal na Amazônia Ocidental. Rio Branco-AC, Embrapa Acre, 2000, 27p., *Boletim de Pesquisa* 26.
- Figueiredo, E. O.; Pereira, N. W. V.; Wadt, L. H. de O. Potencial para o manejo etnobotânico na microrregião do Baixo Acre. *In: Simpósio Brasileiro de Etnobiologia e Etnoecologia, 3, 2000, Piracicaba, SP. Anais-Resumos, Piracicaba:SBEE, 2000, p.48.*
- Figueiredo, E. O.; Wadt, L. H. de O.; Pereira, N. W. V. Efeito da fragmentação florestal de florestas no sudeste acreano sobre a biomassa viva acima do solo e o estoque de carbono. *In: FOREST 2000, Porto Seguro, BA. Anais-Resumos Técnicos, Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biosfera, 2000, p.262-265.*
- Amaral, E.F. do, Brown, I.F., Melo, A.W.F. de. Efeito de diferentes usos da terra nas características do solo no Estado do Acre. Rio Branco: Embrapa Acre, 2001. 23p. (Embrapa Acre. *Boletim de Pesquisa*, 30).

- Albuquerque, E. S.; Thomazini, M. J. Levantamento de insetos e análise entomofaunística em áreas de mata contínua e fragmentada, capoeira e pastagem no sudeste acreano. *In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFAC, 8.*, 1999, Rio Branco. *Anais*. Rio Branco: PROPEG/COAP, 1999. p. 105.
- Albuquerque, E. S.; Thomazini, M. J. Levantamento de insetos e análise entomofaunística em áreas de mata contínua e fragmentada, capoeira e pastagem no sudeste acreano. *In: SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFAC, 9.*, 2000, Rio Branco. *Anais*. Rio Branco: PROPEG/COAP, 2000. p. 123.
- Silva, M. A.; Thomazini, A. P. B; Thomazini, M. J.; Albuquerque, E. S. Diversity of Hymenoptera in areas of primary forest fragment, regeneration forest and pasture of the southeast of Acre, Brazil. *In: INTERNATIONAL CONGRESS OF ENTOMOLOGY, 21.*, 2000, Foz do Iguaçu. *Abstracts Book 1*. Foz do Iguaçu: Embrapa Soja, 2000. P. 140.
- Silva, M. A.; Thomazini, A. P. B; Thomazini, M. J.; Albuquerque, E. S. Diversity of Coleoptera in areas of primary forest fragment, regeneration fores and pasture of the southeast of Acre, Brazil. *In: INTERNATIONAL CONGRESS OF ENTOMOLOGY, 21.*, 2000, Foz do Iguaçu. *Abstracts Book 1*. Foz do Iguaçu: Embrapa Soja, 2000. P. 142.
- Thomazini, M. J.; Thomazini, A. P. B. W. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais úmidas. Embrapa Acre 2000. 21 p. (Embrapa Acre. *Documentos*, 57).

NOME DO SUBPROJETO: Estratégias para Conservação e Manejo da Biodiversidade em Fragmentos de Florestas Semidecíduas.

NOME USADO PARA DESIGNAR O PROJETO NESSE VOLUME: Mata Seca

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: Como a biodiversidade, os padrões e processos ecológicos estão sendo afetados pelo isolamento, práticas de manejo e uso dos fragmentos?

DESENHO EXPERIMENTAL:

Estabelecimento de parcelas permanentes em fragmentos de Florestas Estacionais Deciduais e Semi-deciduais de diferentes tamanhos, formas, tempos e intensidades de perturbação.

METODOLOGIA: Estudo dos padrões e dos processos determinantes da estrutura e dinâmica dos fragmentos e suas interações com variáveis ambientais e sócio-econômicas, por meio de: análise geográfica dos fragmentos (SIG), estrutura e dinâmica de comunidade, estrutura e dinâmica de populações, efeitos da fragmentação nos processos ecológicos, avaliação da variabilidade genética de espécies-alvo, padrões ecofisiológicos e de longevidade de sementes e uso dos fragmentos.

ÁREA(S) TRABALHADA(S):

Florestas Estacionais Deciduais do Vale do Rio Paranã (GO)
Florestas Estacionais Semideciduais do Alto Rio Grande (MG)

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS : Cerrado e Floresta Atlântica

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Componente arbóreo de Florestas Estacionais Deciduais e Semideciduais.

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO:

Aldcir Scariot, Engenheiro Florestal, Ph.D em Ecologia, Embrapa-Cenargen, scariot@cenargen.embrapa.br
Ana Yamaguishi Ciampi, Bióloga, M. Sc. em Genética, Embrapa-Cenargen, aciampi@cenargen.embrapa.br
Antonieta Nassif Salomão, Engenheira Florestal, M. Sc. em Ecologia, Embrapa-Cenargen, antoniet@cenargen.embrapa.br
Célia Maria Torres Cordeiro, Estatística Embrapa-Cenargen, celia@cenargen.embrapa.br
Marília Lobo Burle, Engenheira Agrônoma, M. Sc., Embrapa-Cenargen, marilia@cenargen.embrapa.br
Anderson Cássio Sevilha, Biólogo, M. Sc. em Botânica, bolsista CNPq-Probio (2 anos), atual Embrapa-Cenargen, sevilha@cenargen.embrapa.br
Sérgio Eustáquio de Noronha, Geógrafo, Embrapa-Cenargen, noronha@cenargen.embrapa.br
Aécio Amaral Santos, Auxiliar de Operações, Embrapa-Cenargen, amaral@cenargen.embrapa.br
Nilton Ferreira Barbosa, Auxiliar de Operações, Embrapa-Cenargen
Sálvio do C. dos S. Xavier, Auxiliar de Operações, Embrapa-Cenargen
Valdemar de Souza Silva, Auxiliar de Operações, Embrapa-Cenargen
Noel Gomes de Sousa, Auxiliar de Operações, Embrapa-Cenargen
Milton de Paula Mamão, Auxiliar de Operações, Embrapa-Cenargen
José Dias de Souza, Auxiliar de Operações, Embrapa-Cenargen
Ary T. de Oliveira Filho, Engenheiro Florestal, Dr. em Ecologia, UFLA, aryfilho@ufla.br
Douglas A. de Carvalho, Engenheiro Agrônomo, Dr. em Botânica, UFLA, douglasc@ufla.br
Dulcinéia de Carvalho, Engenheira Florestal, Dr., UFLA, dulce@ufla.br

Sebastião C. S. Rosado, Engenheiro Florestal, Dr., UFLA, scrosado@ufla.br
 Antonio D. de Oliveira, Engenheiro Florestal, Dr., UFLA, donizete@ufla.br
 José Aldo Alves Pereira, Engenheiro Florestal, Dr. em Ecologia, UFLA, jaldo@ufla.br
 Eduardo Van Den Berg, Engenheiro Florestal, Dr., UFLA, evandenb@ufla.br
 Nilton Curi, Engenheiro Florestal, Dr., UFLA, niltcuri@ufla.br
 Marco Aurélio Leite Fontes, Engenheiro Florestal, M. Sc., UFLA, mafontes@ufla.br
 Jeanine Maria Felfili, Engenheira Florestal, Ph.D, UnB, felfili@unb.br
 Nilton César Fidler, Engenheiro Florestal, Dr., UnB
 Edson Cardoso, Auxiliar de Operações, UnB
 Newton R. Oliveira, Auxiliar de Operações, UnB
 Ederly de Lima Barbosa, Auxiliar de Operações, UnB
 Kenya M. de O. Ramos, Auxiliar de Operações, UnB
 Roberta C. de Mendonça, Bióloga, IBGE, rcompany@linkexpress.com.br,
 Diacis Alvarenga, Auxiliar de Operações, IBGE
 Marina de Lourdes Fonseca, Auxiliar de Operações, IBGE
 José Wagner B. Machado, Engenheiro Florestal, Dr., Consultor, Prodetab
 Luciana Álvares da Silva, Engenheira Florestal, Dr. em Ecologia, bolsista, CNPq-Probio,
 lasilva@cenargen.embrapa.br
 Alexandre Bonesso Sampaio, Engenheiro Florestal, M. Sc. em Ecologia, bolsista, CNPq-Probio,
 bonesso@cenargen.embrapa.br
 Elisa Furtado Madi, Ecóloga, M. Sc., bolsista, CNPq-Probio, ecomadi@yahoo.com.br
 Luciana Botezelli, Engenheira Florestal, M. Sc., bolsista, CNPq-Probio, botezelli@ufla.br
 André R. Terra Nascimento, Engenheiro Florestal, M. Sc., bolsista, CNPq-Probio, arterra@unb.br
 Alexander P. C. Balduino, Engenheiro Florestal, M. Sc., bolsista, CNPq-Probio
 Fernando D. B. E. Santo, Engenheiro Florestal, bolsista, CNPq-Probio
 Arlene Y. Goya, Consultora Administrativa, bolsista, CNPq-Probio, arlene@cenargen.embrapa.br
 José Paulo J. V. Andahur, Engenheiro Florestal, M. Sc., IEMA
 Gilberto de Oliveira, Engenheiro Florestal, bolsista, CNPq
 Apoena de Oliveira Lopes, Engenheiro Florestal, bolsista, CNPq I.C. UnB, mlopes@zaz.com.br
 Anderson Elói Nappo, Engenheiro Florestal, bolsista, PCOPPG
 Gustavo de Oliveira Lopes, Engenheiro Florestal, Estagiário, Cenargen, gustavocatitu@zipmail.com.br
 Maurício Bonesso Sampaio, Graduando, Engenharia Florestal, Estagiário, Cenargen,
 msampaio@cenargen.embrapa.br
 Luis M. T. de Carvalho, Doutorando bolsista, Agricultural, University of Wageningen,
 luis.tavaresdecarvalho@staff.wau.nl
 Fernanda Pinheiro, Doutoranda, Ecologia, bolsista, UnB
 Daniel Luis Mascia Vieira, Mestrando Ecologia, bolsista, UnB, daniel@unb.br
 Patrícia Costa Bueno, Mestranda, Ecologia, bolsista, CNPq-Probio
 Vivette Appolinario Cabral, Mestranda Engenharia Florestal, bolsista, UFLA qualea@ufla.br
 Frederico A. G. Guilherme, Mestrando Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Rubens Koloski Chagas, Mestrando Engenharia Florestal, bolsista, UFLA, rck@ufla.br
 Rejane Tavares Botrel, Mestranda Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Josival Santos Souza, Mestrando Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Luciene Alves Rodrigues, Mestranda Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Alessandro F. de Oliveira, Mestrando Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Anderson Marcos de Souza, Mestrando Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Bruno Senna Correa, Mestrando Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Warley A. C. Carvalho, Graduando Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Evandro Luiz M. Machado, Graduando Engenharia Florestal, bolsista, UFLA
 Francisco M. de Almeida, Prestação de Serviços
IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:
 - Embrapa-Cenargen,

- Universidade de Lavras (UFLA),
- Universidade de Brasília (UnB) e
- IBGE – Brasília.

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: *Homepage* em fase final de construção, no endereço: <http://www.cenargen.embrapa.br>

PRODUTOS:

1.Eventos científicos

- Appolinário, V.; Oliveira-Filho, A.T. & Guilherme, F.A.G. 1998. Dinâmica de um fragmento de mata ciliar no sudeste do Brasil. VII Congresso Latinoamericano de Botânica y XIV Congreso Mexicano de Botânica, Resúmenes. Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México, 18 a 24 de outubro de 1998 p. 83.
- Espírito Santo, F.D.B.; Souza, J.S.; Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L. 1999. Estudo da Estrutura Comunitária e de Variáveis Ambientais em um Trecho de Mata Ciliar no rio Capivari, município de Lavras, Minas Gerais. XII Congresso de Iniciação Científica da UFLA - CICESAL, VII Seminário de avaliação do PIBIC/CNPq & II Seminário de avaliação do PIBIC/FAPEMIG, Trabalho em Congresso, UFLA, Lavras, MG, junho de 1999. p. 171.
- Machado, J.W.B.; Scariot, A. & Andahur, J.P.V. 1999. Desmatamento e Fragmentação das Florestas Semidecíduais no Vale do Paranã, GO. *In*: 50º Congresso Nacional de Botânica. Resúmenes. Blumenau, SC.
- Scariot, A & Sevilha, A.C. 1999. Conservação *in situ* de Recursos Genéticos em Florestas Deciduais. *In*: II Simpósio de Recursos Genéticos para a América Latina e Caribe. Resúmenes. Brasília, DF.
- Appolinário, V.; Oliveira-Filho, A.T. & Guilherme, F.A.G. 2000. Dinâmica de Populações Arbóreas Tropicais de um Fragmento de Mata Ciliar do Rio Grande em Bom Sucesso, Minas Gerais. 51º Congresso Nacional de Botânica, Resúmenes. Brasília, DF, 23 a 29 de julho de 2000. p. 243.
- Espírito Santo, F.D.B.; Machado, E.L.M.; Souza, J.S. & Oliveira-Filho, A.T. Estudo do Efeito da Fragmentação Florestal em um Fragmento de Floresta Semidecidual Montana, no Campus da UFLA, Lavras – MG. XIII Congresso de Iniciação Científica da UFLA - CICESAL, VIII Seminário de avaliação do PIBIC/CNPq & III Seminário de avaliação do PIBIC/FAPEMIG, Trabalho em Congresso, UFLA, Lavras, MG, junho de 2000. p. 182.
- Sampaio, A.B. & Scariot, A. 2000. Efeito de Borda na Germinação de *Schinopsis brasiliensis* Engler (Anacardiaceae) e *Talisia esculenta* (ST. Hill) Radik (Sapindaceae) em uma Floresta Decidual. *In*: 51º Congresso Nacional de Botânica. Resúmenes. Brasília, DF.
- Scariot, A. & Sevilha, A.C. 2000. Fitossociologia de um Fragmento Decidual da Fazenda Flor Ermo, no Vale do Paranã, São Domingos, GO. *In*: 51º Congresso Nacional de Botânica. Resúmenes. Brasília, DF.
- Sevilha, A.C. & Scariot, A. 2000. Fitossociologia de um Fragmento de Floresta Decidual da Fazenda São Domingos, no Vale do Paranã. *In*: 51º Congresso Nacional de Botânica. Resúmenes. Brasília, DF.
- Sevilha, A.C. & Scariot, A. 2000. Florística da Comunidade Arbórea de Florestas Deciduais na Região do Vale do Paranã, GO. *In*: 51º Congresso Nacional de Botânica. Resúmenes. Brasília, DF.
- Andahur, J.P.; Scariot, A. 2001. Florestas e Gestão Ambiental na Bacia Hidrográfica do rio Paranã (GO/TO). *In*: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resúmenes. João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 261.
- Bueno, P.C. & Scariot, A., Sevilha, A.C. 2001. Estrutura Populacional de Espécies Madeireira em Áreas Intacta e Explorada de Floresta Decidual. *In*: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resúmenes. João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 157
- Madi, E.F. & Scariot, A. 2001. Usos por Grupos Sociais de Fragmentos de Floresta Estacional Decidual do Vale do Paranã, Nordeste de Goiás. *In*: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resúmenes. João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 86.
- Madi, E.F. & Scariot, A. 2001. O Uso do Conhecimento Local para o Manejo de Reserva Legal: O Caso da Pecuária na Bacia do Paranã, Goiás. *In*: V Congresso de Ecologia do Brasil, Resúmenes. Porto Alegre, RS 4 a 9 de novembro de 2001. p.319.
- Madi, E.F. & Scariot, A. 2001. Uso de Árvores de Fragmentos de Floresta Estacional Decidual na Bacia do Paranã, Goiás. *In*: V Congresso de Ecologia do Brasil, Resúmenes. Porto Alegre, RS 4 a 9 de novembro

de 2001. p.319.

- Nascimento, A.R.T.; Vieira, D.L.M. & Scariot, A. 2001. Regeneração da Floresta Decídua em uma Pastagem Abandonada no Vale do Paranã-GO. *In: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resumos.* João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 154.

- Nunes, Y. R. F.; Mendonça, A. V. R.; Oliveira-Filho, A. T.; Scolforo, J. R. S. 2001. Estrutura, Diversidade e Composição de Guildas da Comunidade Arbórea de um Fragmento de Floresta Semidecídua Montana em Lavras, MG. *In: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resumos.* Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 142.

- Sampaio, A.B.; & Scariot, A. 2001. Efeito de Borda na Diversidade, Composição e Estrutura de um Fragmento de Floresta Estacional Decidual. *In: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resumos.* João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 162 e 163.

- Sampaio, A.B. & Scariot, A. 2001. Regeneração e Efeito de Borda em Populações de Árvores de uma Floresta Estacional Decidual. *In: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resumos.* João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 162.

- Sampaio, A.B.; Scariot, A. Efeito de Borda e Habitat no Estabelecimento de *Talisia esculenta* e *Schinopsis brasiliensis* em uma Floresta Estacional Decidual, Brasil Central. *In: V Congresso de Ecologia do Brasil, Resumos.* Porto Alegre, RS 4 a 9 de novembro de 2001. p.327.

S-ampaio, A.B.; Scariot, A. Efeito de Clareira na Germinação e Predação de Sementes e Estabelecimento de Plântulas de *Talisia esculenta* em uma Floresta Estacional Decidual, Brasil Central. *In: V Congresso de Ecologia do Brasil, Resumos.* Porto Alegre, RS 4 a 9 de novembro de 2001. p.327.

- Scariot, A.C. & Sevilha, A.C. 2001. Florística e Fitossociologia de um Fragmento de Floresta Decidual Perturbado, na Fazenda Olha D' Água, Vale do Paranã, São Domingos, GO. *In: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resumos.* João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 223.

- Sevilha, A.C. & Scariot, A. 2001. Regeneração Natural do Componente Arbóreo de um Fragmento de Floresta Decidual no Vale do Paranã, GO. *In: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resumos.* João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 223.

- Sevilha, A.C. & Scariot, A. 2001. Florística e Fitossociologia de um Fragmento de Floresta Decidual Perturbado, na Fazenda Manguinha, Vale do Paranã, São Domingos, GO. *In: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resumos.* João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 223.

- Sevilha, A.C. & Scariot, A. 2001. Florística e Fitossociologia de um Fragmento de Floresta Decidual, na Bacia do Paranã, GO. *In: V Congresso de Ecologia do Brasil, Resumos.* Porto Alegre, RS, 4 a 9 de novembro de 2001. p.224.

- Silva, L.A. & Scariot, A. 2001. Estrutura da Comunidade Arbórea de Floresta Estacional Decidual em Afloramento Calcário (Fazenda Canadá, São Domingos, GO, Bacia do Paranã). *In: V Congresso de Ecologia do Brasil, Resumos.* Porto Alegre, RS, 4 a 9 de novembro de 2001. p.191.

- Silva, L.A. & Scariot, A. 2001. Levantamento da Comunidade Arbórea de Floresta Estacional Decidual sobre Afloramento Calcário (Fazenda São Vicente, São Domingos, GO). *In: V Congresso de Ecologia do Brasil, Resumos.* Porto Alegre, RS 4 a 9 de novembro de 2001. p.190.

- Silva, L.A., Scariot, A. & Sevilha, A.C. 1. Comunidade Arbórea da Floresta Estacional Decidual em Afloramento Calcário, São Domingos.GO. *In: V Congreso Latinoamericano de Ecologia, Resumos.* Província de Jujuy, Argentina, novembro de 2001. CD-ROM.

- Vieira, D.L.M. & Scariot, A. 2001. Abertura de Dossel: Indicador do Estado de Conservação de Fragmentos de Florestas Deciduais do Vale do Paranã-GO. *In: 52º Congresso Nacional de Botânica, Resumos.* João Pessoa, PB, 22 a 28 de julho de 2001. p. 154.

- Vieira, D.L.M. & Scariot, A. 2001. Efeitos do Manejo Florestal e do Habitat na Remoção de Sementes de *Cavanillesia arborea* (Bombacaceae) em Florestas Deciduais do Brasil Central. *In: V Congreso Latinoamericano de Ecologia, Resumos.* Província de Jujuy, Argentina, novembro de 2001. CD-ROM.

- Vieira, D.L.M. & Scariot, A. 2001. Efeitos do Manejo Florestal e do Habitat na Predação e Germinação de Sementes de *Tabebuia impetiginosa* (Bignoniaceae) Florestas Deciduais do Brasil Central. *In: V Congreso Latinoamericano de Ecologia, Resumos.* Província de Jujuy, Argentina, novembro de 2001. CD-ROM.

2) Relatórios (não incluídos dos bolsistas)

Machado, B.W.J. 1999. Relatório de consultoria financiado pelo PRODETAB para dar suporte técnico

na área de dendrologia e dasonomia ao subprojeto “Estratégias para conservação e manejo da biodiversidade em fragmentos de florestas semidecíduas” financiado pelo MMA/MCT/CNPq, parte do projeto “Conservação de Recursos Genéticos Florestais *In situ*” da Embrapa-Cenargen. Brasília, DF.

3) Publicações em periódicos e capítulos de livros

- Carvalho, L. M. T.; Fontes, M. A. L. & Oliveira-Filho, A. T. 2000. Tree Species Distribution in Canopy Gaps and Mature Forest in an Area of Cloud Forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 149 (1): 9-22.
- Scariot, A. & Sevilha, A.C. 2000. Diversidade, Estrutura e Manejo das Florestas Deciduais e as Estratégias para a Conservação. In: Cavalcanti, T.B.& B.M.T. Walter, pag. 183- 188, *Tópicos Atuais em Botânica*.
- Van den Berg, E. & Oliveira-Filho, A. T. 2000. Composição Florística e Estrutura Fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. *Revista Brasileira de Botânica* 22 (3): 231-253.
- Vilela, E. A.; Oliveira-Filho, A. T.; Carvalho, D. A.; Guilherme, F. A. G. & Appolinário, V. 2000. Caracterização Estrutural de Floresta Ripária do Alto Rio Grande, em Madre de Deus de Minas, MG. *Cerne* 6 (2): 41-54.
- Chagas, R.K.; Oliveira-Filho, A.T.; Van den Berg, E. & Scolforo, J.R.S. 2001. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. *Revista Árvore* 25 (1): 39-57.
- Carvalho, L. M. T. & Oliveira-Filho, A. T. 2001. Distribution, size and dynamics of canopy gaps in a cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. In: GOTTSBERGER, G. & LIEDE, S. (eds.) Life forms and dynamics in tropical forests. *Dissertationes Botanicae*, J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin-Stuttgart (no prelo).
- Botrel, R. T.; Oliveira-Filho, A. T.; Rodrigues, L. A. & Curi, N. 2001. *Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG, e a influência de variáveis ambientais na distribuição das espécies*. (submetido).
- Bueno, P. C., Scariot, A. & A. C. Sevilha. 2001. Estrutura Populacional de Espécies Madeireiras em Áreas Intacta e Explorada de Floresta Decidual. *Boletim do Herbário Botânico Ezequias Heringer* (no prelo)
- Espírito Santo, F. D. B.; Oliveira-Filho, A. T.; Machado, E. L. M.; Souza, J. S. & Fontes, M. A. L. 2001. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de floresta estacional semidecidual montana no campus da Universidade Federal de Lavras (UFLA), MG. (submetido).
- Figueira, M. D.; Dias, H. C. T. & Oliveira-Filho, A. T. 2001. Variação temporal de macro e micronutrientes no litterfall de uma floresta estacional semidecidual montana em Lavras – MG. (submetido).
- Nunes, Y. R. F.; Mendonça, A. V. R.; Oliveira-Filho, A. T. & Scolforo, J. R. S. 2001. Estrutura fisionômica, diversidade de espécies e composição de guildas da comunidade arbórea de diferentes setores de um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. (submetido).
- Souza, J. S.; Espírito Santo, F. D. B.; Fontes, M. A. L.; Oliveira-Filho, A. T. & Botezelli, L. 2001. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecidual às margens do rio Capivari, Lavras-MG (submetido).
- Silva, L. A., and A. Scariot. 2002. Comunidade arbórea de uma floresta estacional decidual sobre afloramento calcário na bacia do rio Paranã. Submetido à *Revista Árvore*.
- Sampaio, A. B., and A. Scariot. 2002. Edge Effect on Tree Diversity, Composition and Structure in a Deciduous Dry Forest in Central Brazil. Submetido a *Biological Conservation*.
- Nascimento, A. R. T., Scariot, A., J. A. Silva, and A. C. Sevilha. 2002. Estimativas de área basal e uso do relascópio de bitterlich em amostragem de floresta estacional decidual. Submetido à *Revista Árvore*.
- Silva, L. A., and Scariot. 2002. Estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos - Go, bacia do rio Paranã). Submetido à *Acta Botanica Brasílica*.
- Rodrigues, L. A.; Carvalho, D. A.; Oliveira-Filho, A. T.; Botrel, R. T. & Silva, E. A. 2002. Estudo florístico e estrutural da comunidade arbustiva e arbórea de uma floresta em Luminárias, MG. (submetido).

4) Palestras

- Scariot, A. 1999. Conservação *in situ* de Recursos Genéticos Florestais. In: Workshop sobre Gestão

Sustentável de Recursos Genéticos Florestais, 22 a 24 de junho de 1999, Piracicaba-SP

- Scariot, A. 2000. Rain Forest Fragmentation and the Strategies for Palm Biodiversity Conservation. 10 de Abril, 2000. Universidade de Brasília, Depto. de Engenharia Florestal.
- Scariot, A. 2000. Diversidade, Estrutura e Manejo das Florestas Deciduais e as Estratégias para a Conservação. In: 51o Congresso Nacional de Botânica, 23 a 29 de julho de 2000, Brasília, DF.
- Oliveira-Filho, A.T. 2000. Padrões Florísticos de Florestas Semidecidual e sua Importância para Conservação. In: 51o Congresso Nacional de Botânica, 23 a 29 de julho de 2000, Brasília, DF.
- Scariot, A. 2000. Biodiversity and Genetic Resources - 08 de Outubro, 1999. UniCeub, Brasília
- Scariot, A. 2002. Biodiversidade, Estrutura e Conservação de Florestas Estacionais Deciduais. 05 de Junho de 2002. Simpósio "Ecologia e Conservação do Cerrado" Embrapa, Brasília

5) Cursos

Meave, A. J. & Scariot, A. 2001. Princípios de Ecologia e Biogeografia para Biologia da Conservação. 24 a 29 de setembro de 2001. Laboratório de Ecologia de Plantas, Embrapa-Cenargen. 42 participantes.

6) Vídeo

Em fase de conclusão.

7) Teses, monografias e projetos

- Appolinário, V. 1999. Dinâmica de um fragmento de mata ciliar em Bom Sucesso – Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, UFLA, Defendida em: 25/02/1999.
- Guilherme, F.A. 1999. Efeitos do regime de inundação e de bambus na dinâmica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecidual no sul de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, UFLA, Defendida em: 26/02/1999.
- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L. 1999. Dinâmica da comunidade arbórea em setores ripários e de terra alta em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Itutinga (MG). Projeto de pesquisa (já executado, manuscrito em preparação).
- Carvalho, W.A.C. 2000. Levantamento florístico de um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Piedade do Rio Grande, MG. Monografia de Graduação, UFLA.
- Chagas, R.K. 2000. Dinâmica de populações e prognóstico de produção de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Lavras, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, UFLA. Defendida em: 28/02/2000.
- Burle, M. L. 2001. Levantamento dos fragmentos de florestas semideciviais no vale do Paranã. Monografia do curso de especialização em "Geoprocessamento Aplicado ao Planejamento e Gestão Ambiental". Universidade de Brasília, Instituto de Biociências, Depto. Geologia Geral e Aplicada.
- Dalanesi, P.E. 2000. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de dois trechos da floresta estacional semidecidual altimontana do Parque Florestal Quedas do rio Bonito, Lavras (MG). Monografia de graduação, UFLA.
- Espírito Santo, F.D.B. 2000. Estudo do efeito da fragmentação florestal em um fragmento de floresta semidecidual montana, no campus da Universidade Federal de Lavras, UFLA, MG. Monografia de Graduação, UFLA.
- Oliveira, L.T. 2000. Fragmentos de Floresta Atlântica Semidecidual no Município de Lavras: Uma Comparação Ecológica entre a Cobertura Atual e a Cobertura Exigida pela Legislação. Monografia de Graduação, UFLA.
- Telles, L. 2000. Uso da vegetação nativa pela população no entorno do município de Lavras, MG. Monografia de Graduação, UFLA.
- Oliveira, A.F. 2000. Estrutura Genética de Populações de *Copaifera langsdorffii* Desf. em Fragmentos Florestais no Sul de MG. Dissertação de Mestrado, UFLA. Defendida em julho de 2000.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A.L. & Botezelli, L. 2000. Composição Florística, Estrutura Comunitária e Variáveis Ambientais nas Florestas Estacionais Semideciviais Alti-Montanas da Chapada das Perdizes, Municípios de Carrancas e Minduri, MG. Projeto de pesquisa (já executado, manuscrito em preparação).
- Andahur, J.P. 2001. Mudança de uso da terra detectada por imagens de satélite. Dissertação de Mestrado, UnB, defendida em Abril de 2001.

- Botrel, R.T. 2001. Fragmentação florestal no município de Ingaí - MG: Composição florística, estrutura da comunidade arbórea e etnobotânica. Dissertação de Mestrado, UFLA. Defendida em fevereiro de 2001.
- Carvalho, L.M.T. 2001. An assessment of forest fragmentation and change detection in southern Minas Gerais, Brazil, through the use of satellite imagery. Project of doctorate thesis, University of Wageningen. Defendida em dezembro de 2001.
- Corrêa, B. S. 2001. Dinâmica de uma população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel (Annonaceae) em uma floresta ripária em Itutinga (MG). Dissertação de Mestrado, UFLA. Defendida em junho de 2001.
- Rodrigues, L.A. 2001. Estudo florístico e estrutural da comunidade arbustiva e arbórea de uma floresta em Luminárias, MG, e informações etnobotânicas da população local. Dissertação de Mestrado, UFLA. Defendida em fevereiro de 2001.
- Sampaio, A.B. 2001. Efeito de borda em espécies arbóreas em uma floresta decidual. Dissertação de Mestrado, UnB, defendida em janeiro de 2001.
- Souza, J.S. 2001. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras - MG. Dissertação de Mestrado, UFLA. Defendida em fevereiro de 2001.
- Botrel, M.C.G. 2002. Estrutura genética de populações de *Machaerium villosum* e *Machaerium nyctitans* em fragmentos florestais no sul de MG por meio de marcadores aloenzimáticos. Projeto de Iniciação Científica, UFLA, .
- Bueno, P.C. 2002. Efeito das explorações de madeiras na estrutura populacional de espécies arbóreas em florestas deciduais. Projeto de Dissertação de Mestrado.
- Carvalho, W.A.C. 2002. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de seis fragmentos. de floresta estacional semidecidual da Região do Alto rio Grande, MG. Projeto de Dissertação de Mestrado, UFLA.
- Fontes, M.A.L. & Oliveira-Filho, A.T. 2002. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta nebulosa no Parque Estadual de Ibitipoca, Lima Duarte (MG). Projeto de pesquisa .
- Lopes, G. O. 2003. Árvores das Florestas Estacionais Deciduais da Bacia do rio Paranã. Projeto de pesquisa.
- Pereira, J.A.A. 2002. Uma avaliação dos efeitos do histórico de impactos ambientais e da heterogeneidade ambiental sobre a composição florística, a diversidade de espécies e características estruturais de 20 fragmentos de floresta estacional semidecidual da região do Alto rio Grande, MG. Projeto de Tese de Doutorado, UFMG.
- Pinto, S.I.C. 2002. Estrutura genética de populações de *Copaifera langsdorffii* Desf. em um trecho de mata ciliar do rio Capivari, Itumirim, MG. Projeto de Iniciação Científica, UFLA.
- Póvoa, J.S.R. 2002. Estrutura genética de populações de *Cedrela fissilis* em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. Projeto de Dissertação de Mestrado, UFLA.
- Sevilha, A.C. 2002. Estrutura da comunidade arbórea em florestas estacionais intactas e exploradas para extração de madeira. Projeto de Pesquisa.
- Silva, V.F. 2002. Efeito do impacto de um incêndio sobre um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Ibituruna, MG. Projeto de Dissertação de Mestrado, UFLA.
- Soares, V.C. 2002. Estrutura genética de populações de *Machaerium villosum* e *Machaerium nyctitans* em fragmentos florestais no sul de MG por meio de marcadores RADP. Projeto de Iniciação Científica, UFLA.
- Vieira, D.L.M. 2002. Estrutura populacional de espécies de valor econômico em fragmentos de florestas decíduas no Vale do Paranã - GO: Implicações para Manejo e Conservação, Dissertação de Mestrado, UnB.
- Dalanesi, P. E. 2003. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de dois trechos da floresta estacional semidecidual altimontana do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito, Lavras (MG) Projeto de Dissertação de Mestrado, UFLA.
- Pinheiro, F. 2003. Efeito da fragmentação na dispersão de sementes espécies zoocóricas em florestas deciduais. Projeto de Tese de Doutorado, UnB.
- Sevilha, A.C. 2004. Estrutura da comunidade arbórea em florestas estacionais intactas e exploradas para extração de madeira. Projeto de Tese de Doutorado.
- Hargreaves, P. 2004. Composição e estrutura da comunidade arbórea da floresta estacional semidecidual montana da Serra de São José, Tiradentes (MG). Projeto de Tese de Doutorado .
- Botezelli, L. 2004. Dinâmica da comunidade arbórea de três fragmentos de floresta estacional semidecidual nos municípios de Lavras, Ingaí e Luminárias, MG. Projeto de Tese de Doutorado.

Nascimento, A.R.T. 2004. Efeito da fragmentação nos mecanismos ecológicos em florestas decíduais. Projeto de Pesquisa. (previsão).

NOME DO SUBPROJETO: Conservação do Bioma Floresta com Araucária

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESSE VOLUME: Araucária

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: As atuais políticas públicas são suficientes para a conservação do Bioma? Quais as políticas públicas necessárias para a conservação?

DESENHO EXPERIMENTAL: Conhecer o estado atual do Bioma nos aspectos biológicos (Flora – distribuição espacial e a qualidade dos remanescentes, a fauna zoocórica), socioeconomia, das políticas públicas ocorrentes e conhecer e registrar as experiências mais expressivas em desenvolvimento sustentável.

METODOLOGIA:

- Mapeamento dos remanescentes com a qualidade ambiental
- Reconhecimento e análise em campo da fauna zoocórica ocorrente e a sua dieta
- Identificação dos produtos florestais consumidos, a sua economia no contexto do bioma e no Estado
- Identificação e acompanhamentos das experiências em agroecologia, agrofloresta e outras, descrição
- Levantamento das políticas públicas nas diferentes esferas governamental; oficinas de trabalho para avaliação das mesmas e *workshop* para obtenção de indicativos de políticas públicas.

ÁREA(S) TRABALHADA(S): Bioma Floresta com Araucária no Estado do Paraná

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS: Bioma Floresta com Araucária

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Não houve grupos específicos

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Paulo Roberto Castella, Eng. Agr., coordenador técnico junto a FUPEF

Sandra Bos Mikich, Biólogo, DSc, consultora independente – coordenadora fauna, sbmikich@cwmatrix.com.br

Angélica Uejima, Biólogo, bolsista CNPq./Avifauna

Douglas Kajiwara, Biólogo, bolsista CNPq./Avifauna

Alberto Urben-Filho, Biólogo, Consultor, mastofauna

Michel Miretzki, Biólogo, pesquisador convidado, mastofauna, nicteris@terra.com.br

Fernanda Góss Braga, Biólogo, bolsista CNPq., mastofauna, bragafg@netpar.com.br

Gledson V. Bianconi, aluno convidado, mastofauna

Ricardo Miranda de Britez, Biólogo DSc, consultor, coordenador flora, rmbritez@netpar.com.br

Gilberto Tiepolo, Eng. Flor., bolsista CNPq

Luciana Andréa Pires, Biólogo, bolsista CNPq

Nilson de Paula Xavier Marchioro, Eng. Agrônomo DSc, consultor, socioeconomia e políticas públicas, nmarchioro@intercoop.com.br

Aníbal dos Santos Rodrigues, Eng. Agrônomo, MSc, consultor, socioeconomia e políticas públicas, arodrigues@intercoop.com.br

Vera Helena Vieira Hreisemnou, Socióloga, bolsista CNPq, socioeconomia

Cimone Rozendo de Souza, Socióloga, bolsista CNPq, socioeconomia

Julian Perez Cassarino, Eng. Flor., bolsista CNPq, políticas públicas, mogli@onda.com.br

Luiz Fernando Gonçalves Leandro dos Santos, Eng. Agr., bolsista CNPq, políticas públicas,

luizintercoop@bol.com.br

Roberto Martins de Souza Santos, Eng. Flor, bolsista CNPq, desenvolvimento sustentável

Gabriela Schmitz Gomes, Eng. Flor., MSc, bolsista CNPq, desenvolvimento sustentável
iaf@almix.com.br

Maria Izabel Radomski, Eng. Agr, consultora, desenvolvimento sustentável, izabel@intercoop.com.br

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (executora)
- Instituto Agroflorestal do Turvo

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: Não há até o momento

PRODUTOS

1) Apresentação do Subprojeto às instituições governamentais responsáveis pela implementação do Programa governamental REDE DA BIODIVERSIDADE no Estado do Paraná (novembro,1999);

2) Jornal "O Estado do Paraná" Julho de 1999, divulgação do subprojeto;

3) Os jornais: "O Estado do Paraná", "Gazeta do Povo" e "Folha de Londrina", fazem a cobertura jornalística da divulgação, aos órgãos institucionais e não governamentais, dos resultados do mapeamento e avaliação da Biodiversidade dos remanescentes florestais. Dezembro de 2000;

4) Quatro trabalhos publicados em congressos, apresentação oral e em painel (Unidades de Conservação; Botânica; Desenvolvimento Sustentável e Seminário de Estudos Jurídicos);

5) Uma publicação da atual degradação das florestas com Araucária na revista do Conselho Regional de Engenharia e Agronomia/CREA Paraná (agosto de 2001);

Incorporação dos resultados de mapeamento no Planejamento Macro estratégico do Projeto Paraná Biodiversidade (apresentado ao Banco Mundial pelas Secretárias de Estado do Planejamento, do Meio Ambiente e da Agricultura em 2001 e 2002);

NOME DO SUBPROJETO: Efeitos da Fragmentação de Habitat sobre as Populações de Mamíferos do médio e baixo Tapajós, Pará.

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESSE VOLUME: Tapajós

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: De que forma a diversidade e a abundância de mamíferos são alteradas pelo processo de fragmentação antrópica de habitat, típica da paisagem amazônica?

DESENHO EXPERIMENTAL: Comparação entre fragmentos antrópicos de floresta de diferentes tamanhos usando a mata contínua como controle.

METODOLOGIA:

Levantamentos de transecção linear de populações de mamíferos;
Observações detalhadas do comportamento de espécies de primatas;
Estudo da variabilidade genética em populações de *Mico argentatus*.

ÁREA TRABALHADA: Margem direita do Baixo rio Tapajós, Pará.

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS : Amazônia

GRUPO TAXONÔMICO INVESTIGADO: Mammalia

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO profissão maiúscula

Stephen Francis Ferrari (coordenador), Antropólogo, Departamento de Genética, UFPa, Belém – PA, ferrari@ufpa.br;

Maria Paula Cruz Schneider (vice-coordenadora), Geneticista, Departamento de Genética, UFPa, Belém – PA, paula@ufpa.br;

André Luís Ravetta, Biólogo (bolsista), Departamento de Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém – PA, alravetta@hotmail.com;

Artur Luís da Costa da Silva, Geneticista, Departamento de Genética, UFPa, Belém – PA, asilva@ufpa.br;

Belmira Augusta Rodrigues de Souza, Bióloga (bolsista), Departamento de Genética, UFPa, Belém – PA;

Claudia Guimarães Costa, Bióloga (bolsista), Departamento de Psicologia Experimental, UFPa, Belém – PA, cgcosta@plugway.com.br;

Francisco Cardoso de Freitas, Biólogo (bolsista), Departamento de Genética, UFPa, Belém – PA;

Honorly Kátia Mestre Corrêa, Bióloga, Departamento de Psicologia Experimental, UFPa, Belém – PA, hkmc@cpgp.ufpa.br;

Luciane Lopes de Souza, Bióloga (bolsista), Departamento de Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém – PA, lucianesouze@hotmail.com;

Paulo Eduardo Guzzo Coutinho, Biólogo (bolsista), Departamento de Genética, UFPa, Belém – PA, pegc@tap.com.br;

Simone Iwanaga, Bióloga (bolsista), Departamento de Genética, UFPa, Belém – PA, simoneiw@hotmail.com

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Universidade Federal do Pará;

- Museu Paraense Emílio Goeldi

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: ferrari@ufpa.br

PRODUTOS

Publicações

- Ferrari, S.F. (2000) Fragmentação de habitat e manejo de populações de mamíferos. *Pantanal 2000, Universidade Católica Dom Bosco, Corumbá, MS*, p. 72.
- Ferrari, S.F., S. Iwanaga, L.L. Souza, F.C. Freitas, A.L. Ravetta, C.G. Costa & P.E.G. Coutinho (2001) Levantamientos de transección lineal de poblaciones de mamíferos en la Amazonia central: efectos estacionales. *Resumos do Vº Congresso Internacional de Manejo de Fauna Silvestre em Amazonia e LatinoAmérica, Cartagena, Colômbia*, p. 97.
- Ravetta, A.L. (2001) O Coatá-de-testa-branca (*Ateles marginatus*) do Baixo rio Tapajós, Pará: ecologia e status de conservação. *Dissertação de Mestrado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.*
- Ferrari, S.F., S. Iwanaga, L.L. Souza, C.G. Costa, A.L. Ravetta, F.C. Freitas & P.E.G. Coutinho (2002) A problemática do tamanho de amostra em levantamentos de transecção linear de populações de mamíferos em ambiente de floresta. *Resumos do XXIVº Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí, SC*, p. 540.
- Ferrari, S.F., S. Iwanaga, L.L. Souza, C.G. Costa, A.L. Ravetta, F.C. Freitas & P.E.G. Coutinho (2002) Influência da sazonalidade sobre os resultados de levantamentos de transecção linear de populações de mamíferos na Amazônia central. *Resumos do XXIVº Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí, SC*, p. 540.
- Ferrari, S.F., Iwanaga, S., Ravetta, A.L., Freitas, F.C., Souza, B.A.R., Souza, L.L., Costa, C.G. & Coutinho, P.E.G. (No prelo) Dynamics of Primate Communities in the Context of Human Colonization along the Santarém-Cuiabá Highway in southern central Brazilian Amazonia. Em: L.K. Marsh (ed.) *Primates in Fragments*. Plenum Press, New York.
- Corrêa, H.K.M. (Em prep.) Influência de fatores ecológicos sobre padrões reprodutivos em uma população silvestre de *Mico argentatus*. *Tese de Doutorado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.*

NOME DO SUBPROJETO: Ilhas de Biodiversidade como Corredores na Restauração da Paisagem Fragmentada no Pontal do Paranapanema, SP

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: Devido ao seu pequeno tamanho e grau de isolamento, muitos destes fragmentos florestais do Pontal do Paranapanema não possuem mais populações mínimas viáveis para muitas espécies vegetais e animais. Esse é o caso principalmente de algumas espécies arbóreas raras que ocorrem em baixas densidades naturais nestes fragmentos. Portanto, populações pequenas e isoladas destas espécies arbóreas têm uma menor probabilidade de manter populações viáveis devido à falta de um fluxo gênico contínuo praticado por seus agentes polinizadores e dispersores.

Como, então, restaurar o fluxo gênico?

Hipótese: Ilhas de diversidade - contendo porções restauradas com espécies chaves e representativas do ecossistema ajudam a promover e aumentar o fluxo gênico entre subpopulações de espécies arbóreas raras isoladas nestes fragmentos.

DESENHO EXPERIMENTAL:

- Busca de conhecimentos básicos sobre a biota, uso da terra e do perfil agro-ecológico dos assentados rurais na área de concentração do projeto.
- Pesquisa aplicada na estrutura dos módulos agroflorestais e na estrutura genética das espécies vegetais raras componentes.
- Implantação das ilhas de diversidade
- Envolvimento dos assentados rurais em práticas agroflorestais restauradoras de paisagens fragmentadas.
- Gerar, transferir e multiplicar práticas agroflorestais restauradoras de paisagens fragmentadas.
- Elaborar, implementar e monitorar políticas públicas para a restauração e a conservação de paisagens fragmentadas.
- Coordenação e administração do subprojeto

METODOLOGIA:

- Levantamento florístico e fitossociológico e dos mamíferos e aves presentes nos fragmentos florestais localizados na área de concentração do projeto.
- Classificação e mapeamento do uso da terra na área de concentração do projeto.
- Descrição do perfil agro-ecológico dos assentados da Gleba Água Sumida.
- Seleção de espécies com potencial agroflorestal para a área de estudo e estudos de germinação, conservação de sementes e análises de crescimento inicial destas espécies
- Experimentação e implantação de viveiros agroflorestais.
- Estudo de estrutura genética e fluxo gênico entre as espécies vegetais raras.
- Desenhos participativos e escolha do módulo agroflorestal para cada assentado.
- Preparo, manejo do solo, e implantação das ilhas de diversidade, seguido de um controle de pragas.
- Programa e atividades de extensão agroflorestal e educação ambiental entre os assentados rurais na área de influência do projeto.
- Treinamento e formação de técnicos agroflorestais.
- Elaboração de um manual agroflorestal enfocando as espécies com potencial para a região.
- Reuniões participativas do conselho técnico do projeto com a comunidade rural envolvida no projeto.
- Divulgação local dos resultados e estudos de caso.
- Publicações científicas.
- Seminários Técnico-Científicos com convidados
- Elaboração de um programa de fiscalização.
- Seleção e criação de novas unidades de conservação.

- Criação de linhas de crédito para práticas agroflorestais.
- Coordenação e administração do subprojeto

ÁREA(S) TRABALHADA(S): Assentamentos rurais no entorno do Parque Estadual Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, São Paulo.

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS : Mata Atlântica do Interior, Pontal do Paranapanema, São Paulo, divisa com os Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul.

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Aves, Mamíferos, e espécies vegetais.

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Cláudio Valladares Padua (Biólogo, Diretor Executivo, IPÊ)
Eduardo Humberto Ditt (Agrônomo, Coordenador de Pesquisas, IPÊ)
Flavio Gandara (Engenheiro Floresta, ESALQ-USP)
Giselda Durigan (Agrônoma, Instituto Florestal, IF-SMA)
Helder Faria (Engenheiro Florestal, Instituto Florestal, IF-SMA)
Jefferson Ferreira Lima (Técnico Agrícola, IPÊ)
João Dagoberto dos Santos (Engenheiro Florestal, ESALQ-USP)
Laury Cullen Junior (Eng. Florestal, Coordenador de Pesquisas, IPÊ).
Patrícia Medici (Engenheiro Florestal, Coordenadora de Pesquisas, IPÊ)
Paulo Kageyama (Engenheiro Florestal da ESALQ-USP)
Suzana Machado Padua (Educadora Ambiental, Presidente do IPÊ)
Thiago Pavam Beltrame (Engenheiro Florestal, IPÊ)

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- COCAMP/MST Cooperativa dos Assentados da Reforma Agrária do Pontal do Paranapanema
- Fundação Florestal de São Paulo - FF - SMA
- Instituto Florestal de São Paulo - IF - SMA
- Universidade de São Paulo - ESALQ - USP

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: www.ipe.org.br (IPÊ- Instituto de Pesquisas Ecológicas)

PRODUTOS:

1) Artigos científicos em publicação sobre a experiência do projeto:

- 1999. Adopting an inclusive approach to the conservation of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) and the Brazilian Atlantic Forest: research, education, extensionism and policy. Cláudio Valladares-Padua, Suzana Padua, Cristiana Saddy Martins, Laury Cullen Jr., Maria das Graças de Souza, Patrícia Emília Medici. No prelo: Livro da UNESCO
- 2000. Pontal do Paranapanema: Reforma agrária com conservação de biodiversidade. Laury Cullen Jr e Cláudio Valladares-Padua. Setembro. Vol. 28 # 164. Revista Ciência Hoje.
- 2000. Cullen Jr. L, Bodmer, R. E & Valladares-Padua, C. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. Biological Conservation. v. 95: 49-56, 2000.
- 2001. Agroforestry benefit zones and the conservation of Atlantic Forest Fragments, São Paulo, Brazil.

Natural Áreas Journal, Vol 21 (4), 345-355.

- 2000. Projeto Abraço Verde: Zonas de Benefício Múltiplo e a Recuperação de Fragmentos Florestais no Pontal do Paranapanema, São Paulo. Cullen Jr., L., Valladares-Padua, C., Padua, S. e Morato, I. In: *Comunidades Tradicionais e Manejo dos Recursos Naturais da Mata Atlântica*. A.C. Diegues, & V.M. Viana (eds). São Paulo: NUPAUB. 43-55.
- 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brazil., Cullen Jr. L, Bodmer, R. E & Valladares-Padua, C. *Oryx* 35(2),137-144.

2) Artigos de divulgação publicados sobre a experiência do projeto:

- 1999. Reforma agrária com reforma ecológica. Laury Cullen Jr. Parabólicas. Num. 50/51. Ano 6 Mai/Jun. Boletim do ISA. Instituto Socioambiental.
- 1999. Sem terras com florestas. Laury Cullen Jr. *Jornal dos Trabalhadores Sem Terra*. Num 190. Ano XVII Junho.
- 1999. Sem terras com florestas. Rede "Comunidades Sustentáveis"
- 1999. Reforma Agrária Sustentável. REVISTA SEM TERRA

3) Participação em Seminários Técnico-Científicos e outros eventos.

- Abril 1999. Simpósio sobre restauração de paisagens. Piracicaba ESALQ-USP
- Junho 1999. Curso Nacional em Biologia da Conservação. Nazaré Paulista, SP
- Julho 1999. Congresso Internacional em Biologia da Conservação. Maryland, USA
- Setembro 1999. Smithsonian Autumn Festival. Washington, DC, USA
- Outubro 1999. Simpósio em Engenharia Ambiental. São Carlos EESC-USP
- Outubro 1999. Congresso Internacional de Manejo da Vida Silvestre, Assuncion, Paraguay
- Outubro 1999. I Seminário Estadual: O MST e a Agroecologia
- Novembro 1999. I Seminário Nacional sobre Reforma Agrária e Meio Ambiente, Brasília.
- Janeiro, 2000. Columbia University, New York. Trabalho convidado
- Fevereiro, 2000. Wildlife Conservation Society, New York, Trabalho convidado

4) Prêmios recebidos:

Os resultados preliminares deste subprojeto contribuíram muito para que o IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas recebesse os seguintes prêmios:

- 1998 Henry Ford Conservation Award - Science and Human Resources Category (oferecido anualmente pela Ford do Brasil e Conservation International, Brazil).
- 1999 Whitley Continuation Award - Royal Geographic Society, UK
- 1999 Wildlife Preservation Trust International Conservation Award, USA
- 1999 Society for Conservation Biology Award, USA
- 2002. The Whitley Gold Award, Royal Geographic Society, UK

5) Convites recebidos:

- O trabalho realizado foi recomendado para participar do I Seminário Nacional de Reforma Agrária e Meio Ambiente, organizado pelo Fórum pela Reforma Agrária e pela Justiça no Campo e pelo Fórum Brasileiro de ONGs e Movimentos Sociais para o Meio Ambiente, realizado no IBRADES em Brasília nos dias 9, 10 e 11 de Novembro de 1999.
- Também, em maio de 2001, o trabalho foi selecionado, entre nove estudos de caso no mundo, para apresentar seus resultados na "Biodiversity and Society Conference". UNESCO e Universidade de Columbia, NY, USA.

NOME DO SUBPROJETO: Estrutura e Dinâmica da Biota de Isolados Naturais e Antrópicos de Cerrado: Lições para a Biologia da Conservação

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESSE VOLUME: Cerrado

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: Quais os efeitos da fragmentação sobre a diversidade taxonômica e estrutura genética da biota (plantas lenhosas, mariposas, cupins, moscas do gênero *Drosophila*, répteis, anfíbios, aves e mamíferos não-voadores) em isolados naturais e antrópicos de vegetação do Cerrado?

DESENHO EXPERIMENTAL: Amostragem dos grupos taxonômicos em nove fragmentos antrópicos (Brasil Central) e nove fragmentos naturais (Rondônia) de Cerrado; fragmentos de diferentes tamanhos, variando de 2 a 15.000ha

METODOLOGIA: Regressão múltipla entre parâmetros dos fragmentos e riqueza de espécies; análises de estruturação de comunidades utilizando modelos neutros; análise de “nested subsets”; análise de estrutura genética baseada em marcadores RAPD; correlação entre diversidade genética e parâmetros dos fragmentos.

ÁREA(S) TRABALHADA(S):

- Catalão-GO
- Guajará-Mirim-RO
- Paracatu-MG
- Pimenta Bueno-RO
- Vilhena-RO

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S)OS TRABALHOS : Cerrado

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Plantas lenhosas, mariposas, cupins, moscas do gênero *Drosophila*, répteis, anfíbios, aves e mamíferos não-voadores

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Amábilio José Aires de Camargo, Mestre, CPAC-EMBRAPA, amabilio@cpac.embrapa.br

Andréa Ferreira Portela Nunes, Doutora, MPEG, andreanunes@museu-goeldi.br

Cezar Martins de Sá, Doutor, UnB, sasa@unb.br

Guarino Rinaldi Colli, Doutor, UnB, grcolli@unb.br

José Maria Cardoso da Silva, Doutor, UFPE, j.silva@conservation.org.br

Luiz Flamarion Barbosa de Oliveira, Doutor, UFRJ, melfo@terra.com.br

Margarete Suñé Mattevi, Doutora, UFRGS, mattevi@terra.com.br

Og Francisco de Souza, Doutor, UFV, og.souza@mail.ufv.br

Reginaldo Constantino, Doutor, UnB, constant@unb.br

Rosana Tidon Sklorz, Doutora, UnB, rotidon@unb.br

Tânia Margarete Sanaiotti, Doutora, INPA, sanaiott@inpa.gov.br

Thales Renato Ochotorena de Freitas, Doutor, UFRGS, trof@uol.com.br

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- CPAC-EMBRAPA

- INPA
- MPEG
- UnB
- UFPE
- UFRJ
- UFV

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: www.unb.br/ib/zoo/grcolli/grcolli.htm (ainda não disponibilizados)

PRODUTOS

Publicações

- Batista, C. G. 2001. Estrutura genética populacional de *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 (Lissamphibia: Leptodactylidae) em fragmentos antrópicos e naturais de Cerrado. Dissertação de Mestrado, Departamento de Biologia Celular, UnB.
- Gainsbury, A. M. 2002. Efeitos de longo prazo da fragmentação: lagartos em enclaves naturais de vegetação aberta no sudoeste da Amazônia. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, UnB.
- Wiederhecker, H. C. em andamento. Efeitos da fragmentação do Cerrado sobre a variabilidade genética de populações de lagartos. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, UnB.
- Mesquita, D. O. em andamento. Estrutura de comunidades de lagartos em Savanas Amazônicas. Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, UnB.
- Roma, J. C. em andamento. Estrutura e dinâmica da avifauna em isolados naturais e antrópicos do Cerrado. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, UnB.
- Brant, A. em andamento. Efeitos da fragmentação do Cerrado em populações naturais de Drosophilidae (Diptera, Insecta). Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, UnB.
- Colli, G. R., Costa, G. C., Garda, A. A., Kopp, K. A., Mesquita, D. O., Péres, A. K., Jr., Valdujo, P. H., Vieira, G. H. C. & Wiederhecker, H. C. (*in press*). A critically endangered new species of *Cnemidophorus* (Squamata, Teiidae) from a Cerrado enclave in southwestern Amazonia, Brazil. *Herpetologica*.

NOME DO SUBPROJETO: Conservação, Manejo e Restauração de Fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro: Mamíferos como Táxon Focal para Formulação de Estratégias

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESSE VOLUME: Poço das Antas

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO:

Quais os efeitos da fragmentação antrópica na dinâmica e persistência populacional de mamíferos em fragmentos florestais de tamanhos diferentes na Mata Atlântica de baixada costeira do estado do Rio de Janeiro?

Quais técnicas de manejo de populações e do habitat podem ser usadas para minimizar os efeitos negativos da fragmentação?

Como pesquisadores, educadores, extensionistas, proprietários rurais e autoridades públicas locais e regionais podem contribuir e influenciar a formulação de políticas públicas que favoreçam o manejo da paisagem com base nos princípios do desenvolvimento sustentável?

DESENHO EXPERIMENTAL: Estudos comparativos sobre o efeito de borda e a população de pequenos mamíferos e mamíferos voadores existentes nas REBIOS Poço das Antas e União/IBAMA e na Fazenda do Rio Vermelho.

METODOLOGIA: Mapeamento dos fragmentos florestais em estudo; levantamentos de populações de primatas, morcegos, roedores e marsupiais nestes fragmentos; estudos comportamentais detalhados de duas espécies de primatas e uma de marsupial; estudos de variabilidade genética de *L. rosalia* antes (*ancient DNA*) e depois da fragmentação; estudos de viabilidade de população de *M. demerarae*; reuniões comunitárias para desenvolvimento conjunto do apoio às RPPNs, aos Assentamentos Rurais de Reforma Agrária do entorno de Poço das Antas, apoio e participação ativa na criação do Consórcio Lagos São João e constituição do Comitê da Bacia do São João e de todos os respectivos documentos, proposição e demarcação da APA do São João/Mico-Leão-Dourado; planejamento e início de implantação de corredores florestais para reconexão de fragmentos isolados.

ÁREA(S) TRABALHADA(S):

- Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ
- Reserva Biológica União, Casimiro de Abreu e Rio das Ostras, RJ
- Fazenda do Rio Vermelho, Rio Bonito, RJ

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS : Mata Atlântica de Baixada Costeira Fluminense

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: mamíferos

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Denise Marçal Rambaldi, Eng. Florestal e Bacharel em Direito – Diretora Executiva da Associação Mico-Leão-Dourado, rambaldi@micoleao.org.br

Paula Procópio de Oliveira, Bióloga, Ph.D – Diretora Técnica da AMLD, ppo@micoleao.com.br

James M. Dietz, Zoólogo, Ph.D, University of Maryland, jd72@uemail.umd.edu

Fernando Fernandez, Biólogo Ph.D, UFRJ, rodentia@biologia.ufrj.br

Carlos Ramon Ruiz, Etólogo Ph.D, UENF - cruz@uenf.br

Marcelo Trindade Nascimento, Biólogo Ph.D, UENF, mtn@uenf.br

Dora Maria Villela, Bióloga, Ph.D, UENF, dora@uenf.br
Adriana Daudt Grativol, Bióloga MSc, UENF - adg@uenf.br
Maria Cecília Martins Kierulff, Ph.D, Conservation International, c.kierulff@conservation.org.br
Marcos Iwao Ito, Eng. Florestal, Fundação Biodiversitas
Patrícia Mie Matsuo, Ecóloga, AMLD, educação@micoleao.org.br
Maria Inês da Silva Bento, Professora, AMLD, assentamento@micoleao.org.br
Marco Aurélio Mello, Biólogo MSc., UFRJ - marmello@connection.com.br
Bérites C. Cabral, MSc, UENF
Fabrício Alvim de Carvalho, Biologia, UENF
João Marcelo A. Braga, MSc, UENF
Pablo R. P. Rodrigues, M.Sc, UENF

Bolsistas do Probio/CNPq:

Adriana Akemi Kunyu - Bióloga
Alexandra Santos Pires - Bióloga, MSc.
Ana Carolina Caetano Ribeiro, estudante de Biologia
Ana Cláudia Pinto do Nascimento, Bióloga
André Dias - Biólogo
Antonietta Ficucella - Bióloga
Daniela de Freitas - Bióloga
Daniela Sanches - Medicina Veterinária
Ernesto B. V. de Castro - Biólogo, MSc.
Ervan Nilton Boucinha - Técnico em Contabilidade
Ezequiel dos Santos - Eng. Florestal, MSc.
Fabiano Godoy - Eng. Cartógrafo
Fabiano Henrique Fortunato Ferreira - Direito
Gabryel Gomes Couto, estudante de Biologia
Gilberto Schitini - Biólogo
Leonardo Barros Ventorim - Eng. Agrimensor
Marina Lapenta - Bióloga, MSc.
Natália Lerner - Bióloga
Paula Pinheiro - Bióloga
Rosan Fernandes - Ecólogo
Vanessa Verulli - Bióloga
Vera Sabatini - Bióloga, MSc.

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Associação Mico-Leão-Dourado
- Universidade Federal do Rio de Janeiro
- Universidade Estadual do Norte Fluminense
- Universidade de Maryland
- National Zoological Park

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: rambaldi@micoleao.org.br, em fase final de construção <http://www.micoleao.org.br>
PRODUTOS

1) Artigos e resumos:

- Affonso, A., Ruiz-Miranda, C.R., e Beck, B.B. 1999. Interações ecológicas entre mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) reintroduzido e mico-estrela (*Callithrix jacchus*) introduzido em fragmentos de Mata Atlântica, RJ. A Primatologia no Brasil, Volume 8. no prelo.
- Astúa de Moraes, D. & N.O. Leiner. Padrão de erupção dentária no gênero *Caluromys* (Didelphimorphia, Didelphidae). *I Congresso Brasileiro de Mastozoologia (Porto Alegre - RS), Programa e Resumos: 77.*
- Brito, D. & F.A.S. Fernandez, Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. *Ciência e Cultura 52(3): 161-170.*
- Brito, D. & F.A.S. Fernandez. Metapopulation viability of the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Animal Conservation 3: 201-209.*
- Brito, D. & F.A.S. Fernandez. Population Viability Analysis for the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in Southeastern Brazil. *Population Viability Analysis Conference: Assessing Models for Recovering Endangered Species, University of California e The Wildlife Society, San Diego, Program and Abstracts: 25.*
- Brito, D., & F.A.S. Fernandez. Patch relative importance to metapopulation viability: the Neotropical marsupial *Micoureus demerarae* as a case study. *Animal Conservation* (no prelo).
- Cabral, B. & Nascimento, M. T.. Efeito de borda sobre herbivoria foliar de árvores de áreas fragmentadas de Mata Atlântica na Reserva Biológica União/IBAMA-RJ, XIX Jornada Fluminense de Botânica – SSB/RJ. Novembro de 1999.
- Cabral, B. C., Nascimento, M. T.. Efeito de borda sobre a herbivoria foliar em árvores e plantas de sub-bosque de um fragmento da mata atlântica em Rio das Ostras, RJ. In: V Congresso de Ecologia do Brasil, 2001, Porto Alegre. UFRGS, 2001. v.Único. p.438-438.
- Carvalho, F. A., Gonçalves, G.M., Villela, D. M., Braga, J. M. A, Nascimento, M. T. 2001. Relação entre a vegetação, nutrientes no solo e efeito de borda em dois fragmentos de mata atlântica alagada na REBIO Poço das Antas, RJ. V Congresso de Ecologia do Brasil. Ambiente x Sociedade, Porto Alegre, p. 219.
- Carvalho, F. A. A, Braga, J.M.A., Rodrigues, P.J. F.P., Nascimento, M.T.. Estrutura e composição florística da comunidade arbórea na borda e no interior de dois fragmentos naturais de Mata Atlântica de baixada periodicamente alagada. *Revista Brasileira de Botânica* (aceito). 2000
- Carvalho, F. A., Cabral, B. & Nascimento, M. T.. Herbivoria foliar em *Symphonia globulifera* e *Miconia* sp. em áreas de borda e interior de um fragmento de mata de baixada alagada na Reserva Biológica de Poço das Antas/IBAMA – RJ, XIX Jornada Fluminense de Botânica – SSB/RJ. 1999.
- Carvalho, F.A., Rodrigues, P. & Nascimento, M. T.. Estrutura de um fragmento de mata de baixada alagada na Reserva Biológica de Poço das Antas/IBAMA, - RJ, XIX Jornada Fluminense de Botânica – SSB/RJ. 1999.
- Carvalho, F.M.V., P.S. Pinheiro, F.A.S. Fernandez & J.L. Nessimian. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências 1(1): 91-101.*
- Carvalho, F.M.V., P.S. Pinheiro, F.A.S. Fernandez, J.L. Nessimian & B. Costa. Ecologia alimentar dos marsupiais *Micoureus demerarae* e *Caluromys philander* em fragmentos de Mata Atlântica. *XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Programa e Resumos: 577-578.*
- Carvalho, F.A, Braga, J.M.A., Rodrigues, P. J. F.P., Nascimento, M. T. (2000). Estrutura e composição florística da comunidade arbórea na borda e no interior de dois fragmentos naturais de Mata Atlântica de baixada periodicamente alagada. *Revista Brasileira de Botânica* (aceito).
- Carvalho, F.A, Gonçalves, G. M., Villela, D.M., Braga, J. M. A., Nascimento, M. T.. Relação entre a vegetação, nutrientes no solo e efeito de borda em dois fragmentos de mata atlântica alagada na REBIO Poço das Antas, RJ. In: V Congresso de Ecologia do Brasil, 2001, Porto Alegre. UFRGS, 2001. v.Único. p.219-219.
- Carvalho, F. A., Rabelo, G. R., Braga, J.M.A., Rodrigues, P.P. & Nascimento, M.T.. Estrutura e florística do estrato arbóreo de dois fragmentos de mata de baixada alagada na Rebio Poço das Antas, RJ. In Resumos 52 ° Congresso Nacional de Botânica, 2001, João Pessoa, PB., v. único, pág. 221-222.
- Couto, G., Gonçalves, G. M., Villela, D. M. 2002. Efeito da fragmentação sobre a variação anual da produção de serrapilheira em uma mata atlântica de baixada periodicamente inundada. *53° Congresso Nacional de Botânica, Recife, p.250*
- Faria, G. V., Ruiz-Miranda, C. R., Stoinski, T. & Beck, B. B. 2001. Foraging success of captive-born reintro-

- duced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) and their wild born offspring. *Ethology*, 36, 151.
- Faria, G. V., Ruiz-Miranda, C. R., Stoinski, T. & Beck, B. B. 2001. Foraging success of captive-born reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*) and their wild born offspring. *XXVII International Ethological Conference, Tübingen, Germany, 22-29 Agosto 2001*.
 - Faria, G. V., Ruiz-Miranda, C. R., Stoinski, T. & Beck, B. B. Diferenças no forrageio extrativo entre micos leões dourados (*Leontopithecus rosalia*) nascidos em cativeiro e sua prole nascida na mata. Congresso Brasileiro de Etologia. outubro de 2000. Florianópolis, Brasil.
 - Feliciano, B.R., A.S. Pires, F.A.S. Fernandez & D. Freitas (2001). Uso do espaço pelos roedores *Akodon cursor* e *Bolomys lasiurus* em uma matriz de gramíneas entre dois fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. *5º Congresso de Ecologia do Brasil (Porto Alegre), Resumos: 82*.
 - Feliciano, B.R., F.A.S. Fernandez, D. Freitas & M.S.L. Figueiredo. Population dynamics of small rodents in a grassland among fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Zeitschrift für Säugetierkunde* (no prelo).
 - Fernandez, F.A.S, A.S. Pires, F.M.V. Carvalho, P.S. Pinheiro, N.O. Leiner, P.K. Lira, M.S.L. Figueiredo & H.S.A. Carlos. Ecologia do marsupial *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. In: Freitas, T.R.O (Ed.), *Estudos sobre a Fauna de Mamíferos do Brasil*, Sociedade Brasileira de Mastozoologia (no prelo).
 - Fernandez, F.A.S. & A.P. Paglia. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles o suficiente? *Lundiana* (submetido).
 - Fernandez, F.A.S. & A.S. Pires. Perspectivas para a sobrevivência dos marsupiais brasileiros em fragmentos florestais: o que sabemos, e o que precisamos ainda aprender? In Cáceres, N.C. & E. Monteiro-Filho (Eds.), *Marsupiais Brasileiros*. Editora da Universidade Federal do Paraná, Curitiba (no prelo).
 - Ferreira, F. H. F. & Rambaldi, D. M. A RPPN e a Função Social da Propriedade. Anais do VII Simpósio sobre Meio Ambiente & II Simpósio de Direito Ambiental, Universidade Salgado de Oliveira – RJ. Outubro de 1999.
 - Ferreira, F. H. F. & Rambaldi, D. M.. Direito Ambiental: desafios e perspectivas. Anais do VII Seminário de Educação Ambiental. IME – Instituto Militar de Engenharia do Rio de Janeiro e CNPq - RJ. Setembro 1999.
 - Ferreira, F. H. F. & Rambaldi, D. M.. The government and the development of ecotourism in Brazil. Anais do II World Ecotur – Biosphere Foundation. 2.000.
 - Figueiredo, M.S.L. & F.A.S. Fernandez (2001). Efeitos do fogo sobre populações de duas espécies de roedores em pequenos fragmentos de Mata Atlântica. *5º Congresso de Ecologia do Brasil (Porto Alegre), Resumos: 62*.
 - Gonçalves, G. M., Villela, D. M. e Nascimento, M. T. 2000. Produção de serrapilheira em uma Mata Atlântica inundada de baixada: Efeitos da fragmentação florestal. 51º Congresso Nacional de Botânica, Brasília, DF., p.159.
 - Gonçalves, G.M., Villela, D.M., Nascimento, M.T. Produção de serrapilheira em dois fragmentos de mata atlântica periodicamente inundados: efeito de borda. In Resumos 52º Congresso Nacional de Botânica, Realizado de 22 a 28 de julho de 2001, João Pessoa, PB., v. único, página 165.
 - Grativol, A.D, Nascimento, M.T., Moraes, E.. Estratégias reprodutivas e seu efeito na estrutura populacional de guanandi (*Symphonia globulifera*) em Fragmentos de Mata Atlântica de baixada. In: V Congresso de Ecologia do Brasil, 2001, Porto Alegre. Livro de Resumos. UFRGS, 2001. v.Único. p.114-114.
 - Interações ecológicas entre micos leões reintroduzidos e micos estrela introduzidos no Estado de Rio de Janeiro. IX Congresso Brasileiro de Primatologia. 25-30 de julho de 1999. Santa Teresa, ES, Brasil. 1999. Co-autores A. G. Affonso e B. B. Beck.
 - Ito, M.I., Vieira, A.J., Bento, M. I.S, Rambaldi, D.M., Fernandes, R.V. & Ferreira, F.H.F.. 2000. Anais do XXXVIII Congresso Brasileiro de Economia e Sociologia Rural, Rio de Janeiro, RJ – Brasil
 - Ito, M.I.; Bento, M. I.S, Pedlowski, M.. A dinâmica social e do uso da terra em assentamentos de reforma agrária no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. 2000. Resumos da 52a. Reunião Anual da SBPC, Brasília, DF.
 - Kierulff, M.C.M. 1993. Uma Avaliação das Populações Silvestres de Mico-Leão-Dourado, *Leontopithecus rosalia*, e uma Proposta de Estratégia para a Conservação da espécie. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.
 - Kierulff, M.C.M., P.Procópio de Oliveira, B.B. Beck, & A. Martins. 2002.
 - Reintroduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In: Lion Tamarins

- Biology and Conservation. D.G. Kleiman and A.B. Rylands, Eds., Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Lapenta, M.J.; J.C.Motta-Junior; P.P.Oliveira; M.C.M.Kierulff & K.Martins. 2000. Germination tests with seeds ingested by golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ - Brasil. Abstracts do 3rd International Symposium-Workshop on Frugivores and Seed Dispersal - Biodiversity and Conservation Perspectives, São Pedro, SP - Brasil.
- Lapenta, M.J.; P.Procópio de Oliveira; M.C.M.Kierulff & J.C.Motta-Junior. 2002. Taxa de passagem de sementes pelo trato digestivo de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*): importância para a conservação. XXIV Congresso de Zoologia, Itajaí, SC.
- Lapenta, M.J.; P.Procópio de Oliveira; M.C.M.Kierulff & J.C.Motta-Junior. 2001. Taxa de passagem de sementes pelo trato digestivo de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*): importância para a conservação. Congresso de Ecologia, Porto Alegre, RS.
- Lapenta, M.J.; P.Procópio de Oliveira; M.C.M.Kierulff & J.C.Motta-Junior. Submitted to Mammalia. Fruit Exploitation by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ – Brazil.
- Leiner, N.O. & F.A.S. Fernandez. Demografia do marsupial *Micoureus demerarae* (Mammalia: Marsupialia) em um fragmento pequeno de Mata Atlântica. XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Programa e Resumos: 578-579.
- Leiner, N.O., C.S. Barros & F.A.S. Fernandez (2001). O que determina o início da reprodução dos marsupiais neotropicais: fotoperíodo ou disponibilidade de recursos? 5º Congresso de Ecologia do Brasil (Porto Alegre), Resumos: 81.
- Leiner, N.O., C.S. Barros & F.A.S. Fernandez. O que desencadeia a reprodução de *Micoureus demerarae* em fragmentos de Mata Atlântica: fotoperíodo ou disponibilidade de recursos? I Congresso Brasileiro de Mastozoologia (Porto Alegre - RS), Programa e Resumos: 69.
- Lira, P.K., A.S. Pires & F.A.S. Fernandez (2001). Tamanho e padrões de sobreposição de áreas de vida do roedor *Akodon cursor* em pequenos fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. 5º Congresso de Ecologia do Brasil (Porto Alegre), Resumos: 81.
- Lira, P.K., A.S. Pires, H.S. Carlos, G.M. Schittini, L.C. Oliveira & F.A.S. Fernandez. Uso de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica pelo marsupial *Philander frenata* no Estado do Rio de Janeiro. I Congresso Brasileiro de Mastozoologia (Porto Alegre - RS), Programa e Resumos: 72.
- Mello, M.A.R.; Nascimento, J.L. & Fernandez, F.A.S.. How often should researchers go to the field to conduct demographic studies on *Carollia perspicillata*. Bat Research New. Summer 1999.
- Moraes, E. & Nascimento, M. T.. Estrutura populacional de guanandi (*Symphonia globulifera*), em quatro áreas periodicamente inundadas de Mata Atlântica de Baixada – RJ, XIX Jornada Fluminense de Botânica – SSB/RJ. Novembro de 1999.
- Nascimento, A C. P. do, Villela, D. M., Nascimento, M. T., Carvalho, F. A, Gonçalves, G. M. 2002. Efeito de Borda sobre a produção de folhas da serrapilheira das espécies arbóreas dominantes em uma mata de baixada inundada, RJ. 53º Congresso Nacional de Botânica, Recife, p.250
- Oliveira, C. R. & Ruiz-Miranda, C. R. 2001. Do golden lion tamarin juveniles minimize the costs of play? *Ethology*, 36, 69.
- Oliveira, C. R. & Ruiz-Miranda, C. R. 2001. Do golden lion tamarin juveniles minimize the costs of play? XXVII International Ethological Conference, Tubingen, Germany, 22-29 Agosto 2001.
- Oliveira, C.R. & Ruiz-Miranda, C.R., 1999. Comportamento de brincadeira em micos leões reintroduzidos e selvagens. *A Primatologia no Brasil*, Volume 8. No prelo.
- Oliveira, L.C. Diversidade e Composição de Espécies de Mamíferos em Fragmentos de Mata Atlântica no Rio de Janeiro (PG-Ecologia UFRJ, xvi + 79pp).
- Oliveira, L.C., F.A.S. Fernandez, G.M. Schittini & M. Passamani. Uso de fragmentos muito pequenos de mata atlântica pelo mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*. IX Congresso Brasileiro de Primatologia, Livro de Resumos: 46.
- Oliveira, L.C., F.A.S. Fernandez, G.M. Schittini & M. Passamani. Uso de fragmentos muito pequenos de Mata Atlântica pelo mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*. *A Primatologia no Brasil - Volume 8, Sociedade Brasileira de Primatologia* (no prelo).
- Oliveira, L.C., G.M. Schittini, F.A.S. Fernandez, M.P. Gonçalves & J.P. Soares. Composição e variação

- de comunidades de mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica. *XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Programa e Resumos*: 606.
- Passamani, M. & F.A.S. Fernandez (2001). Abundância de pequenos mamíferos em fragmentos de tamanhos diferentes de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. *5º Congresso de Ecologia do Brasil (Porto Alegre), Resumos*: 348.
 - Pereira, P.S. & F.A.S. Fernandez (2001). Dieta do marsupial *Philander frenata* em fragmentos de Mata Atlântica na Reserva Biológica de Poço das Antas. *5º Congresso de Ecologia do Brasil (Porto Alegre), Resumos*: 19.
 - Pinheiro, P.S., F.M.V. Carvalho, F.A.S. Fernandez & J.L. Nessimian. Diet of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* (no prelo).
 - Pinto, V.C.; Fernandes, R. V.; Rambaldi, D. M. & Bento, M. I. S. A importância da Educação Ambiental no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas, habitat do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*). CREA – RJ. Maio de 1999
 - Pinto, V.C.; Fernandes; R. V.; Rambaldi, D. M. & Bento, M. I. S. Incentivos à criação de RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural para a conservação do habitat do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), Seminário de Unidades de Conservação. CREA – RJ. Maio de 1999.
 - Pires, A.S. & Fernandez, F.A.S.. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 15:279-290. 1999.
 - Pires, A.S. & F.A.S. Fernandez. Metapoblación de machos y poblaciones de hembras: patrones espaciales del marsupial *Micoureus demerarae* en Brasil y sus implicaciones para conservación. *II Congreso Nacional de Conservación de la Biodiversidad, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá (Colômbia)*.
 - Pires, A.S., F.A.S. Fernandez, D. Freitas & B.R. Feliciano. Influence of distance from edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* (no prelo).
 - Pires, A.S., F.A.S. Fernandez, L.C. Oliveira & G.M. Schittini. Uso de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica pelo gambá *Didelphis aurita* no estado do Rio de Janeiro. *XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Programa e Resumos*: 607.
 - Pires, A.S., P.K. Lira, F.A.S. Fernandez, G.M. Schittini & L.C. Oliveira (2001). Frequência de movimentos de pequenos mamíferos entre fragmentos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. *5º Congresso de Ecologia do Brasil (Porto Alegre), Resumos*: 339.
 - Pires, A.S., P.K. Lira, F.A.S. Fernandez, G.M. Schittini & L.C. Oliveira. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* (no prelo).
 - Quental, T.B., Fernandez, F.A.S., Dias, A.T.C. & Rocha, F.S. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal Forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17(3): 339-352.
 - Rambaldi, D. M. & Ferreira, F. H. F. Direito Ambiental: desafios e perspectivas. In: Anais do VII Seminário de Educação Ambiental. IME – Instituto Militar de Engenharia do Rio de Janeiro e CNPq - RJ. 1999.
 - Rambaldi, D. M. O mico-leão-dourado, a Reserva Biológica de Poço das Antas e seu entorno. In: Anais do V Seminário da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. SMA/CED, SP. pp. 33-39. 1998.
 - Rambaldi, D. M.; Pinto, V.C.; Fernandes, R. V. & Bento, M. I. S. A importância da Educação Ambiental no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas, habitat do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*). Seminário de Unidades de Conservação. CREA – RJ. 1999.
 - Rambaldi, D. M.; Pinto, V.C.; Fernandes; R. V. & Bento, M. I. S. Incentivos à criação de RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural para a conservação do habitat do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), Seminário de Unidades de Conservação. CREA – RJ. 1999.
 - Rambaldi, D.M., Padua, S. and Dietz, L.A.. The Role of Non-Governmental Organizations in the Conservation of the Genus *Leontopithecus*. 2002. In: *Lion Tamarins - Biology and Conservation*. D.G. Kleiman and A.B. Rylands, Eds., Smithsonian Institution Press, Washington DC.
 - Rambaldi, D.M.. Além do Mico-Leão-Dourado. 2000. In: *Caminhos e Aprendizagens: educação*

- ambiental, conservação e desenvolvimento/Coords. Irineu Tamaio e Denise Carreira (Orgs). WWF/Brasil, Brasília, pp. 77-82.
- Rambaldi, D.M.. Reserva da Biosfera da Mata Atlântica – Instrumentos de Proteção. *In: Atlas das Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro*. São Paulo: Metalivros, 2001.
 - Rapaport, L. e Ruiz-Miranda, C.R. 2002. Tutoring in a neotropical primate, the golden lion tamarin, *Leontopithecus rosalia*. *International Journal of Primatology*. Vol 23 (5): 1063-1070
 - Ribeiro de Mello, M.A. & F.A.S. Fernandez. Reproductive ecology of the bat *Carollia perspicillata* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a fragment of the Brazilian Atlantic coastal forest. *Zeitschrift Für Säugetierkunde* 65: 340-349.
 - Ribeiro de Mello, M.A., G.M. Schittini, F.A.S. Fernandez & H.G. Bergallo. Interações entre o morcego *Carollia perspicillata* (Chiroptera: Phyllostomidae) e plantas do gênero *Piper* (Piperaceae). *I Congresso Brasileiro de Mastozoologia (Porto Alegre - RS), Programa e Resumos*: 52.
 - Ribeiro de Mello, M.A., J.L. Nascimento & F.A.S. Fernandez. How often should researchers go to the field to conduct demographic studies on *Carollia perspicillata*? *Bat Research News*, 40(2): 39-41.
 - Ribeiro de Mello, M.A.; G.M. Schittini & F.A.S. Fernandez. Composição de uma taxocenose de morcegos (Mammalia: Chiroptera) em um fragmento de Mata Atlântica, no norte do Rio de Janeiro. *XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Programa e Resumos*: 608.
 - Rocha, F.S. & F.A.S. Fernandez. Reproductive characteristics of small mammals inhabiting a fragmented landscape in the Atlantic Coastal Forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* (no prelo).
 - Rocha, F.S. *Ecologia Reprodutiva de Pequenos Mamíferos (com ênfase no marsupial Micoureus demerarae) em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil* (PG-Ecologia UFRJ, xxii + 121 pp.)
 - Ruiz, C. & Affonso, A. G. Padrão de brincadeira do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*): comparação entre selvagem e reintroduzido. XVII Congresso Brasileiro de Etologia, Botucatu, SP, Brasil. 1999. Co-autores: Cláudia Rodrigues de Oliveira.
 - Ruiz, C., Affonso, A. G. & Beck, B. Co-autores D.G. Kleiman, E. Moraes, e A. Grativol.
 - Ruiz, C., Affonso, A. G. & Beck, B. Diferenças comportamentais de micos leões dourados reintroduzidos (*Leontopithecus rosalia*) na presença e ausência de micos estrelas introduzidos (*Callithrix jacchus*) em fragmentos de mata atlântica, RJ. XVII Congresso Brasileiro de Etologia, Botucatu, SP, Brasil. 1999. Co-autores: Adriana Gomes Affonso e Benjamin Beck.
 - Ruiz, C., Faria, G., Stoinski, T. & Beck, B. Diferenças nas técnicas de captura de presa entre micos leões dourados (*Leontopithecus rosalia*) nascidos em cativeiro, reintroduzidos e sua prole nascida na mata. IX Congresso Brasileiro de Primatologia. 25-30 de julho de 1999. Santa Teresa, ES, Brasil. 1999. Co-autores. Guilherme Faria; Tara Stoinski; Benjamin Beck
 - Ruiz, C., Kleiman, D.G., Moraes, E. & Grativol, A. Conspicuidade na comunicação dos filhotes do Mico-leão-dourado. Mesa Redonda “Comunicação em Primatas Neotropicais”. IX Congresso Brasileiro de Primatologia. 25-30 de julho de 1999. Santa Teresa, ES, Brasil. 1999.
 - Ruiz-Miranda, C.R., & Kleiman, D.G. 2002. Complexity and conspicuousness: themes in the communication behavior of the genus *Leontopithecus*. *The Lion Tamarins of Brazil: Research and Conservation*. Ed. Kleiman, D.G. and Rylands, A. Smithsonian Institution Press. 256-275
 - Ruiz-Miranda, C.R., Affonso, A., Martins, A. e Beck, B.B. 2000. Distribuição do mico estrela, *Callithrix jacchus*, na área de ocorrência do mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*. *Neotropical Primates*. Vol. 8(3): 98-101.
 - Ruiz-Miranda, C.R., D.G. Kleiman, E. Moraes, A. Grativol e B.Beck Diferenças da comunicação entre micos leões nascidos em cativeiro e primatas selvagens. Pôster. XVII Congresso Brasileiro de Etologia, Botucatu, SP, Brasil. 1999.
 - Schittini, G.M., L.C. Oliveira & F.A.S. Fernandez (2001). A importância da manutenção de pequenos fragmentos de Mata Atlântica para a conservação de mamíferos na ReBio Poço das Antas, RJ. 5º Congresso de Ecologia do Brasil (Porto Alegre), Resumos: 343.
 - Schittini, G.M., L.C. Oliveira & F.A.S. Fernandez. Influência de diferentes tipos e posições de armadilhas na caracterização de uma comunidade de pequenos mamíferos. *I Congresso Brasileiro de Mastozoologia (Porto Alegre - RS), Programa e Resumos*: 105.
 - Schittini, G.M., M.A. Ribeiro de Mello & F.A.S. Fernandez. Demografia dos morcegos *Sturnira lilium*

e *Artibeus literatus* (Mammalia: Chiroptera) em um fragmento de Mata Atlântica, no norte do Rio de Janeiro. *XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Programa e Resumos*: 606.

- Schittini, G.M., M.A. Ribeiro de Mello, F.A.S. Fernandez & H.G. Bergallo. Estudo das taxocenoses de morcegos de três áreas de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, apresentando diferentes graus de conservação. *I Congresso Brasileiro de Mastozoologia (Porto Alegre - RS), Programa e Resumos*: 61.

- Tardiff, S.D., Santos, C.V., Baker, A.J., van Elsacker, L., Feistner, A.T.C., Kleiman, D.G., Ruiz-Miranda, C.R., A.C.A., Passos, F.C., Price, E.C., Rapaport, L.G., and Vleeschouwer, K. 2002. Infant care and Development in Lion Tamarins. *The Lion Tamarins of Brazil: Research and Conservation*. Ed. Kleiman, D.G. and Rylands, A. Smithsonian Institution Press. 240-255.

- Verona, C. E. S. & Ruiz-Miranda, C.R. Variações entre as composições de leite de mico-leão-dourado em cativeiro e em vida livre, *I Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, setembro 2001.

- Verona, C. E. S.; Ruiz-Miranda, C..Notas sobre os métodos de avaliação de condição física de primatas em vida livre, *I Congresso Brasileiro de Mastozoologia*, setembro 2001.

- Villela, D.M. ; Nascimento, M.T.; Gonçalves, G.M.; Carvalho, F.A.; Couto, G.G.. Edge effects on litterfall, soils and forest structure in flooded Atlantic forests. *In: 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science, 2002, Porto Alegre. Book of Abstracts of the 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science. 2002. v. único, p. 97-97.*

- Villela, D.M.; Nascimento, M.T.; Gonçalves, G.M.; Carvalho, F.A.; Couto, G.G.. Edge effects on litterfall, soils and forest structure in flooded Atlantic forests. *In: 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science, 2002, Porto Alegre., Porto Alegre. Book of Abstracts of the 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science. 2002. v. único, p. 97-97.*

- Viveiros de Castro, E.B., N.O. Leiner, M.S.L. Figueiredo & F.A.S. Fernandez. Sucesso de captura de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica do Rio de Janeiro. *I Congresso Brasileiro de Mastozoologia (Porto Alegre - RS), Programa e Resumos*: 95.

2) Monografias de Bacharelado

- "Estrutura e fitossociologia da borda e do interior de dois fragmentos de mata de baixada alagada na Rebio Poço das Antas, RJ", Fabrício Alvim Carvalho, Cursos de Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Norte Fluminense, RJ, 2001.

- "Participação social face à reforma do Estado: um estudo de caso sobre a proteção da Mata Atlântica brasileira". Denise Marçal Rambaldi, Curso de Direito. Universidade do Grande Rio. Silva Jardim, RJ, 2001

- "Efeito da fragmentação florestal na produção de serrapilheira em Mata Atlântica de baixada no Norte Fluminense." Glauce Magalhães Gonçalves, Curso de Biociências e Biotecnologia – UENF, 2000.

- "Os Consórcios intermunicipais e sua inserção nas políticas nacional e estadual de recursos hídricos: o caso do Consórcio Lagos-São João, RJ.", Fabiano Henrique Fortunato Ferreira, Curso de Direito. Universidade do Grande Rio. Silva Jardim, RJ, 2001

- "Diferenças nas técnicas de captura de presa entre micos- leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*) nascidos em cativeiro, reintroduzidos e sua prole nascida na mata." Guilherme V. Faria, Bacharelado em Biociências, UENF, 2000.

- Interações ecológicas entre mico estrela (*Callithrix jacchus* Linnaeus, 1758) introduzido e mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) reintroduzido em fragmentos de mata atlântica, RJ. Adriana G. Affonso, Bacharelado em Biociências. UENF, 1999.

3) Teses de Mestrado

- Carlos Eduardo Verona, 2001. Avaliação da condição física de *Callithrix jacchus* e *Leontopithecus rosalia* selvagens (Callithrichidae-Primates), em diferentes estágios reprodutivos. Dissertação de Mestrado em Biociências. Universidade Estadual Norte Fluminense.

- Claudia Rodrigues de Oliveira. 2000. Efeitos sócio-ecológicos no comportamento de brincadeira do Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) selvagem e reintroduzido: vigilância pelos adultos, seleção de substrato e efeitos de cativeiro. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Faculdade de Filosofia , Ciências e Letras de Ribeirão Preto. Curso de pós-graduação em Psicobiologia.

- Bértes do Carmo Cabral, 2001. Efeito de borda sobre a herbivoria foliar por insetos em um fragmento de Mata Atlântica na Rebio União, Rio das Ostras, RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Norte Fluminense. Curso de pós-graduação em Biociências e Ciências Ambientais.
- Marina Janzanti Lapenta, 2002. O Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*) como dispersor de sementes na Reserva Biológica União/IBAMA, Rio das Ostras, RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo.
- Leonardo de Carvalho Oliveira, 2001. Diversidade e composição de espécies de mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Curso de pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Ernesto Bastos Viveiros de Castro, 2002. Fatores determinantes da vulnerabilidade à extinção e ordem de perda de espécies de pequenos mamíferos em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Curso de pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Alexandra dos Santos Pires, 1999. Uso do espaço pelo marsupial *Micoureus demerarae* em pequenos fragmentos de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Curso de pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Daniel Brito, 2002. Conservação e manejo do marsupial *Micoureus limae* em fragmentos de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Curso de pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Marco Aurélio Ribeiro de Mello, 2002. Interações entre o morcego *Carollia perspicillata* (Phyllostomidae) e plantas do gênero *Piper* (Piperácea) em uma área de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado. Curso de pós-graduação em Biologia. Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

4) Teses de Doutorado

- Procópio de Oliveira, P. 2002. Ecologia Alimentar, Dieta e Área de Uso de Micos-Leões-Dourados Translocados e sua Relação com a Distribuição Espacial e Temporal de Recursos Alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- Kierulff, M.C.M. 2000. Ecology and Behaviour of Translocated Groups of Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). Tese de Doutorado. University of Cambridge, England

5) Materiais educativos e de divulgação:

- Folheto sobre atrativos turísticos de Aldeia Velha
- Folheto sobre Corredores Florestais para Fauna
- Cartilha sobre Mata Ciliar (no prelo)
- Cartilha Praticando a Adubação Verde: nosso banco de sementes (parceria com o MST)
- Guia de Bolso sobre Meio Ambiente
- Placas para colocação nas propriedades rurais que participam dos programas de RPPN, reintrodução e de corredores florestais
- Manual Prático do eTrex (GPS) – tradução e adaptação
- Apostila do curso dos quatro elementos: Cartografia, Sensoriamento Remoto, Sistema de Posicionamento Global e Sistema de Informações Geográficas

6) Documentários e reportagens para televisão:

- Durante os três anos de projeto, inúmeras equipes visitaram a AMLD. Algumas focalizaram o problema da fragmentação e o programa de corredores, entre as quais vale mencionar: TV Globo (nacional e local com maior frequência), TV Bandeirantes, Animal Planet, DK TV (Dinamarca), TOP TV (Alemanha), National Geographic Channel, Jack Hannah, 10 jornalistas da Suécia (televisão e jornais). O apoio do MMA/Probio sempre mencionado bem como dos outros parceiros do projeto (instituições e financiadores), no entanto, o controle que a AMLD tem sobre o produto final é muito limitado e, muitas vezes o apoio não foi mencionado. Todas as fitas estão à disposição na sede da AMLD. Jornais locais, nacionais e internacionais também publicaram matérias gerais sobre o programa de conservação do mico-leão-dourado e a Campanha do Mico Mil foi foco de inúmeras matérias.

7) Planos, projetos e outros produtos diretos e indiretos:

- Proposta de criação da APA da bacia do rio São João/Mico-Leão-Dourado, decretada em julho de 2002.
 - Plano de Gerenciamento dos recursos hídricos da Bacia do rio São João (versão preliminar), em cooperação com o Consórcio Lagos São João
 - Proposta para Plano de Manejo de Metapopulação do Mico-Leão-Dourado (proposta aprovada pelo FNMA e aguardando liberação dos recursos)
 - Proposta para projeto de Mudanças Climáticas na região de ocorrência do mico-leão-dourado (submetido pelo Edital 09/2001-FNMA)
 - Mapeamento de 18 RPPNs que estão com processo de criação tramitando no IBAMA-RJ
 - Mapeamento do Parque Municipal do Mico-Leão-Dourado – Prefeitura Municipal de Cabo Frio, início da implantação do projeto e cadastramento das propriedades para futura desapropriação e indenização
 - Mapeamento e mensuração de áreas desmatadas para fins de aplicação de multas e elaboração de laudos periciais na região dos Lagos e na bacia do rio São João em apoio ao IBAMA local e ao Batalhão da Polícia Florestal
 - Mapeamento e mensuração de áreas atingidas por incêndios para controle do IBAMA e do Corpo de Bombeiros do Estado do Rio de Janeiro.
- Fornecimento de mapas da bacia do rio São João para a SERLA – Superintendência Estadual de Rios e Lagoas – Rio de Janeiro

NOME DO SUBPROJETO: Efeitos Temporais e Espaciais da Fragmentação de Habitats em Populações de Insetos e Pássaros: Subsídios para o Manejo e Conservação de Florestas

NOME USADO PARA DESIGNAR O SUBPROJETO NESSE VOLUME: Insetos e Aves

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO: Como avaliar os efeitos da fragmentação antrópica em áreas urbanas e rurais sobre a diversidade de insetos e pássaros e como avaliar os efeitos da fragmentação natural sobre grupos de borboletas?

DESENHO EXPERIMENTAL: Comparou-se a diversidade de insetos e aves em fragmentos de diferentes tamanhos e com fisionomias vegetacionais diferentes.

METODOLOGIA: Foram selecionados cinco fragmentos florestais na Região Metropolitana de Belo Horizonte para o estudo com abelhas e moscas. As abelhas foram coletadas nas plantas em flor. As moscas foram coletadas com armadilhas do tipo Malaise. Após a identificação das espécies foi possível conhecer a riqueza em espécies dos fragmentos e como as espécies se distribuem pelos diferentes fragmentos. Para o estudo com borboletas foram selecionados capões de mata no Parque Estadual da Serra da Canastra. As borboletas foram capturadas com armadilhas, devidamente marcadas e soltas. A intervalos regulares foram feitas recapturas e foi possível avaliar se as espécies possuíam estrutura metapopulacional. O estudo de aves procurou avaliar como a sua abundância é afetada pelo tamanho, grau de isolamento e estrutura da vegetação em fragmentos florestais da Mata Atlântica da Zona da Mata Mineira. Para o estudo com aves foram selecionados um fragmento urbano em Belo Horizonte e mais de 40 na região de Viçosa, MG. Os estudos foram feitos com os passeriformes e aspectos como territorialidade, efeitos da fragmentação sobre as populações e estudos de translocação também foram abordados.

ÁREA(S) TRABALHADA(S):

- Região Metropolitana de Belo Horizonte
- Região de Viçosa
- Serra da Canastra, todas em Minas Gerais.

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS :Cerrado e Mata Atlântica

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Aves e Insetos

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO.

Rogério Parentoni Martins – Doutor em Ecologia- professor Adjunto UFMG (wasp@icb.ufmg.br)
Yasmine Antonini - Doutora em Ecologia – professora adjunta (substituta) na Universidade Federal de Ouro Preto – (antonini@icb.ufmg.br)
Fernando Amaral da Silveira - Ph.D professor adjunto na UFMG (fernando@icb.ufmg.br)
Miguel Ângelo Marini - Ph.D – professor adjunto na UNB (marini@unb.br)
Esther Margarida A.F. Bastos – Doutora em Entomologia - Pesquisadora da FUNED
Julio César R. Fontenelle – Mestre em Ecologia – Doutorando em Ecologia na UFMG- bolsista DTI do Probio – (juliocrf@icb.ufmg.br)
Onildo João Marini Filho - Doutorando em Ecologia – (marinif@ig.com.br)
Ronaldo Guimarães Costa – Mestrando em Entomologia em Viçosa- foi bolsista ITI do Probio (ms43788@correio.cpd.ufv.br)

Flávio Siqueira Castro - Graduando em Biologia –PUC-Minas- bolsista ITI do Probio
Sandra Matoso – Mestranda em Ecologia UFMG- (beesoares@ig.com.br) foi estagiária voluntária.
Eva Gleide Silva – Bióloga- foi estagiária voluntária
Mário César L. Del Sarto – Biólogo – foi bolsista ITI do Probio
Rafael Dias Loyola - estudante de Biologia –rdloyola@uaimail.com.br- foi estagiário voluntário
Alba Lucilvânia- Doutoranda em Botânica – Pesquisadora
Cláudia Marques Gonçalves
Érika da Costa Elias
Eduardo Andrade Almeida - Mestrando em Ecologia UFMG-foi bolsista DTI pelo Probio
(ealmeida@icb.ufmg.br)
André Nemesio - Mestrando em Ecologia UFMG- foi bolsista DTI pelo Probio (aves@ornitologia.com.br)
Alexandre Damasceno - Mestre em Entomologia- foi bolsista DTI pelo Probio
Charles Gladstone Duca Soares - Mestrando em Ecologia UFMG- foi bolsista DTI Probio
(chduca@ig.com.br)
Marina Anciães – Doutoranda em Kansas (anciaes@eagle.cc.ukans.edu)
Samantha Dias - Foi bolsista DTI pelo Probio (samanthad@zipmail.com.br)
Vanessa Canavesi - Foi bolsista DTI pelo Probio (vacanavesi@bol.com.br)
Rômulo Ribon – Doutorando em Ecologia pela UFMG - Foi bolsista DTI pelo Probio
ribon@icb.ufmg.br
Lemuel Olívio Leite - Mestre em Zoologia pela UFPB- foi bolsista DTI pelo Probio
Fabiane Sebaio - Mestranda em Ecologia UFMG- foi bolsista DTI pelo Probio
Natália Rust Neves - acadêmica de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Viçosa, foi bolsista ITI
pelo Probio (nrust@ig.com.br);
Emílio Campos de Acevedo Nieto - acadêmico de Medicina Veterinária, Universidade Federal de Viçosa, foi
bolsista ITI pelo Probio. (ecani@bol.com.br)
Eloísa Campos Silva Sari - acadêmica de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Viçosa, estagiária
voluntária

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG
- Fundação de Desenvolvimento da Pesquisa-FUNDEP
- Fundação Ezequiel Dias – FUNED
- Universidade Federal de Viçosa
- IIEB -Programa Natureza e Sociedade (WWF/SUNY)

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: não há

PRODUTOS

1) Publicações

- Ribon, R. 2000. Lista preliminar da avifauna do município de Ijaci, Minas Gerais. *Revista Ceres* 47 (274): 1-18.
- Ribon, R. e Maldonado-Coelho, M. 2001. A range extension for Slender Antbird *Rhopornis ardesiaca* (Wied, 1831) with some comments on external morphology of adults. *Cotinga* n°16 (Inglaterra): 52-56.
- Ribon, R. e Marini, M.Â. Forest fragmentation and bird species richness in montane Atlantic rainforests of Viçosa Region, Minas Gerais State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* (Inglaterra) (submetido).
- Ribon, R.; Whitney, B. M. e Pacheco, J. F. The discovery of the Bahia Spinetail *Synallaxis cinerea* in northeastern Minas Gerais, Brazil, with additional records of some rare and threatened montane Atlantic Forest birds. *Cotinga* (Inglaterra).(no prelo).

- Ribon, R.; Simon, J. E. e Mattos, G. T. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* (EUA) (submetido).
- Marini-Filho, O. J. & Martins, R.P. 2000. Biologia da Conservação e Metapopulações de borboletas em habitats fragmentados. *Revista Ciência Hoje*. 27:160-22-29.

2) Apresentações em Congressos:

- Almeida, Julia Calhau de; Souza Silva, Marconi; Martins, Rogério Parentoni; Fontenelle, Julio César Rodrigues. Composição, Abundância e Sazonalidade de Díptera no Campus da UFMG. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 2000, Cuiabá. XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia: Programa e resumos. Cuiabá: Universidade Federal do Mato Grosso, 2000. v.único. p.IN173-IN173.
- Antonini, Y; Del Sarto, M. C. L. & Martins, R. P. 2001. Diversidade de espécies de abelhas sem ferrão (Apidae: Meliponini) no Parque das Mangabeiras, Belo Horizonte, Minas Gerais. V Congresso de Ecologia do Brasil. Porto Alegre.
- Fontenelle, J.C.R.; Castro, F.S.; Paschoalini, E.L.; Almeida, J.C. & Martins, R.P. 2000. Composition and relative abundance of dipteran families (excluding Nematocera and Acalyptratae) collected by Malaise traps, within and outside forest fragments in two different areas. XXI International Congress of Entomology.
- Fontenelle, J.C.R.; Yanega, D.A. & Zanette, L.R.S. 2000. Composition and relative abundance of hymenopteran families in two urban areas of Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. XXI International Congress of Entomology.
- Loyola, R.D.1 ; Antonini, Y. & Martins, R. P. 2001. Levantamento de Espécies de Meliponíneos (Apidae: Meliponini) na Estação Ecológica d UFMG, Belo Horizonte, MG. V Congresso de Ecologia do Brasil. Porto Alegre.
- Nieto, E.C.A.; Rust, N.; Ribon, R. Mortandade de pardais (*Passer domesticus*) causada por um temporal, na cidade de Viçosa, Minas Gerais. Congresso de Ecologia do Brasil. Porto Alegre, RS.2001.
- Ribon, R. e Simon, J.E. Extinção de aves na Mata Atlântica de Minas Gerais: uma re-análise. In: Resumos do XXVII Congresso Brasileiro de Zoologia, Cuiabá, MT. 2000. p 485.
- Ribon, R. Funções de incidência e seleção de habitat do estalador *Corythopsis delalandi* (Lesson 1830) em fragmentos de Mata Atlântica de Minas Gerais. In: Resumos do XXVII Congresso Brasileiro de Zoologia, Cuiabá, MT. 2000. p 484.
- Ribon, R., Neves, N. R. e Acevedo Nieto, E. C. Abundância de aves em um fragmento de Mata atlântica da Zona da Mata de Minas Gerais por meio do método de contagem por pontos. Resumos do IX Congresso Brasileiro de Ornitologia, Curitiba, PR. 2001. p 330-331.
- Sandra Matoso Soares, Yasmine Antonini & Rogério Parentoni Martins 2000. Diversidade de Abelhas sem Ferrão (Apidae: Meliponini) e Recursos Florais Coletados na Mata do Barreiro, Belo Horizonte, MG: IV Encontro de Abelhas de Ribeirão Preto
- Sandra Matoso Soares, Yasmine Antonini & Rogério Parentoni Martins. 2000. Utilization of Floral Resources by Meliponineos (Apidae:Meliponini) In a Forest Fragment, Belo Horizonte, MG, Brazil. XXI International Congress Of Entomology. Foz Do Iguaçu.

3) Divulgação

Foi realizada reportagem no programa “Espaço Ciência” da TVE-Viçosa, com veiculação em todo o Estado de Minas Gerais, sobre a pesquisa de aves na região, destacando-se o apoio das instituições que a ampararam.

Yasmine Antonini ministrou quatro cursos sobre criação de abelhas indígenas sem ferrão tendo sido capacitados 70 meliponicultores.

NOME DO SUBPROJETO: A Fragmentação Sutil: Um Estudo na Mata Atlântica

PERGUNTA(S) DO SUBPROJETO:

A fragmentação de habitats florestais pode ocorrer de forma sutil, isto é, por meio do corte seletivo, do uso da floresta, ou simplesmente pela proximidade de habitações, sem o corte total de partes do habitat?

Como ocorre então o processo de fragmentação sutil dentro das características ambientais do Brasil, particularmente, dentro de uma região de Mata Atlântica?

Como é possível monitorar e desenvolver uma metodologia para prever os efeitos da fragmentação de habitats?

DESENHO EXPERIMENTAL: Diversidade, riqueza, abundância relativa de espécies e estrutura genética de populações de um grupo indicador (pequenos mamíferos) são comparadas entre remanescentes florestais (fragmentos) e áreas controle (extensão de mata contínua mais próxima). Os fragmentos são escolhidos de forma a maximizar a variação de aspectos sutis, como estrutura da vegetação e atividade humana no entorno, e minimizar a variação de outras fontes (tamanho e forma principalmente).

METODOLOGIA: Os pequenos mamíferos são amostrados em cada fragmento e localidades da área controle por meio de um esforço padrão de área amostral e armadilhas-noite, permitindo uma comparação direta da diversidade, riqueza e abundância relativa entre as áreas. Um banco de tecidos é formado para análise do grau de parentesco indivíduos de localidades diferentes. Simultaneamente, a estrutura de vegetação é caracterizada pelas medidas da vegetação, composição do solo e folhíço. A distribuição potencial dos mamíferos na região também é determinada a partir de pontos de ocorrência das espécies na América do Sul, e uma base digital da vegetação e hidrografia é montada a partir de imagens de satélite e fotografias aéreas. Correlações entre medidas da vegetação nos fragmentos e índices de vegetação, obtidos de imagens de satélite e fotografias aéreas são determinadas para estimar a estrutura da vegetação em áreas não amostradas. A distribuição potencial das espécies também permite estimar a composição potencial de pequenos mamíferos nestas áreas não amostradas. Embora não seja o objetivo principal do subprojeto, tamanho, forma e conectância entre fragmentos também são medidos para avaliar seus efeitos relativos.

ÁREA(S) TRABALHADA(S): Bacia do rio Macacu e afluentes, nos municípios de Guapimirim e Cachoeiras de Macacu, RJ

BIOMA(S) ONDE FOI(RAM) REALIZADO(S) OS TRABALHOS : Mata Atlântica

GRUPOS TAXONÔMICOS INVESTIGADOS: Pequenos mamíferos (roedores e marsupiais)

IDENTIFICAÇÃO DE TODOS OS INTEGRANTES DO SUBPROJETO

Rui Cerqueira, Doutor, Prof. Titular UFRJ, rui@biologia.ufrj.br

Marcus Vinícius Vieira, Doutor, Prof. Adjunto UFRJ, mvvieira@biologia.ufrj.br

Lena Geise, Doutora, Prof. Adjunto UERJ, geise@uerj.br

Helena Bergallo, Doutora, Prof. Adjunto UERJ, bergallo@uerj.br

Carla Madureira, Doutor, Prof. Adjunto UFRJ, cmad@domain.com.br

Rosana Gentile, Doutora, pesquisadora FIOCRUZ, rosana.rlk@terra.com.br

Carlos Eduardo Grelle, Doutor, Prof. Adjunto UFRJ, grellece@biologia.ufrj.br
Simone R. Freitas, doutoranda, UFRJ, sfreitas@biologia.ufrj.br
Natalie Olifiers, mestranda, UFMG, natalieo@biologia.ufrj.br
Ana Cláudia Delciellos, graduanda, consultora, acidadela@bol.com.br
Fábio Pedreira, graduando, consultor, flop@biologia.ufrj.br
Ana Beatriz Azevedo da Cunha, graduanda, consultora
Maria Augusta Gonçalves Ferreira da Silva, graduanda, consultora
Márcia Cristina Santiago de Mello, graduanda, consultora
Diogo de Carvalho, graduando, consultor

IDENTIFICAÇÃO DE TODAS INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS NO SUBPROJETO:

- Laboratório de Vertebrados, Departamento de Ecologia, IB, CCS, Universidade Federal do Rio de Janeiro
- Laboratório de Geomorfologia Fluvial, Costeira e Submarina, Grupo de Sensoriamento Remoto, Departamento de Geografia, IGEO, CCMN, Universidade Federal do Rio de Janeiro
- Setor de Zoologia e Setor de Ecologia, IB, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

ENDEREÇO ELETRÔNICO ONDE OS RESULTADOS DO SUBPROJETO ESTÃO SENDO DISPONIBILIZADOS: <http://www.biologia.ufrj.br/labs/labvert/labvert.htm>

PRODUTOS

1) Artigos publicados

- Cerqueira, R. & S.R. Freitas - A new study method of microhabitat structure of small mammals. Rev. Brasil. Biol. 59(2):219-223. 1999
- Lemos, B; F Canavez & M.A.M. Moreira. Mitochondrial DNA-like sequences in the nuclear genome of the opossum genus *Didelphis* (Marsupialia, Didelphidae). J. Hered. 90 (5): 543-547. 1999.
- D'Andrea, P. S.; R. Gentile; R. Cerqueira; C. E. V. Grelle & C. Horta - Ecology of small mammals in a brazilian rural area. Rev. Brasil. Zool. 16:611-620. 1999.
- D'Andrea, P. S. & Gentile, R. Os roedores silvestres e a transmissão da esquistossomose. Revista Vetores & Pragas, 7:23-28. 2000.
- Cerqueira, R. & J. T. Fizon - Um sistema de monitoramento da biodiversidade terrestre do Brasil: explorando possibilidades. Holos 1:277-285. 1999.
- Gentile, R. P.; S. D'Andrea; R. Cerqueira & L. S. Maroja - Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a brazilian rural area: a five-year study. Stud. Neotrop. Fauna Environm. 35: 1-9. 2000
- D'Andrea, P. S.; L. S. Maroja; R. Gentile; R. Cerqueira; A. Maldonado Jr. & L. Rey - The parasitism of *Schistosoma mansoni* (Digenea - Trematoda) in a naturally infected populations of water rats, *Nectomys squamipes* (Rodentia - Sigmodontinae) in Brazil. Parasitol. 120: 573-582. 2000
- Cerqueira, R.; M. Latini & P. Curado - Ataques de roedores em cabos de telecomunicações: uma solução brasileira. Vetores & Pragas 7: 19-22. 2000.
- Hingst-Zaher, E.; L.F. Marcus & Rui Cerqueira. Application of geometric morphometrics to the study of postnatal size and shape changes in the skull of *Calomys expulsus*. Histrix n.s. 11:99-113.2000.
- Astúa de Moraes, D.; Hingst-Zaher, E.; L.F. Marcus & R. Cerqueira. A geometric morphometric analysis of cranial and mandibular shape variation of didelphid marsupials. Hystrix n.s. 11:115-130. 2000.
- Bonvicino, C.R.; F. C. Almeida & R. Cerqueira - The karyotype of *Sphiggurus villosus* (Rodentia: Erethizontidae) from Brasil. Stud. Neotrop. Fauna Environm. 35: 81- 83.2000.
- Cerqueira, R & B. Lemos - Morphometric differentiation between Neotropical black eared opossums *Didelphis marsupialis* and *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae). Mammalia 64: 319-327. 2000.

- Almeida, F. C.; Maroja, L. S.; Seuánez, H.N.; Cerqueira, R. & Moreira, M.A.M. - Identification of eight microsatellite loci in the water-rat *Nectomys squamipes* (Rodentia, Sigmodontinae) *Molecular Ecology* 9: 2172-2173. 2000.
- Carvalho, R.V.C.; Delciellos, A.C. & Vieira, M.V. 2001. Medidas externas dos membros de marsupiais didelídeos: uma comparação com medidas do esqueleto pós-craniano. *Boletim do Museu Nacional, Zoologia* 438: 1-8.
- Lemos, B.; Marroig, G.; & Cerqueira, R. 2001. Evolutionary rates and stabilizing selection in large-bodied opossum skulls (Didelphimorphia: Didelphidae). *Journal of Zoology* 255:181-189;
- Silva Junior, J. S.; Fernandes, M. E. B. & R. Cerqueira, R. 2001. New records of the yellow armadillo (*Euphractus sexcinctus*) in the State of Maranhão, Brazil (Xenarthra, Dasypodidae). *Edentata* 4:17-20.
- Astúa de Moraes, D.; Lemos, B. & Cerqueira, R. 2001. Supernumerary molars in Neotropical opossums (Didelphimorphia, Didelphidae). *Mammalian Biology (Zeitschrift für Säugetierkunde)* 66: 1-11.
- Briani, D. C., Vieira E.M. & Vieira M.V. 2001. Nests and nesting sites of Brazilian forest rodents (*Nectomys squamipes* and *Oryzomys intermedius*) as revealed by a spool-and-line device. *Acta Theriologica* 46:331-334.
- Briani, D. C.; Santori, R.T.; Vieira, M.V. & Gobbi, N. 2001. Mamíferos não-voadores de um fragmento de mata mesófila semidecídua, do interior do Estado de São Paulo, Brasil. *Holos Environment* 2: 141-149.
- Geise, L.; Smith, M. F.; Patton, J. L. Diversification in the genus *Akodon* (Rodentia, Sigmodontinae) in Southeastern South America: Mitochondrial DNA sequence analysis. *Journal of Mammalogy, Estados Unidos*, v. 82, n. 1, p. 92-101, 2001.
- Pereira, L. G.; Torres, S. E. M.; Silva, H. S.; Geise, L. Non-Volant Mammals of Ilha Grande and Adjacent Areas of South Region of Rio de Janeiro State, Brazil. *Boletim do Museu Nacional Nova Série Zoologia, Rio de Janeiro*, v. 459, n. 14/09/2001, p. 1-15, 2001.

2) Capítulos de livros

- Bergallo, H. G.; Geise, L.; Bonvicino, C. R.; Cerqueira, R.; D'Andrea, P.; Esberárd, C. E.; Fernandez, F.; Grelle, C. E.; Peracchi, A.; Siciliano, S. & Vaz, S. M. Mamíferos. In Bergallo HG; Rocha CFD; Alves MAS & Van Sluys M (Orgs.) *A Fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Editora da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – EDUERJ, Rio de Janeiro, 125-135.
- Cerqueira, R. - Biogeografia das restingas: um ensaio *In* F.A. Esteves & L. D. Lacerda (Orgs.) *A ecologia das restingas e lagoas*. NUPEM/UFRJ, Rio de Janeiro, 65-75.
- Cerqueira, R. - Ecologia funcional de mamíferos numa restinga do Estado do rio de Janeiro *In* F.A. Esteves & L. D. Lacerda (Orgs.) *A ecologia das restingas e lagoas*. NUPEM/UFRJ, Rio de Janeiro, 189-212.
- Dias, B.F.; Garay, I.; Campanhola, C.; Kageyama, P.Y.; Younes, T.; Lewinsohn, T.M.; Sevanéz, H.N.; Joly, C.A.; Cerqueira, R.; Barbosa, I.G. & Barbosa, F. 2001. Avaliação, monitoramento e indicadores da diversidade biológica: perspectivas metodológicas para ecossistemas tropicais *In* B. F. S. Dias & I. Garay (Orgs.) *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: Avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento*. Ed. Vozes, Petrópolis.
- Cerqueira, R. 2001. Um sistema de monitoramento e inventário da biodiversidade terrestre do Brasil. *In* B. F. S. Dias & I. Garay (Orgs.) *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: Avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento*. Ed. Vozes, Petrópolis.
- Cerqueira, R. 2001. Diversidade de Espécies e o uso de novas técnicas de estudo de comunidades *In* B. F. S. Dias & I. Garay (Orgs.) *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: Avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento*. Ed. Vozes, Petrópolis.

3) Artigos de divulgação

- Geise, L. Novo mamífero na Mata Atlântica. *Ciência Hoje, Rio de Janeiro*, v. 29, p. 67-69, 01 jun. 2001.

Comunicações em congressos

- Torres, S. E. M.; Pereira, L. G. & Geise, L. 2000. Variação morfométrica e dados citogenéticos em

populações do rato de espinho *Trinomys dimidiatus* (Rodentia, Echimyidae). XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia. Resumo no. MA117, pág. 588.

- Torres, S. E. M. & Geise, L. 2000. Variação morfométrica e cariotípica entre espécies de roedores: *Akodon cursor*, *A. montensis* e *Thaptomys nigrita* (Rodentia: Muridae). XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia. Resumo no. MA118, pág. 588.

- Cunha, A. A.; Vieira, M. V.; Grelle, C. E.; Cerqueira, R. & Geise, L. 2000. Pequenos mamíferos em campos de altitude do Parque Nacional da Serra dos Órgãos – PARNA/SO, Estado do Rio de Janeiro. XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia. Resumo no. MA201, pág. 627.

- Silva, H. S. da, & Geise, L. 2000. Distribuição geográfica e potencial de três espécies de roedores neotropicais do gênero *Akodon* (Rodentia, Sigmodontinae). IX Congresso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados, Buenos Aires, Argentina. Resumo no 113, pág. 113.

- Geise, L., Bueno, C.; Pereira, L. G. & Torres, S. E. M. 2000. Diversidade de mamíferos não voadores em duas ilhas de Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. IX Congresso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados, Buenos Aires, Argentina. Resumo no 122, pág. 149.

- Pereira, L. G.; Geise, L.; Patton, J. L. & Smith, M. 2000. Análise citogenética e molecular (DNAMt) em *Rhipidomys* sp. da Mata Atlântica. IX Congresso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados, Buenos Aires, Argentina. Resumo 123, pág. 150.

- Gentile, R. & Cerqueira, R. 2001. Dinâmica e variabilidade genética de populações de *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae) na Floresta Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. I Congr. Brasil. Mastozool.. Resumos: 71.

- Lemos, B.; Grelle, C. E. V. & Cerqueira, R. 2001. Variação morfométrica e morfológica entre as populações de *Philander* (Didelphimorphia, Didelphidae). I Congr. Brasil. Mastozool.. Resumos: 76.

- Belarmino, M. G.; Grelle, C. E. V. & Cerqueira, R. 2001. Distribuição climática, por altitude e vegetacional de *Allouatta* (Primates, Atelidae) do Brasil. I Congr. Brasil. Mastozool.. Resumos: 118-119.

- Silva Jr, J. S.; Cerqueira, R. & Almeida, F. C. 2001. Dimorfismo sexual em primatas do gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae). I Congr. Brasil. Mastozool.. Resumos: 119.

- Vilanova, R.; Silva Jr. J. S.; Marroig, G. & Cerqueira, R. 2001. Distribuição geográfica e vegetacional das espécies do gênero *Cebus* (Cebinae, Platyrrhini). I Congr. Brasil. Mastozool.. Resumos: 126.

- Finotti, R.; Dias, M. F. R. & Cerqueira, R. 2001. Análise da dieta e do fluxo urinário de *Trichomys* sp. (Rodentia, Echimyidae). I Congr. Brasil. Mastozool.. Resumos: 153.

- Dias, M. R. F.; Finotti, R. & Cerqueira, R. 2001. Análise do fluxo urinário de três espécies de roedores sigmondontineos: implicações na conservação de água. V Congr. Ecol. Brasil Resumos:26.

- Alvarez, E. M.; Gomes, I. L. & Cerqueira, R. 2001. Competição entre populações de *Didelphis aurita* e *Philander frenata* (Didelphimorphia; Didelphidae) na Serra dos Órgãos, RJ. V Congr. Ecol. Brasil Resumos:93.

- Rademaker, V. & Cerqueira, R. 2001. Dinâmica populacional de *Didelphis aurita* em uma área perturbada da Mata Atlântica na Serra dos Órgãos, RJ. V Congr. Ecol. Brasil Resumos:94.

- Silva, M. A. G. F.; Pacheco, A. C. G.; Leite, R. F.; Freitas, S. R. & Cerqueira, R. 2001. Produção e degradação de folhço em fragmentos da Mata Atlântica e sua relação com a comunidade de pequenos mamíferos. V Congr. Ecol. Brasil Resumos:184.

- Aprigliano, P.; Freitas, S. R.; Souza, C. S.; Cerqueira, R. 2001. Preferência de microhabitat por pequenos mamíferos utilizando modelos não -lineares. V Congr. Ecol. Brasil Resumos:185.

- Souza, C.S.; Belarmino, M. G.; Freitas, S. R. & Cerqueira, R. 2001. Estrutura de habitat com indicador do grau de conservação de fragmentos florestais de Mata Atlântica. V Congr. Ecol. Brasil Resumos:185.

- Olifiers, N.; Pedreira, F. L. O.; Vieira, M. V. & Cerqueira, R. 2001. Comparação entre comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos e uma área contínua de Mata Atlântica. V Congr. Ecol. Brasil Resumos:185.

- Belarmino, M. G.; Olifiers, N.; Pedreira, F. L. O.; Vieira, M. V. & Cerqueira, R. 2001. Relação entre estrutura do habitat e composição de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. V Congr. Ecol. Brasil Resumos:185.

- Mello, M. C. S.; Freitas, S. R.; Cruz, C. B. M. & Cerqueira, R. 2001. Uso do índice de vegetação como indicador da biomassa vegetal de fragmentos florestais de Mata Atlântica (RJ). V Congr. Ecol. Brasil Resumos:411.

- Antunes, V.Z. & Vieira, M.V., 2001. Ecomorfologia e locomoção vertical de marsupiais neotropicais. I Congresso Brasileiro de Mastozoologia, PUC-RS - Porto Alegre.
- Antunes, V.Z. & Vieira, M.V., 2001. Fidelidade ao local em quatro espécies de marsupiais da Mata Atlântica. V Congresso de Ecologia do Brasil, Porto Alegre, RS.
- Cunha, A. A. & Vieira, M.V., 2001. Tamanho do corpo, idade e uso do espaço vertical pelo gambá da mata Atlântica, *Didelphis aurita* (DIDELPHIMORPHIA, DIDELPHIDAE). V Congresso de Ecologia do Brasil, Porto Alegre, RS.
- Cunha, A. A. & Vieira, M.V., 2001. Uso de suportes e do espaço vertical da floresta por quatro marsupiais da Mata Atlântica. V Congresso de Ecologia do Brasil, Porto Alegre, RS.
- Mendel, S.M., Moura, M.C., Loretto, D. & Vieira, M.V., 2001. Fidelidade ao local e existência de área de vida em *Didelphis aurita* (Didelohimorphia, Didelphidae). I Congresso Brasileiro de Mastozoologia, PUC-RS - Porto Alegre.
- Bergallo, Helena de Godoy; Geise, Lena. A fauna de mamíferos do estado do Rio de Janeiro. 2001. I Congr. Brasil. Mastozool
- Grelle, Carlos Eduardo; Bergallo, Helena de Godoy; Geise, Lena. Análise das características biológicas dos mamíferos ameaçados de extinção do estado do Rio de Janeiro. 2001. I Congr. Brasil. Mastozool
- Pereira, Luciana Guedes; Geise, Lena. Comparação citogenética em algumas espécies de roedores coletados na Serra dos Órgãos e arredores. 2001. I Congr. Brasil. Mastozool.
- Geise, Lena; Torres, Silvia Elaine Macedo; Cerqueira, Rui. Craniometrical differentiation of *Akodon cursor* and *A. montensis* (Sigmodontinae, Akodontini). 2001. I Congr. Brasil. Mastozool.
- Pinheiro, Paula Soares; Geise, Lena; Grelle, Carlos Eduardo. Diferenciação morfométrica de *Marmosops incanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) no sudeste do Brasil: um teste da hipótese dos gradientes ecológicos. 2001. I Congr. Brasil. Mastozool
- Pereira, Luciana Guedes; Silva, Harley Sebastião da; Pinheiro, Paula Soares; Torres, Silvia; Elaine Macedo; Grelle, Carlos Eduardo; Geise, Lena; Cerqueira, Rui. Distributional patterns of some species of *Oryzomys* (Sigmodontinae, Oryzomyini) from East Brazil. 2001. I Congr. Brasil. Mastozool
- Lara, Márcia; GEISE, Lena; Schneider, Chris. Evolutionary causes of diversification in the Atlantic forest: phylogeographic patterns of *Trinomys*, *Akodon*, and *Marmosops*. 2001 I Congr. Brasil. Mastozool
- Geise, Lena. Filogeografia e diversificação em roedores (Rodentia: Sigmodontinae) no sudoeste da América do Sul. 2001. (Apresentação de trabalho/Conferência ou palestra).
- Geise, Lena. Os mamíferos não-voadores do Parque Nacional de Itatiaia. 2001. I Congr. Brasil. Mastozool
- Silva, Harley Sebastião da; Geise, Lena. Padrões de distribuição de três espécies de roedores neotropicais do gênero *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae). 2001. I Congr. Brasil. Mastozool
- Geise, Lena; Pereira, Luciana Guedes; Bergallo, Helena de Godoy. Padrões de distribuição por altitude dos mamíferos não voadores do Parque Nacional de Itatiaia (PNI). 2001 I Congr. Brasil. Mastozool
- Bergallo, Helena de Godoy; Ribeiro, Tatiana T L; Geise, Lena; Bossi, David E P. Species Composition of Rodents and Marsupials in Southeastern Brazil: Altitudinal and Climatological Effects. 2001. I Congr. Brasil. Mastozool

4) Teses e dissertações

- Pereira, L. G. 2000. Os pequenos mamíferos, com especial ênfase nos roedores (Rodentia) da Ilha Grande, RJ. Uma abordagem genética e biogeográfica de fragmentos de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, IBRAG, UERJ.
- Almeida, F. C. 2000. Microsatélites em *Nectomys squamipes* (Rodentia, Sigmodontinae): identificação de loci e aplicação em um estudo populacional. Dissertação de Mestrado.
- Araripe, L. O. 2000. Reprodução, crescimento e desenvolvimento em duas espécies do gênero *Calomys* (Rodentia: Sigmodontinae). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado.
- Marroig, G. 2000. A diversificação na região Neotropical e a evolução craniana dos primatas da América do Sul. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Rio de Janeiro xii + 279p. Tese de Doutorado.
- Gentile, R. 2000. Biologia de populações de *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae): Dinâmica e variabilidade genética de populações na Floresta Atlântica do estado do Rio de Janeiro. Universidade

Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Tese de Doutorado.

- Grelle, C. 2000. Aerografia dos Primatas Endêmicos da Mata Atlântica. Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Rio de Janeiro. Tese de Doutorado.
- Silva Junior, J. S. 2001. Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae). Tese de Doutorado, Departamento de Genética, UFRJ.
- Hingst-Zaher, E. 2001. Ontogenia do crânio em roedores: dois estudos de forma e tamanho utilizando técnicas de morfometria geométrica. Tese de Doutorado, Departamento de Genética, UFRJ.
- Rademaker, V. 2001. Ecologia de populações e reprodução de *Didelphis*, com particular ênfase em *D. aurita* em uma área perturbada de Mata Atlântica na Serra dos Órgãos, Guapimirim, RJ. Curso de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG.
- Dinucci, Karen L. Preferência de microhabitat por Marsupiais em duas localidades de Mata Atlântica, localizadas na Serra dos Órgãos, Guapimirim, RJ. 2001. Dissertação (Mestrado em Biologia, Ecologia,) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Orientadora: Lena Geise.
- Silva, Harley Sebastião da. Padrões de distribuição de três espécies de roedores neotropicais do gênero *Akodon* (Rodentia: Sigmodontinae). 2001. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/DF. Orientadora: Lena Geise.

No prelo

- Almeida, F. C., R.; C. R. Bonvicino, M. A. Moreira & R. Cerqueira – RAPD analysis of *Nectomys squamipes* (Rodentia, Sigmodontinae) populations. Gen. Mol. Biol. (*in press*)
- Cerqueira, R.; Gentile, R. Santori, R. & Guapyassú, S.M.S. Microgeographic ecological differences between two populations of *Akodon cursor* (Rodentia, Sigmodontinae), in a Brazilian Restinga. Studies on Neotropical Fauna & Environment (*in press*).
- Bonvicino, CR, Lemos, B, & Seunanz HN. Molecular phylogenetics of howler monkeys (*Alouatta*, Platyrrhini). Chromosoma (*in press*).
- Geise, L.; Smith, M. F. & Patton, J. L. No prelo. Diversification in the genus *Akodon* (Rodentia, Sigmodontinae) in Southeastern South America: Mitochondrial DNA sequence Analysis. Journal of Mammalogy, (*in press*).
- Vieira, M.V. Locomoção, morfologia e uso do habitat em marsupiais didelfídeos: em busca de um modelo ecomorfológico. Em "Marsupiais Brasileiros" (Cáceres, N e Monteiro-Filho, ELA, eds.). Editora Holos, Ribeirão Preto, SP. (*in press*).
- Giovanelli, A.; Vieira, M.V. & Coelho da Silva, C.L.P.A. Interaction between the intermediate host of schistosomiasis in Brazil *Biomphalaria glabrata* (Planorbidae) and a possible competitor *Melanooides tuberculata* (Thiaridae): I. Laboratory experiments. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz (*in press*).
- Cunha, A.A. & Vieira, M.V. Support diameter, incline, and vertical movements of four didelphid marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. Journal of Zoology (*in press*).

OUTRAS FONTES DE FINANCIAMENTO:

- FUJB
- FAPERJ
- FAPESP
- CNPq
- PRONEX

ANEXOS

GLOSSÁRIO

Organização:

Rui Cerqueira

Yasmine Antonini

Rosan Valter Fernandes

Julio Cesar Rodrigues Fontenelle

Fabiano Godoy

Adriani Hass

Elena Charlotte Landau

Paula Procópio de Oliveira

José Roberto Rodrigues Pinto

Denise Marçal Rambaldi

Rômulo Ribon

Alexandre Bonesso Sampaio

Flávio Antônio Mães dos Santos

Aldicir Scariot

Anderson Cássio Sevilha

Introdução

Este glossário foi organizado com o propósito de esclarecer diversos conceitos utilizados neste livro. Muitas palavras usadas em referência às questões ambientais são ambíguas ou possuem vários conceitos, o que pode confundir o leitor já que nos diversos capítulos deste livro, bem como nas discussões e escritos correntes, alguns termos podem estar sendo utilizados com sentidos diferentes. Procurou-se aqui fornecer a acepção em uso nos diversos capítulos, assim como as conceituações correntes.

Quando o termo possui mais de um significado, procurou-se fornecer cada um deles, conforme seu surgimento cronológico na literatura, sendo a primeira acepção a mais recente ou a de uso mais comum. Cabe ao leitor interpretar o conceito que melhor se aplica em cada capítulo.

Glossário

Abordagem ecossistêmica: Estratégia para o manejo integrado do solo, água e recursos biológicos, que promove a conservação e o uso sustentável de recursos de forma equitativa. É baseada na aplicação de metodologias científicas apropriadas, que enfocam os níveis de organização biológica, os quais compreendem estrutura, processos, funções e interações entre organismos e seu meio ambiente. Reconhece que os seres humanos, com sua diversidade cultural, são parte integrante de muitos ecossistemas. A abordagem ecossistêmica requer o manejo adaptativo ao lidar com a natureza complexa e dinâmica dos ecossistemas, bem como com as incertezas associadas ao seu conhecimento.

Abundância: O número total de indivíduos em uma determinada área.

Abundância relativa: Quantidade relativa de indivíduos de uma espécie em relação às demais. Se um bem-te-vi teve 100 indivíduos registrados em 100 pontos de amostragem, ele é mais abundante do que outro tipo de bem-te-vi, que teve 50 indivíduos registrados nos mesmos 100 pontos de amostragem.

Adaptabilidade: Capacidade de adaptação dos organismos às variações ambientais e(ou) condições de campo como clima, tipo de solo, regime de chuvas etc.

ADN: Ácido desoxirribonucléico. Composto formado por uma cadeia de unidades denominadas nucleotídeos que têm bases nitrogenadas de quatro tipos: adenina, timina, citosina e guanina. É estruturado como um filamento e a seqüência linear dos nucleotídeos é responsável pela codificação da informação hereditária.

Agrobiodiversidade: Diversidade de plantas cultivadas. Inclui três dimensões: recursos genéticos vegetais para alimentação e agricultura, recursos genéticos animais para alimentação e agricultura e, recursos genéticos associados aos micróbios e aos fungos. A Convenção da Diversidade Biológica (CDB) dedica atenção especial à agrobiodiversidade devido ao processo de perda de diversidade de espécies cultivadas, conseqüência do crescimento populacional e da produtividade agrícola que precisa atender à crescente demanda por alimentos. Desde o início da agricultura, cerca de 7.000 espécies de plantas foram utilizadas pelos seres humanos. Atualmente, 15 espécies de plantas e 8 espécies de animais respondem por 90% do suprimento global de alimentos.

Alelo: 1. Uma das muitas formas do mesmo gene, capaz de segregação mendeliana. Presume-se que

os alelos difiram por mutações do ADN. Variantes de uma dada seqüência de ADN são chamadas de haplótipos. 2. Genes que determinam variedades diferentes do mesmo caráter.

Alogamia: Reprodução em que o zigoto é formado pela fusão de dois núcleos de células sexuais ou gametas vindos de dois organismos diferentes.

Alopátricos: Organismos que vivem em regiões geográficas diferentes. Antônimo: Simpátricos.

Ambiente estuarino: Ambiente aquático dos estuários dos rios, isto é, locais onde o curso de água se abre mais ou menos largamente.

Análises de agrupamento: Análise numérica que permite estabelecer similaridades ou dissimilaridades. Pode ser utilizada, por exemplo, na investigação da ocorrência e(ou) abundâncias de espécies em diferentes amostras, possibilitando demonstrar graficamente a associação entre elas e entre as amostras.

Anemocórica: Espécies cujos propágulos têm características morfológicas que indicam dispersão pelo vento (p.ex.: frutos alados).

Antrópica (o): Relacionado à atividade humana.

Aptidão (darwiniana): Contribuição média de um alelo, ou genótipo, para a geração ou gerações seguintes quando comparado com outros alelos ou genótipos.

Área basal: 1. Somatório das áreas transversais das plantas por unidade de área. 2. Área da seção transversal do tronco de uma planta. Como parâmetro estrutural de uma dada vegetação, representa a ocupação do espaço pelas plantas, resultado da soma das áreas basais individuais por unidade de área (geralmente m²/ha).

Área protegida: Espaço territorial geograficamente definido cuja gestão é conduzida para assegurar a conservação dos serviços ambientais por ela proporcionados, por exemplo, proteção da biodiversidade, dos recursos hídricos, do solo, das belezas cênicas entre outros.

Áreas de Preservação Permanente - APP: Áreas definidas pelo Código Florestal, independente de estarem ou não revestidas com vegetação nativa, públicas ou privadas, que resguardam amostras significativas de ambientes naturais. As características naturais dessas áreas devem ser perpetuadas e, portanto, não podem ter nenhum tipo de exploração dos recursos naturais. Sua função é preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora e a fertilidade do solo, assegurando as condições necessárias para o bem estar das populações humanas. Legalmente são consideradas APPs, áreas com as seguintes características: 1. Altitudes superiores a 1.800 metros, qualquer que seja a vegetação que as recobre. 2. Ao longo dos rios ou qualquer curso d'água em faixa marginal que varia de 30 a 500 metros de largura, dependendo da largura do curso d'água. 3. Ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios de águas naturais ou artificiais. 4. Encostas com declive superior a 45°. 5. Restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues. 6. Topos de morros, montes, montanhas e serras.

Auto-ecologia: estuda as relações de uma única espécie com o seu meio. Define essencialmente os limites de tolerância e as preferências das espécies em face dos diversos fatores ecológicos e examina a ação do meio sobre a morfologia, a fisiologia e o comportamento.

Avifauna: Conjunto de espécies de aves que vivem em uma determinada área.

Baixadas: Terrenos com até 8% de declividade. Geralmente este tipo de relevo acompanha leitos de cursos d'água, sendo geralmente as superfícies de menores altitudes em uma região.

Banco de germoplasma: Base física onde o germoplasma é conservado. Geralmente, são centros ou instituições públicas e privadas que conservam coleções de germoplasma sob a forma de sementes, explantes de plantas, culturas de células, plantas mantidas no campo, por exemplo.

Banco de sementes: 1. Conjunto de sementes viáveis presentes no solo. 2. Conjunto de sementes dispersadas sobre o solo ou dentro dele, em estado dormente ou latente, prestes a germinar.

Banco genético: Conjunto de recursos genéticos em uma determinada instituição ou área geográfica especialmente protegida.

Banda espectral: Faixa do espectro eletromagnético responsável pela obtenção de um certo conjunto de informações numa imagem de satélite, a respeito de uma área da superfície terrestre.

Biocenose: 1. Conjunto de fauna e flora inter-relacionado que vive num determinado biótopo num dado tempo. 2. Comunidade.

Biodiversidade: O mesmo que diversidade biológica.

Bioensaio: Determinação dos efeitos de uma substância ou mistura de substâncias sobre seres vivos em condições padronizadas.

Biogeocenose: 1. A combinação em uma área específica da superfície da Terra de fenômenos naturais (atmosfera, estratos minerais, plantas, animais, vida microbiana, solo e condições hídricas), que possui um tipo específico de interação entre estes componentes e um tipo definido de intercâmbio de materiais e energia entre si e com outros fenômenos naturais, estando em constante movimento e desenvolvimento. 2. O mesmo que ecossistema.

Bioindicadores: Organismos cuja presença é usada para identificar um tipo específico de comunidade biótica, ou como medida das condições ou mudanças ecológicas que ocorrem no ambiente.

Bioma: 1. Conjunto amplo de ecossistemas adaptados às condições particulares em que se encontram, e caracterizados por fitofisionomias próprias. 2. Tipo de ecossistema terrestre regional, como uma floresta tropical, taiga, floresta temperada caatinga.

Biomassa: Soma da massa de todos os seres vivos existentes num determinado espaço num dado momento.

Bionomia: 1. Conjunto dos processos adaptativos de um organismo. 2. Conjunto de estudos biológicos, ecológicos e comportamentais de um organismo. 3. Auto-ecologia.

Biopirataria: Atividade ilegal de prospecção, coleta e posterior apropriação de qualquer natureza, de recursos biológicos de plantas, animais e microrganismos.

Bioprospecção: Atividade exploratória que visa identificar componentes do patrimônio genético e informação sobre o conhecimento tradicional, com potencial de uso socioeconômico.

Biosfera: Sistema integrado de organismos vivos e seus suportes, compreendendo a atmosfera circundante do planeta Terra e estendendo-se para baixo de sua superfície até onde naturalmente existe alguma forma de vida.

Biossegurança: Ciência surgida no século XX, voltada para o controle e a minimização de riscos advindos da prática de diferentes tecnologias, seja em laboratório ou quando aplicadas ao meio ambiente. O

fundamento básico da biossegurança é assegurar o avanço dos processos tecnológicos e proteger a saúde humana, animal e o meio ambiente.

Biota: 1. Conjunto da flora e fauna. 2. Todos os organismos que vivem em uma área.

Biotecnologia: Qualquer aplicação tecnológica que utilize sistemas biológicos, organismos vivos ou seus derivados, para fabricar ou modificar produtos ou processos para utilização específica.

Biótopo: 1. Área ocupada por uma biocenose. 2. A área de vida do menor espaço, referida aos microhabitats como, por exemplo, subterrâneo, terrestre etc.

Borda: 1. Zona de transição abrupta entre dois tipos de vegetação. 2. Ecótono. 3. Geralmente borda refere-se ao local onde um fragmento de vegetação nativa entra em contacto com uma área modificada pelo homem. Em alguns casos, pode se referir à região de transição entre a vegetação nativa e um acidente geográfico como um rio, um lago etc.

Cabruca: Sistema de cultivo de cacau utilizado no sul da Bahia que consiste na retirada do sub-bosque e no plantio do cacau à sombra das árvores remanescentes.

Cadeia alimentar: ver cadeia trófica.

Cadeia trófica: 1. Relação alimentar (ou trófica) que existe entre seres vivos que compõem um ecossistema ou comunidade biótica, pela qual são transferidos materiais e energia de um organismo para outro. 2. Seqüência de transferências de energia entre espécies de uma teia trófica. 3. O mesmo que cadeia alimentar.

Carnívoro: Organismo que se alimenta do corpo de animais.

Certificação: Concessão de certificados, selos e(ou) rótulos a produtos e processos que adotam determinados padrões de produção. No caso da certificação ambiental, tais padrões estão ligados à conservação e ao uso sustentável dos recursos naturais.

Cinegético: Relativo à caça

Clado: 1. Um conjunto de espécies descendentes de uma única espécie. 2. Um conjunto de espécies relacionadas dos quais alguns descendentes são excluídos.

Clímax: 1. Ponto final da seqüência sucessional ou *sere*. 2. Comunidade vegetal que atingiu um estado estável sob um dado conjunto de condições ambientais.

Climáxicas: 1. Espécies vegetais que se desenvolvem melhor em áreas sombreadas da floresta. 2. Espécies vegetais dominantes no estágio clímax de uma sucessão.

Comunidade: 1. Termo geral que pode ser aplicado a quaisquer conjuntos de organismos de qualquer tamanho e longevidade 2. Uma associação de populações que interagem, geralmente definida pela forma sob a qual se associam ou pelo lugar onde vivem. 3. Conjunto de populações que ocorrem simultaneamente e que usualmente interagem de forma organizada. 4. Conjunto de espécies vivendo numa mesma área, diferindo por critérios funcionais, taxonômicos ou estruturais e, em geral, delimitadas com a finalidade de investigação. 5. Conjunto de espécies que ocorrem juntas no espaço e no tempo. 5. Taxocenose (ver).

Comunidade local: Grupo humano distinto por suas condições culturais, que se organiza tradicionalmente no mesmo local, por gerações sucessivas e costumes próprios e que conserva suas instituições

sociais, culturais e econômicas.

Concessão de área para plantio: Permissão dada pelo proprietário de uma área para que se possa executar o plantio para a recuperação da mesma.

Condições **in situ**: Condições nas quais os recursos genéticos existem em ecossistemas naturais e habitats e, no caso de espécies domesticadas ou cultivadas, nos meios onde tenham desenvolvido suas propriedades características. Antônimo: Condição **ex situ**. ver Conservação.

Conectividade: 1. Uma medida de quão conectado ou espacialmente contínuo é um corredor, mancha ou matriz. 2. Capacidade da paisagem de facilitar o fluxo de organismos, sementes e grãos de pólen, o que se encontra relacionado com o arranjo espacial ou grau de isolamento dos fragmentos na paisagem.

Conhecimento tradicional: Informações ou práticas cognitivas, produzidas por povos indígenas, quilombolas ou comunidades locais sobre a flora e fauna, transmitidas oralmente de geração em geração.

Conservação: 1. A conservação *in situ* significa a conservação de ecossistemas e habitats naturais e a manutenção e recuperação de populações viáveis de espécies em seus meios naturais e, no caso de espécies domesticadas ou cultivadas, nos meios onde tenham desenvolvido suas propriedades características. 2. O termo conservação no contexto da Política Nacional de Biodiversidade está em consonância com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), tendo um mesmo sentido mais próximo do conceito de preservação utilizado no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Portanto, o conceito de conservação utilizado neste documento é diferente do que é usado no SNUC, que atribui ao termo o sentido de manejo de recursos naturais.

Conservação **ex situ**: Conservação de componentes da biodiversidade fora de seu habitat. Antônimo: Conservação **in situ**. Ver Conservação.

Coroamento de mudas: Técnica de retirada por capina de plantas invasoras ou daninhas, do entorno de uma muda de árvore plantada ou de regeneração espontânea, visando evitar a competição por nutrientes.

Corredor ecológico: 1. Faixa conectando manchas e tendo as mesmas características que estas. 2. Unidade de planejamento regional que compreende grandes extensões de ecossistemas biologicamente prioritários, representando uma rede de reservas e áreas de uso menos intensivo, gerenciados de maneira integrada, estimulando o incremento da conectividade entre as áreas naturais remanescentes, visando garantir a sobrevivência do maior número possível de espécies sensíveis às alterações do habitat, facilitando o fluxo gênico entre populações e sub-populações como forma de aumentar a sua probabilidade de sobrevivência no longo prazo e assegurar a manutenção de processos evolutivos em larga escala.

Corredores florestais: Porções de florestas naturais ou plantadas que conectam áreas florestais conservadas e isoladas, sejam estas públicas ou privadas, possibilitando o fluxo de indivíduos e de genes, facilitando a dispersão de espécies, a recolonização de áreas e a manutenção da diversidade biológica naquele local. São essenciais para a manutenção de espécies que necessitam, para sua sobrevivência, de áreas maiores do que aquelas dos fragmentos que estão sendo conectados. Numa escala maior, são chamados de corredores ecológicos ou biológicos e podem se estender por todo um ecossistema.

Coveamento: Técnica de abrir cova para o plantio de uma muda. Recomenda-se para o plantio de espécie de árvores nativa em covas com dimensões de pelo menos 40cm X 40cm X 40cm, com adição de adubo orgânico.

Custo de oportunidade: Custo dado pelo uso alternativo dos recursos produtivos. Por exemplo, o custo de oportunidade de uma determinada área de pastagem abandonada pelo proprietário para fins de con-

servação, é o quanto ele poderia ter lucrado ao desenvolver a pecuária naquela área.

Decompositor: Organismo que se alimenta de matéria orgânica morta.

Delineamento de áreas de recuperação: Elaboração de esquemas para plantios de mudas visando compor ou recompor uma floresta ou outro ambiente nativo, intercalando-se ou não, espécies de crescimento rápido e lento, contemplando escalas de tamanhos e variação de formas para as áreas que se pretende implantar.

Deme: 1. População panmítica local. 2. A maior unidade populacional analisável pelos modelos de genética de populações. 3. Unidade reprodutiva espacialmente discreta. 4. Agregado panmítico de organismos com duração de, pelo menos, uma estação reprodutiva, ligado por fluxo gênico com os demes adjacentes antes e depois da estação reprodutiva.

Densidade: 1. Número de indivíduos por unidade de amostragem. 2. Número de indivíduos por unidade de área, volume ou outra unidade apropriada ao habitat onde ocorrem os eventos ou organismos em questão. O mesmo que densidade absoluta. Ver Densidade relativa.

Densidade absoluta: ver densidade.

Densidade relativa: Número de indivíduos por unidade de amostragem sem considerar a área.

Deriva genética: Mudanças ao acaso nas frequências de um ou mais alelos ou genótipos em uma população.

Derrame: Saída e espriamento e consolidação de material magmático vindo do interior da terra.

Derrame basáltico: Derrame da rocha denominada basalto.

Desenvolvimento sustentável: 1. Forma de desenvolvimento que busca atender de forma socialmente justa, às necessidades da população humana mundial no presente sem, contudo, comprometer a satisfação das necessidades das gerações futuras. É um processo compreendido pelo uso de práticas de desenvolvimento que levam em consideração a integração de fatores econômicos, sociais, ambientais, políticos e culturais, voltados para a construção de melhores condições de vida em todo o planeta. 2. Forma de desenvolvimento que se pratica conservando, por tempo indeterminado, os componentes da biodiversidade por ele utilizado. 3. Noção que busca substituir o objetivo restrito de crescimento econômico, ou seja, da ampliação da capacidade produtiva, pelo crescimento econômico, social e político incorporando a preocupação de não esgotar ou degradar os recursos existentes para não comprometer o crescimento das futuras gerações.

Detritívoro: Organismo que se alimenta de detritos.

Detrito: Material sedimentável e finamente dividido; compreende o detrito orgânico, proveniente de decomposição e quebra de restos de organismos e detrito inorgânico, que corresponde aos materiais minerais sedimentáveis.

Dinâmica de populações: O mesmo que Dinâmica populacional (ver).

Dinâmica populacional: 1. Variação no tamanho e densidade das populações em determinado espaço ao longo do tempo. 2. Estudo das mudanças nos números de organismos de determinadas populações e dos fatores as causam.

Diretriz: Orientação para o direcionamento de ações, atividades, comportamentos e procedimentos gerais, visando alcançar determinados objetivos.

Distúrbio: Mais apropriadamente perturbação (ver).

Distúrbios intermediários: ver Hipótese de perturbações intermediárias.

Diversidade biológica: Variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, entre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e demais ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; abrange também a variabilidade dentro de espécies, entre as espécies e de ecossistemas. Sinônimo: Biodiversidade.

Diversidade de espécies: 1. O número de espécies em uma área (diversidade a) ou região (diversidade b). 2. Uma medida, geralmente um índice que representa a riqueza de espécies e a distribuição dos indivíduos entre as mesmas. 3. Medida da variedade de espécies em uma comunidade que leva em conta a riqueza de espécies e abundância relativa de cada espécie.

Diversidade gênica: Probabilidade de que dois alelos sejam diferentes num dado *locus*.

Dossel: 1. Estrato superior da floresta caracterizado pelo contato das copas das espécies arbóreas de maior porte. 2. Camada de copas de árvores mais ou menos contínua que forma o teto da floresta. 3. A soma total de todas as copas de árvores de todas as alturas. 4. Estrato superior da floresta. 5. O nível mais alto e iluminado da floresta.

Ecossistema: 1. Complexo dinâmico de comunidades vegetais, animais e de microrganismos e o meio inorgânico, com o qual interagem como unidade funcional. 2. Unidade de natureza ativa que combina comunidades bióticas e ambientes abióticos (p.ex.: solo e água), com os quais interagem. 3. Total de componentes de um ambiente imediato ou habitat reconhecível, incluindo partes inorgânica e morta do sistema e os vários organismos que nele vivem como uma unidade social. 4. Conjunto integrado de fatores físicos, ecológicos e bióticos que caracterizam um determinado lugar, estendendo-se por um determinado espaço de dimensões variáveis cuja totalidade é integrada e sistêmica em sua funcionalidade. 5. Unidade fundamental do meio físico e biótico, na qual coexistem e interagem uma base inorgânica e uma orgânica constituída por organismos vivos, gerando produtos específicos como, por exemplo, restingas e caatingas. Tais produtos são reconhecíveis pela textura apresentada em fotos aéreas, imagens de radar ou de satélites diferenciando-se as unidades do mosaico da paisagem. 6. Espaço limitado onde a ciclagem dos recursos de um ou vários níveis tróficos é feita por agentes mais ou menos fixos, utilizando simultânea e sucessivamente processos mutuamente compatíveis que geram produtos. 7. O mesmo que biogeocenose.

Ecótipos: 1. Populações de espécies de grande extensão geográfica, localmente adaptadas e que possuem graus ótimos e limites de tolerância adequados às condições do lugar. 2. Fenômeno de adaptação fisiológica dos limites de tolerância de uma mesma espécie, freqüentemente fixados nas formas locais por um mecanismo genético. 3. Raça genética (ou série de raças genéticas de origem independente), mais ou menos distinta fisiologicamente (mesmo se não morfologicamente) e adaptada a certas condições de ambiente diferentes das de outra raça genética da mesma espécie. Exemplo: certas espécies de ervas crescem eretas no interior (ecótipo interiorano), mas prostradas na praia oceânica.

Ecótono: 1. Habitat criado pela sobreposição de habitats distintos. 2. Faixa de transição entre diferentes tipos de habitats. 3. Comunidades mistas formadas pela superposição de comunidades vizinhas em áreas de transição entre estas. 4. Faixa de transição entre duas comunidades.

Edáfico: Relativo ao solo.

Efeito da amostragem: Limitações da amostragem em incluir toda a variação que realmente existe. Por exemplo, um organismo pode ocorrer na comunidade estudada e não ter sido encontrado apenas

devido ao efeito da amostragem.

Efeito fundador: O princípio de que os fundadores de uma nova colônia de uma dada espécie têm apenas uma fração da variação genética total da população da qual se originou.

Elasticidade: Capacidade de uma comunidade em retornar ao seu estado original depois de ter sido perturbada.

Embrião: 1. Planta jovem que se desenvolveu depois da formação da célula ovo. Esta célula forma-se tanto por fecundação quanto por partenogênese. Nas plantas com flores o embrião está contido na semente. 2. Animal em processo de desenvolvimento a partir de uma célula ovo fertilizada.

Encostas: Superfícies laterais inclinadas, com declividade moderada a forte, entre as baixadas e os topos dos morros.

Endêmico (a): Exclusivo de determinada região ou área geográfica. 2. Espécie ou táxon restrito a uma determinada região, por exemplo, o mico-leão-dourado é endêmico de uma pequena região da Mata Atlântica, as Baixadas Litorâneas do Estado do Rio de Janeiro.

Endemismo: Ocorrência de espécies endêmicas.

Endocruzamento: 1. Ocorrência de maior número de cruzamentos entre indivíduos aparentados do que seria esperado se os cruzamentos na população fossem ao acaso. 2. Cruzamento de indivíduos mais relacionados geneticamente do que o relacionamento médio da população, particularmente entre indivíduos descendentes com um ou mais pais em comum. Sinônimo: Endogamia.

Endofauna: Organismos que vivem dentro do sedimento em ecossistemas aquáticos.

Endogamia: Endocruzamento (ver).

Entorno: 1. Área que envolve um compartimento particular da paisagem com feições distintas deste. 2. O mesmo que matriz. 3. Área circunvizinha a uma Unidade de Conservação onde o uso do solo pode influenciar tanto positiva como negativamente o ambiente natural desta.

Entropia: Diminuição da ordem de um sistema.

Eólico (a): relativo ao vento.

Epífita: Planta que vive fixada em outra sem ser parasita.

Eqüitabilidade: Distribuição dos indivíduos pelas espécies, numa comunidade. Um dos componentes da diversidade que pode, por si só, ser indicativo de dominância numérica relativa.

Erosão genética: Processo de diminuição da variabilidade genética de uma espécie resultante da perda de alelos, populações e(ou) ecótipos.

Especiação: Processo de formação de novas espécies.

Espécie alienígena: similar à espécie exótica, ou seja, espécie que está presente em uma determinada área geográfica da qual não é originária, introduzida geralmente pelo homem.

Espécie alóctone: espécie introduzida em uma área onde não existia originalmente.

Espécie assilvestrada: Espécie domesticada que fora de seu continente original retornou à vida silvestre.

Espécie autóctone: espécie nativa ou silvestre que ocorre como componente natural em uma região.

Espécie bentônica: Espécie que vive no fundo de ambientes aquáticos.

Espécie domesticada ou cultivada: Espécie em cujo processo de evolução o ser humano influenciou para atender às suas necessidades.

Espécie exótica invasora: Espécie introduzida, intencionalmente ou não, em habitats onde é capaz de se estabelecer, invadir nichos de espécies nativas, competir com elas e dominar novos ambientes.

Espécie exótica: 1. Espécie da fauna ou flora que não existia naturalmente em uma dada área, tendo sido nela introduzida por acidente ou propositadamente.

Espécie florestal: Espécie típica de florestas, observada fora desse ambiente apenas em casos excepcionais. Pode ocorrer tanto na borda como no interior, embora pareça apresentar predileção por este último.

Espécie invasora: 1. Aquela que é encontrada fora de sua área de ocorrência original, onde penetra rápida e intensamente. 2. Qualquer espécie vegetal espontaneamente presente em uma área de cultivo, geralmente capaz de rápida instalação e reprodução.

Espécie migratória: Espécie de ave cuja população realiza migrações para outra região em determinada época do ano (por exemplo, no inverno) regressando em outra época (por exemplo, no verão). A reprodução dessa espécie (acasalamento, construção do ninho, choco e cuidado dos filhotes) ocorre nos locais para onde ela migra no verão.

Espécie nectônica: Espécie componente do nécton.

Espécie perifítica: Espécie componente do perifiton.

Espécie planctônica: Espécie componente do plâncton.

Espécie pioneira: 1. Aquela que inicia a ocupação de áreas desabitadas, bordas de florestas e clareiras. Em geral de crescimento rápido e tolerante à plena exposição ao sol. 2. Espécie que precisa de luz para se desenvolver, portanto só o faz quando há uma abertura no dossel das florestas. 3. Espécie que domina nos primeiros estádios sucessionais. 4. Organismo ou espécie que coloniza ou recoloniza uma dada área, dando início ao processo de sucessão. 5. O mesmo que pioneiras.

Espécie problema: Espécie nativa que, dentro de sua área de distribuição geográfica, por diversos fatores como, por exemplo, crescimento de sua população, prejudica espécies nativas ou espécies exóticas.

Espécie residente: Espécie de ave que permanece durante todo o ano numa mesma área, sem realizar movimentos migratórios.

Espécie tardia: Espécie que surge na sucessão vegetal após a colonização ou recolonização de uma área. Tem, em geral, crescimento mais lento que as pioneiras na sucessão e prefere crescer à sombra de outras.

Espécime: Indivíduo ou exemplar representativo de uma categoria taxonômica qualquer, como classe, gênero ou espécie. O mesmo que espécimen.

Esporo: Corpo reprodutivo composto por uma ou mais células que se separa de um indivíduo parental e dá origem direta ou indiretamente a um novo indivíduo. Ocorre em todos os grupos de plantas, bactérias e arqueas, protozoários e, principalmente, em fungos.

Estágio avançado de regeneração: Estágio do processo de regeneração de uma floresta, formalmente considerada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, como tendo as seguintes características: predominância de fisionomia arbórea, com dossel fechado e relativamente uniforme, com ou sem árvores emergentes em graus variáveis de intensidade; copas superiores e horizontalmente amplas; árvores com distribuição diamétrica de grande amplitude; abundância de epífitas (sobretudo na floresta ombrófila); trepadeiras, geralmente lenhosas (mais abundantes em floresta estacional); serrapilheira abundante; grande complexidade estrutural, com grande diversidade de espécies; fisionomia semelhante à vegetação primária e normalmente com sub-bosque menos expressivo que no estágio médio.

Estágio inicial de regeneração: Estágio do processo de regeneração de uma floresta, formalmente considerada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, como tendo as seguintes características: fisionomia herbáceo/arbustiva de porte baixo; espécies lenhosas com pequena amplitude de distribuição diamétrica; epífitas ausentes ou representadas principalmente por poucas espécies de líquens, musgos, briófitas e pteridófitas; quando presentes, as trepadeiras são de porte herbáceo; pouca ou nenhuma serrapilheira; poucas espécies arbóreas ou arborescentes e ausência de sub-bosque e abundância de espécies pioneiras.

Estágio médio de regeneração: Estágio do processo de regeneração de uma floresta formalmente considerada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, como tendo as seguintes características: predominância de fisionomia herbáceo e arbustiva ou somente arbustiva sobre fisionomia herbácea, podendo haver estratos diferenciados; cobertura arbórea aberta ou fechada podendo haver indivíduos emergentes; predomínio de indivíduos com pequeno diâmetro, embora haja uma amplitude moderada de distribuição diamétrica; maior número de espécies e indivíduos de epífitas do que no estágio inicial; trepadeiras predominantemente lenhosas, quando presentes; variação na espessura da serrapilheira conforme a estação do ano e a localização e presença de sub-bosque.

Estocástico: Determinado aleatoriamente. ver estocasticidade.

Estocasticidade: Variações aleatórias. Por exemplo, fatores aleatórios que podem afetar o crescimento populacional de uma espécie como doenças, desastres ambientais etc.

Estratégia: 1. Arte de mobilizar os meios necessários para alcançar objetivos definidos. 2. Estratégia é também a arte de gerenciar problemas complexos ou de explorar condições favoráveis para alcançar objetivos específicos.

Estresse hídrico: Conjunto de reações de um sistema ao excesso ou à falta de água no ambiente, que perturba sua homeostase. As respostas do sistema podem incluir alterações adaptativas ou funcionais.

Eucarioto: Organismos cujas células tem núcleo.

Eutrofismo: ver eutrofização.

Eutrofização: Processo de aumento da quantidade de nutrientes em lagos e outros corpos d'água. Estes corpos, quando excessivamente enriquecidos de nutrientes, levam a limitação de certas atividades biológicas. O processo de eutrofização pode ser natural, pois todos os lagos tendem a passar por este processo, ou cultural quando acelerado por impactos antrópicos como poluição agrícola e urbana.

Extrativismo: Atividade econômica de agrupamentos populacionais limitados, dependentes da extração de produtos e matérias-primas naturais recolhidos em sua origem. Pode ser subdividido em dois grupos: extrativismo de depredação ou de aniquilamento – no caso da obtenção do recurso levar à extinção da fonte, e extrativismo de coleta, no qual se procura equilibrar a extração com a velocidade

de regeneração do recurso.

Fatores abióticos: 1. Fatores físicos e químicos existentes no ambiente que afetam a vida dos organismos. 2. Aqueles que caracterizam as propriedades físico-químicas da biosfera.

Fatores bióticos: Aqueles provocados por seres vivos que afetam direta ou indiretamente outros seres vivos.

Fauna: Conjunto das espécies animais de uma dada região em um certo tempo.

Fenóis Totais: Substâncias de natureza fenólica, isto é, que possuem um ou mais anéis benzênicos substituídos por um ou mais grupos hidroxila. Os taninos estão englobados nessa classe de substâncias.

Fisionomia: Feições características ou aspecto de uma comunidade vegetal ou vegetação; relacionada às formas de vida, proporções e arranjo dos indivíduos, utilizada na descrição de uma vegetação.

Fitness: Aptidão em inglês.

Flora: Conjunto das espécies de plantas de uma dada região em um certo tempo.

Floresta ciliar: 1. Vegetação florestal que acompanha os rios formando como que cílios multifuncionais (proteção, estabilização, alimentação da fauna etc.), formando corredores fechados (galerias) sobre o curso d'água. 2. Genericamente as formações vegetais que acompanham cursos d'água. São consideradas áreas de preservação permanente pelo Código Florestal. Sinônimos: mata ciliar, mata de galeria, mata ripária.

Floresta de terra firme: Florestas tropicais úmidas que ocorrem em ambientes onde o solo não está sujeito às inundações pelos cursos d'água.

Floresta estacional: Mata alta e densa com grau variado de caducifolia (queda de folhas na estação seca). Em geral com estratificação mais complexa do que a floresta ombrófila e sem árvores emergentes.

Floresta ombrófila: Mata alta e densa, com a folhagem sempre verde, bem estratificada e, freqüentemente, com árvores emergentes (que ultrapassam o teto da floresta). O mesmo que Floresta Pluvial Tropical.

Floresta secundária: Floresta que se formou após a destruição completa da floresta primária, a qual existia originalmente em determinado local. Pode estar em estágio inicial, médio e(ou) avançado de regeneração. O mesmo que mata secundária.

Fluxo gênico: 1. Troca de características genéticas entre populações pelo movimento de indivíduos, gametas ou esporos. 2. Produção de alelos por meio de cruzamento e reprodução, resultante da migração de indivíduos de uma população para outra. 3. Introdução de genes no conjunto dos genes de uma população vindos de outras populações.

Folhiço: 1. Porção superior do húmus do solo formado por material vegetal em processo de decomposição. 2. Conjunto de folhas caídas, galhos, flores e frutos que forma uma camada sobre o solo.

Folívoro: Animal que se alimenta de folhas vivas. O mesmo que folhívoro.

Formação: 1. O todo da cobertura vegetal natural ou seminatural que ocupa certo tipo de solo, caracterizada por uma comunidade vegetal ou flora definidas. 2. O conjunto de comunidades vegetais sobre um certo tipo de solo, na mesma região geográfica e sob certas condições climáticas.

Formas de vida: 1. Classes de plantas relativas à posição do tecido de rebrotamento em relação ao solo. 2. Características de forma e estrutura que fazem com que o organismo esteja adaptado aos fatores ambientais.

Forrageamento: Forrageio (ver).

Forrageio: Atividade locomotora repetitiva de indivíduos ou populações de animais, em seu habitat, em busca de um recurso particular como alimentos, água etc.

Fragmentação: Processo de criação de fragmentos ou substituição descontínua de áreas de vegetação natural por outras distintas. Pode ser natural ou causado por atividades antrópicas.

Fragmento antrópico: Área de vegetação natural relativamente homogênea, isolada e imersa em uma matriz antrópica.

Fragmento florestal: Qualquer área de floresta nativa, em estágio inicial, médio ou avançado de regeneração, sem qualquer conexão com áreas florestais vizinhas, separado destas por áreas agrícolas, pastagens, florestas comerciais de espécies exóticas ou mesmo áreas urbanas.

Fragmento natural: Área de vegetação natural relativamente homogênea, isolada e imersa em uma matriz de vegetação distinta.

Frugívoro (a): Animal que se alimenta de frutos.

Gameta: Célula reprodutiva cujo núcleo funde-se com o de outro gameta da mesma espécie. A fusão consiste na fertilização que resulta em uma outra célula denominada zigoto que, por sua vez, irá dividir-se dando origem ao desenvolvimento de um novo indivíduo.

Gene(s): Unidade física e funcional da hereditariedade que transmite a informação genética de uma geração para outra.

Genótipo: Conjunto de genes que um organismo individual possui.

Geoprocessamento: Conjunto de tecnologias que integram as fases de coleta, processamento e uso de informações relacionadas ao espaço físico, seus cruzamentos, análises e produtos.

Geotecnologias: 1. São todas as tecnologias relacionadas à geoinformação. Abrange aquisição, processamento, interpretação (ou análise) de dados ou informações espacialmente referenciadas. 2. O termo Geotecnologia refere-se a um grupo de tecnologias de informação geograficamente referenciada, como o uso de GPS, SIG, fotogrametria, levantamentos aéreos ou orbitais, topologia, cartografia, geodésia e outros.

Germoplasma: Acervo genético que reúne o conjunto de materiais hereditários de uma espécie.

Gestão da biodiversidade: Ações voltadas para a conservação, o uso sustentável da biodiversidade e a repartição justa e equitativa dos benefícios dela advindos.

Glaciações pleistocênicas: Períodos de clima frio que ocorreram durante o Pleistoceno.

GPS: ver Sistema de Posicionamento Global.

Gradiente ambiental: O mesmo que gradiente ecológico.

Gradiente ecológico: Designação genérica da variação espacial contínua de qualquer conjunto de organismos (populações ou comunidades), seja de seus caracteres ou de um ou mais fatores abióticos.

Grau de isolamento: 1. Distância física de outros fragmentos ou o grau de impedimento que a matriz impõe sobre o movimento de matéria (dispersão de organismos, propágulos, solo, água, nutrientes etc.) e energia (calor) entre as áreas naturais isoladas. 2. Nível de resistência da paisagem à passagem de organismos, sementes e grãos de pólen entre fragmentos, o que se encontra relacionado com o arranjo espacial e adversidade da matriz circundante.

Grotas: Superfícies côncavas, originadas do encontro de duas encostas adjacentes. Geralmente ao longo de cursos d'água e em suas cabeceiras.

Grupos funcionais: 1. Conjunto de espécies ecologicamente similares. 2. Grupos de espécies em um determinado ecossistema, que possuem histórias de vida semelhantes e respondem ao ambiente pelos mesmos processos ecológicos. 3. O mesmo que guilda.

Guilda: Conjunto de espécies que exploram de forma similar, a mesma classe de recursos ambientais.

Habitat: 1. O gradiente ambiental de fatores independentes da densidade onde uma espécie (ou comunidade) pode existir, portanto, o conjunto de fatores físicos e químicos que formam um espaço hipervolumétrico. 2. Local ocupado pelos organismos. 3. O tipo de lugar no qual um organismo vive, tais como floresta, pântano etc. 4. Lugar ou tipo de local onde um organismo ou população ocorre naturalmente.

Haplótipos: Variantes de uma dada seqüência de ADN.

Heliofilia ou planta heliófila: Organismos que tem tropismo com o sol.

Herbácea(o): 1. O que tem consistência e o porte de uma erva. 2. Caule tenro não lenhoso.

Herbívoro: Animal que se alimenta de matéria orgânica viva de origem vegetal.

Herpetofauna: Fauna de anfíbios e répteis.

Heterogeneidade ambiental: Representa a magnitude da diversidade de habitats que os organismos podem ocupar ou a diversidade de condições a que um organismo está sujeito em seu habitat. A heterogeneidade ambiental está diretamente relacionada com o fluxo de matéria e energia. As perturbações antrópicas tendem a abrir sistemas fechados, aumentando a entropia e reduzindo a heterogeneidade.

Heterozigozidade: Freqüência observada de heterozigotos em uma população.

Hipótese de perturbações intermediárias: Hipótese proposta inicialmente por Connell em 1978, são aquelas perturbações que não geram uma mortalidade tão alta nas espécies a ponto delas não conseguirem se recuperar, mas que, ao mesmo tempo, são suficientes para limitar o crescimento das espécies mais competidoras, que poderiam excluir espécies menos competitivas.

História de vida: Conjunto de características e comportamentos das espécies que facilitam sua adaptação ao meio ambiente.

Histórico do fragmento: Processo de criação do fragmento e o manejo ao qual o fragmento e a matriz foram submetidos.

Holoceno: A última época da História da Terra, sendo uma das duas épocas em que se divide o Período Quaternário. O mesmo que Recente.

Hospedeiro: 1. Organismo vivo que serve de substrato e(ou) fonte de energia e materiais para outro. 2. Organismo infectado por um parasita.

Ilhas de florestas: Áreas ou fragmentos de florestas isolados dos demais fragmentos quer por pastagem, agricultura, áreas urbanizadas etc.

Impacto ambiental de origem antrópica: Alteração (física, química e(ou) biológica) ocorrida no ambiente em consequência da atividade humana. Essa alteração pode ser degradadora, protetora ou regeneradora.

Incremento ou enriquecimento de espécies: Introdução ou reintrodução de espécies ainda não empregadas ou inexistentes em uma área de recuperação ou regeneração espontânea de um determinado ambiente natural.

Índice de mortalidade: Porcentagem média calculada para o número de baixas ou morte de indivíduos em um determinado ambiente.

Instrumentos econômicos (para a conservação da biodiversidade): Ações que propõem a inserção das externalidades ou custos externos nos mercados por meio de taxas, licenças de mercado e subvenções ambientais, procurando influenciar o comportamento dos agentes econômicos e proporcionando mudanças em suas ações, no sentido de favorecer o meio ambiente. Essas ações visam propiciar resultados em termos de eficácia ambiental e de eficiência econômica, assegurando um preço apropriado para os ativos naturais, o que permite garantir aos ativos da natureza o mesmo tratamento dado aos demais fatores de produção.

Intron: Parte da seqüência de ADN que constitui um gene que não é transcrita como polipeptídeo.

Isolamento de área para plantio: Processo de cercar uma área a ser recuperada, geralmente rodeada por pastagem, evitando o acesso de animais como bovinos e eqüinos, que podem causar danos às mudas plantadas.

Landsat: Programa americano de imageamento da superfície terrestre por meio de satélites iniciado nos anos 70.

Lateritização: 1. Processo comum nas regiões tropicais de clima úmido com alternância de estações secas e chuvosas que levam à remoção de sílica e ao enriquecimento dos teores de ferro e alumínio nos solos e rochas. O resultado deste processo é a transformação dos solos em rochas denominadas lateritos. 2. O mesmo que latolização.

Latossolo: Denominação de solos submetidos ao processo de lateritização.

Lenhosa (o): 1. O que tem a consistência de madeira. 2. Caule de árvore de tecidos duros.

Local: Área considerada em uma escala espacial pequena, de até 10 Km de raio a partir de determinado ponto.

Locí: Plural de **locus**.

Locus: Um lugar em um cromossomo ocupado por um determinado gene. Utilizado também de maneira mais frouxa como o gene em todos os seus estados alélicos.

Malaise: Armadilha para captura de insetos pela interceptação de vôo, composta por um anteparo de filó escuro e uma cobertura de filó claro que direciona os insetos até um pote coletor.

Mancha: 1. Uma área de superfície não linear que difere em aparência das áreas ao seu redor. 2. Área contínua que contém todos os recursos necessários para a persistência de uma determinada população local, separada de outras manchas por áreas que não são propícias para a sobrevivência da espécie.

Manutenção de áreas de plantio: Conjunto de técnicas e métodos empregados para garantir o sucesso no estabelecimento de uma área de recuperação florestal, envolvendo capina, coroamento, replantio de mudas, drenagem etc.

Mata de galeria: 1. Floresta galeria (ver). 2. Genericamente, matas úmidas que ocorrem ao longo dos cursos de água.

Mata secundária: ver floresta secundária.

Material genético: Todo material de origem vegetal, animal, microbiano ou outra, que contenha unidades funcionais de hereditariedade.

Matriz: 1. O elemento mais conectado e extenso de uma paisagem que, supõe-se, tem um papel dominante no seu funcionamento. 2. Um elemento da paisagem que cerca uma mancha de caráter distinto. 3. Conjunto de todos os tipos de formações vegetais criadas pelo homem, que não são consideradas fragmentos florestais: plantações de culturas anuais (milho, feijão etc.), culturas perenes (café, pomares), pastagens, capineiras, plantações de eucalipto, construções urbanas e rurais (inclusive cidades).

Mecanismos ecológicos: ver processos ecológicos.

Megadiversidade: Biodiversidade em grau excepcionalmente elevado de determinada área geográfica, coincidente, em geral, com a de um país.

Mesotrófico: Aplicável a ecossistemas que se encontram em um estágio intermediário de produção de nutrientes, entre eutrófico e oligotrófico.

Meta: Objetivos expressos quantitativamente no tempo.

Metapopulação: 1. Conjunto de populações locais de uma espécie em uma região cuja colonização e extinção locais estão ligadas às taxas de nascimento e morte de indivíduos nas populações que a compõem. 2. Conjunto de populações locais que apresentam migração entre elas. Estas definições são oriundas de trabalhos que consideram apenas uma espécie. Considerando-se conjuntos de múltiplas espécies, o fator chave para a determinação de metapopulações não são as migrações, mas a relação predador-presa dentro e entre as populações. 3. Grupo de populações de uma determinada área, onde é possível a migração de uma população local para outro sítio, onde já existe ou não uma população da mesma espécie.

Microclima: 1. O clima próximo ao solo. Geralmente o microclima é definido como os processos físicos característicos da atmosfera ocorrendo até dois metros acima da superfície. 2. Características físicas da atmosfera, de um determinado local, influenciadas pela superfície terrestre e pelos organismos que nela ocorrem. 3. Variação local de parâmetros climáticos considerando-se pequenas áreas.

Microsatélite: Tipo de seqüência do ADN em que as bases repetem-se um pequeno número de vezes.

Modelo do Quincôncio: Modelo de plantio de árvores em forma de colunas e fileiras, que emprega espécies pioneiras e tardias, de modo que cada muda de espécie tardia seja rodeada por mudas de espécies pioneiras, de crescimento rápido, permitindo o sombreamento da primeira.

Morfoespécie: Um grupo de organismos que difere em algum aspecto morfológico de todos os outros grupos. Utilizado em estudos ecológicos quando ainda não é possível a identificação da espécie.

Morfometria: Abordagem para o estudo da forma utilizando métodos estatísticos

Morfometria Dendrítica: Refere-se a lago ou reservatório que apresenta forma ramificada, similar às ramificações de uma árvore. Geralmente as ramificações são decorrentes da forma do relevo e da contribuição de tributários, os quais, durante o período de formação de reservatórios, são inundados, formando “braços” nos ecossistemas aquáticos.

Mortos-vivos: Organismos ou populações que, devido às modificações do ambiente, perdem a capacidade de deixar descendentes.

Mussununga: São formações herbáceo-arbustivas, podendo ocorrer como florestas raleadas. Geralmente estão sobre solo arenoso e com forma circular, circundada por mata de restinga ou Mata Ombrófila.

Neotropical: Referente à região Neotropical (ver).

Nécton: Conjunto dos organismos que vivem na coluna d’água que nadam ativamente sendo capazes de se deslocar independentemente das correntezas.

Nicho trófico: Conjunto dos recursos alimentares utilizados pelas espécies.

Nicho: 1. Conjunto das relações dos fatores bióticos da comunidade vista como um espaço multidimensional. 2. Posição na cadeia trófica. 3. Papel ecológico de uma dada espécie em uma comunidade, concebido como um espaço multidimensional com os vários parâmetros que condicionam a existência da espécie. 4. O conjunto das condições ambientais em que uma população vive e se reproduz.

Níveis sucessionais: Os vários estágios pelo qual passa a sucessão vegetal.

Nível trófico: Posição de um organismo numa cadeia alimentar. Reconhecem-se vários níveis: produtores primários, consumidor primário, consumidor secundário, decompositores, etc.

Nucleotídeo: Composto formado por glicídeo, ácido fosfórico e uma base nitrogenada, encontrado em células vivas formando vários compostos como a adenosina trifosfato (ATP) e os ácidos nucléicos.

Objetivo: Alvo ou desígnio a ser alcançado.

Oligotrófico: Qualidade dos ecossistemas pobres em nutrientes ou com uma produtividade primária muito baixa.

País de origem de recursos genéticos: País que possui recursos genéticos em condições *in situ*.

País provedor de recursos genéticos: País que provê recursos genéticos coletados em condições *in situ*, incluindo populações de espécies domesticadas e silvestres, ou obtidas em condições *ex situ*, que possam ou não ter sido originados nesse país.

Paleoclimático: Relativo aos climas que ocorreram no passado

Palinologia: Estudo do pólen.

Panmixia: Cruzamentos ao acaso entre membros de uma mesma população.

Parapátricos: Organismos que ocorrem em regiões geográficas diferentes, mas vizinhas e que mantêm contato.

Parasita: 1. Organismo que tem como habitat outro organismo. 2. Organismo que se alimenta de substâncias orgânicas que derivam do tecido vivo de outro organismo, o hospedeiro.

Peptídeo: Composto formado por dois ou mais aminoácidos, com o grupo amina (NH₂) reagindo com o grupo carboxila (COOH) do próximo, formando a ligação peptídica (-NH-CO-) com eliminação de água.

Perifiton: Comunidade microscópica complexa de plantas, animais e detritos associados, aderidos à superfície de rochas, plantas ou outros objetos submersos ou formando esta superfície.

Período Quaternário: Último período em que se divide a História da Terra.

Período Würmiano: Período em que ocorreu a glaciação de Würm.

Perturbação: 1. Eventos e mudanças no ambiente, que dependendo da escala considerada, podem ser desastrosos para determinados grupos de organismos. 2. Evento que causa uma mudança significativa do padrão normal em ecossistemas ou paisagens. 3. Qualquer processo ou condição externa à fisiologia natural dos organismos e que resulta em uma súbita mortalidade de biomassa em uma comunidade em uma escala de tempo significativamente menor que o tempo para a acumulação de biomassa. 4. O mesmo que distúrbio

Pioneiras: Ver Espécies pioneiras.

Plâncton: Conjunto dos organismos microscópicos, autótrofos e heterótrofos, que vivem em suspensão na coluna d'água. O plâncton flutua livremente ou tem movimentos débeis sendo, em geral, arrastados passivamente pelas correntezas.

Plano de ação: Planejamento de atividades e meios com vistas à implementação de uma estratégia ou a obtenção de objetivo específico.

Plantio demonstrativo: Modelo de plantio experimental no que se refere a: uso de espécies, espaçamento entre mudas, forma de plantio, técnicas de irrigação, capina etc., com o objetivo de ser reproduzido em áreas com semelhantes características ambientais, sociais e(ou) com demais atributos.

Plântula: Estágio inicial de desenvolvimento de espécies vegetais recrutadas para a sucessão vegetal, por meio de estímulos como insolação, hidratação, etc.

Pleistoceno: Uma das duas épocas em que se divide o Período Quaternário.

Podzólico: Referente aos solos do grupo dos podzóis, formados em ambientes de alta umidade e possuem elevado teor de matéria orgânica, geralmente são solos arenosos e de coloração acinzentada.

Poliandria: Sistema de cruzamento em que uma fêmea é coberta por vários machos.

Poligenia: Sistema de cruzamento em que um macho cobre várias fêmeas.

Polimítico: Refere-se a lagos e reservatórios. São lagos normalmente rasos e extensos, em que ocorrem circulações freqüentes, via de regra diárias. Isto se deve ao resfriamento da camada de água superficial durante a noite e a pouca profundidade, que facilita a homotermia (temperatura igual da água da superfície ao fundo).

Polinizador: Agente que favorece o transporte de pólen de uma flor para outra. A polinização aumenta as chances de ocorrência da reprodução cruzada.

Polipetídeo: Peptídeo formado por três ou mais aminoácidos.

Política: Conjunto de diretrizes e meios que orientam e permitem alcançar os efeitos desejados.

Política pública: 1. De uma maneira simplificada, é aquela que resulta das decisões governamentais sobre fazer algo; o não fazer também é uma política. 2. Um conjunto de decisões tomadas por atores políticos, consistindo na seleção de metas e meios para alcançar determinada situação.

Ponto de amostragem: Um ponto determinado onde são tomadas amostras.

População: 1. A soma total dos indivíduos de uma espécie que ocupa uma área. 2. Conjunto de indivíduos de uma dada espécie que ocupa uma determinada área, mantendo intercâmbio de informação genética. 3. Conjunto de seres, objetos ou itens que apresentam em comum pelo menos uma característica ou propriedade relevante e do qual se pode extrair uma subpopulação ou amostra.

Predação: 1. Na cadeia trófica, corresponde à posição dos organismos que se alimentam de animais. 2. Tipo de alimentação onde o organismo que a exerce utiliza pedaços de tecidos de outros organismos predados vivos.

Predador: 1. Aquele que vive da predação. 2. Em sentido amplo predador é todo aquele animal (carnívoro ou herbívoro) que se alimenta de presas ou hospedeiros que ainda estavam vivos. Os predadores verdadeiros são aqueles que matam suas presas e delas se alimentam.

Presa: Organismo que serve de fonte de alimentação para um predador.

Preservação: Conjunto de métodos, procedimentos e políticas que visam à proteção no longo prazo das espécies, habitats e ecossistemas, além da manutenção dos processos ecológicos, prevenindo a simplificação dos sistemas naturais.

Pressão antrópica: 1. Influência humana no meio ambiente. O desmatamento é um tipo de pressão antrópica. 2. Degradação do ambiente em decorrência de alteração física, química e(ou) biológica causada pela atividade humana.

Processamento digital de imagens: Manipulação de imagem fotográfica ou digital por meio de computadores, com o objetivo de obter informações úteis sobre a área imageada para uma determinada aplicação.

Processos ecológicos: Processos por meio dos quais os organismos, populações e comunidades se relacionam sob condições naturais ou perturbações naturais e antrópicas.

Propágulo: 1. Órgão capaz de armazenar, dispersar e propagar o embrião de um organismo. 2. Qualquer estrutura que funciona para a dispersão e(ou) migração de um indivíduo. 3. Parte de um organismo, produzida sexualmente ou assexuadamente, que é capaz de dar origem a um novo organismo. 4. Número mínimo de indivíduos de uma espécie necessários para a colonização de um novo ou isolado habitat.

Raça: 1. Definição pobre e imprecisa para um conjunto de populações que ocupa uma região particular e que difere em uma ou mais características de outras populações de outros lugares. Note-se que a definição não é apenas imprecisa, mas completamente subjetiva. 2. No passado, alguns autores usavam esta denominação para um fenótipo particular alopátrico ou não. Esta é a conotação, em geral, utilizada pelos racistas. 3. O mesmo que subespécie.

Reconectividade de fragmentos florestais: Retomada da ligação ou conectividade entre fragmentos florestais

isolados pela ação antrópica.

Recrutamento: 1. Incremento em indivíduos de uma população em determinado período, causado pela natalidade ou imigração. Frequentemente o conceito aplica-se apenas a adição de indivíduos reprodutivos. 2. Passagem de indivíduos de um estágio de vida para outro.

Recuperação: Restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não-degradada, que pode ser diferente de sua condição original.

Recuperação de áreas degradadas: Recuperar a vegetação ou acelerar a sucessão vegetal atingindo pelo menos estágios iniciais ou chegando o mais próximo possível de seu estado original. Geralmente refere-se à recuperação de ambientes florestais. Em alguns casos é necessário recompor outros elementos do ambiente original como o próprio solo, cursos de água etc.

Recursos: Componentes do ambiente que podem ser utilizados por um organismo, por exemplo, alimento, luz, abrigo etc.

Recursos biológicos: Recursos originários da exploração de seres vivos. Compreendem recursos genéticos, organismos (ou partes desses), populações ou qualquer outro componente biótico de ecossistemas, de real ou potencial utilidade ou valor para a humanidade.

Recursos genéticos: Material genético de valor econômico real ou potencial.

Rede entomológica: Instrumento utilizado para coletar insetos em geral. Assemelha-se a um grande coador.

Refúgio: 1. Área pequena que apresenta condições favoráveis à sobrevivência de determinadas espécies, apesar das mudanças bruscas que tenham ocorrido em áreas adjacentes, onde estas espécies já desapareceram. 2. Área protegida, visando à preservação da biota. 3. Área de tamanho médio a grande com formações vegetais distintas das circunvizinhas e que abrigam flora e fauna distintas destas.

Regeneração espontânea: Recomposição natural de uma área por meio do surgimento, inicialmente, de espécies pioneiras e espécies secundárias iniciais; desencadeando, posteriormente, a sucessão vegetal.

Região Neotropical: Uma das regiões biogeográficas em que se divide a Terra. Compreende a América do Sul e Central até o sul do México.

Regional: Área considerada em uma escala espacial relativamente grande, de 10 a 200km de raio a partir de determinado ponto.

Relação perímetro-área: Razão entre o perímetro e a área de um fragmento; esta razão é dependente do tamanho e formato do fragmento.

Relicto: Espécie remanescente da fauna ou flora que existia no passado e que, atualmente, persiste em regiões ou habitats isolados.

Repartição de benefício: Um dos três objetivos da Convenção da Diversidade Biológica (CDB), é a justa e equitativa repartição de benefícios oriundos da utilização dos recursos genéticos, incluindo o acesso adequado aos mesmos e a transferência de tecnologias relevantes, considerando os direitos sobre aqueles recursos e tecnologias. A CDB contempla ainda a repartição de benefícios derivados da utilização de conhecimentos, inovações e práticas de povos indígenas, quilombolas e comunidades locais, incluindo modos de vida tradicionais que contribuem para a conservação e utilização sustentável da biodiversidade.

Replântio de mudas: Reposição de novas mudas de árvores em reposição às mudas mortas após o plantio.

Representatividade: Referente à necessidade de assegurar que amostras da diversidade biológica dos distintos ecossistemas e das transições ecológicas entre eles sejam preservadas, considerando idealmente todos os níveis de organização.

Reserva genética: Porção territorial, de uso presente ou potencial, que pode ser destinada à conservação de espécies-alvo prioritárias. Tem a finalidade de proteger, em caráter permanente, as espécies ou comunidades ameaçadas de extinção; dispor de material genético para a pesquisa e determinar a necessidade de manejo das espécies-alvo, entre outras.

Resiliência: Anglicismo para elasticidade (ver).

Resistência: Capacidade da comunidade em evitar alterações no seu estado atual devido às perturbações.

Restauração: Restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível de sua condição original.

Ripícola: Referente aos cursos d'água, por exemplo, vegetação ripícola é aquela que ocorre nas margens dos cursos d'água. Sinônimo: ripária

Riqueza de espécies: Número de espécies que ocorrem em uma determinada área ou comunidade.

Rupícola: Referente a solo rochoso.

Sensibilidade da comunidade: Resistência e elasticidade de uma comunidade mediante os efeitos de uma perturbação. Quanto maior a resistência e elasticidade, menor será a sensibilidade da comunidade.

Sensoriamento remoto: Conjunto de técnicas para obtenção de informações sobre um objeto, área ou fenômeno da superfície terrestre, sem estar em contato direto com eles, porém por meio da detecção, registro e análise do fluxo de energia radiante refletido ou emitido pelos mesmos.

Sere: Uma série de estágios de mudanças em uma comunidade vegetal, em uma dada área, levando-a a um estado estável.

Serrapilheira: o mesmo que folhiço (ver).

Serviços ambientais: Benefícios, materiais ou não, oferecidos pelos sistemas naturais que contribuem diretamente para o bem-estar humano.

Similaridade florística: Magnitude de semelhança na composição de espécies entre duas áreas ou comunidades. Esta magnitude, geralmente, é medida por meio de índices baseados nas igualdades e similaridades entre a composição de espécies de cada local a ser comparado. Antônimo: Dissimilaridade ou dissimilitude.

Sinantropia: Capacidade de espécies utilizarem condições e recursos criados ou modificados pela ação do homem.

Sistema de informações geográficas (SIG): 1. Coleção organizada de pessoas, dados, programas e computadores, projetada para capturar, armazenar, atualizar, analisar e exibir todas as formas de informações geograficamente referenciadas. 2. Combinação de programas voltados ao processamento de dados referenciados espacialmente, possibilitando o armazenamento, análise, integração, modelagem espa-

cial, monitoramento e apresentação de grande número de informações na forma de mapas, gráficos, figuras e sistemas multimídia.

Sistema de Posicionamento Global (GPS): Constelação de satélites desenvolvidos pelo Departamento de Defesa dos Estados Unidos da América, utilizada em levantamentos geodésicos e outras atividades que necessitam de posicionamento preciso. Os satélites transmitem sinais que podem ser decodificados por receptores especialmente projetados para determinar com precisão, posições (latitude e longitude) sobre a superfície da Terra. A sigla GPS vem do inglês *Global Positioning System*.

Sistemas agroflorestais: Tipo de cultivo que contempla o plantio de espécies agrícolas consorciadas com espécies florestais nativas ou com uma floresta em seu sentido mais amplo, sem, contudo, explorar os recursos florestais de modo a causar degradação do ambiente. Estes sistemas têm sido classificados de diferentes maneiras: de acordo com sua estrutura espacial, desenho no tempo, importância relativa e a função dos diferentes componentes, objetivos da produção e caracterização sócio-econômica predominante.

Sítio ou localidade: 1. Lugar ou espaço ocupado por um objeto. 2. Utilizado freqüentemente significando uma mancha.

Sobre explorados: Populações de espécies exploradas comercialmente que, embora não se encontrem ameaçadas de extinção, têm seus estoques de indivíduos bastante reduzidos.

Sociodiversidade: Diversidade tipológica de sociedades e culturas.

Sombreamento: Efeito de barrar a insolação, parcialmente ou totalmente; causado pela copa de árvores e arbustos.

Sub-bosque: 1. Estratos inferiores de uma floresta. 2. Vegetação que cresce à sombra de grandes árvores nas florestas.

Subespécie: 1. Termo impreciso para indicar agregados de populações que diferem taxonomicamente de outras subdivisões de uma espécie. O termo tem uma conceituação imprecisa, tendendo a cair em desuso. 2. Raça geográfica.

Subpopulação: 1. População local de uma metapopulação. 2. Amostra de uma população.

Sucessão: 1. Substituição de espécies em uma área por meio de uma progressão regular em direção a um estado estável. 2. Substituição progressiva de uma comunidade vegetal por outra, provocando modificações no ambiente, em uma determinada área ou em um biótopo; compreende todas as etapas desde a colonização ou estabelecimento das espécies pioneiras até o clímax ou estado próximo a esse. 3. Acréscimo ou substituição seqüencial de espécies em uma comunidade, acompanhados de alterações na abundância relativa das espécies anteriormente presentes e nas condições físico-químicas locais, resultando na modificação abrupta.

Sucessão autogênica: Sucessão de comunidades vegetais no mesmo lugar, com clima relativamente estável e sem forças geológicas modificando o substrato, sendo a sucessão causada por modificações da própria comunidade.

Taninos: São grupos amplos de substâncias complexas, de natureza polifenólica, amplamente distribuídas no Reino Vegetal. Eles podem ser subdivididos em duas classes: os taninos condensados e os taninos hidrolisáveis, que possuem uma distribuição mais restrita do que os condensados. A natureza polifenólica dos taninos torna-os adstringentes para muitos mamíferos herbívoros como uma consequência da capacidade dessas substâncias se ligarem a proteínas, provocando um gosto desagradável.

Taninos condensados: Classe particular de taninos; são polímeros constituídos de unidades monoméricas flavônicas (ver **taninos**).

Taquaral: Formações compostas predominantemente por bambus nativos conhecidos vulgarmente por taquaruçu (gêneros *Merostachys* e *Bambusa*) e taquarinha (gênero *Olyra*), geralmente formando um emaranhado de caules secos e verdes de difícil transposição.

Taxa: plural de **taxon**

Taxa de crescimento: 1. Incremento de peso, comprimento ou outra medida de um indivíduo por unidade de tempo. 2. Incremento do número de indivíduos ou da biomassa de uma população por unidade de tempo.

Taxa de substituição ou reposição: Substituição de indivíduos, populações, espécies ou eventos em uma comunidade por unidade de tempo. Em inglês: *turnover*.

Taxocenose: 1. Conjunto de espécies de um mesmo *táxon* vivendo numa mesma área. 2. Comunidade de populações de espécies de um mesmo *táxon*. 3. Caracterização de comunidades feita por meio de representantes de um ou alguns grupos taxonômicos considerados representativos da comunidade como um todo.

Táxon 1. Grupo de organismos, em qualquer nível, com alguma identidade taxonômica formal. 2. Unidade de nomenclatura de um sistema de classificação. Aplica-se a qualquer categoria deste sistema.

Taxonomia: 1. Teoria de classificação de organismos ou de outros seres. 2. Processo de descrição, nomenclatura e classificação dos organismos vivos.

Taxonômico (a): Qualidade referente à taxonomia, ciência que cuida da classificação aplicada aos organismos vivos.

Teia alimentar: O mesmo que teia trófica.

Teia trófica: 1. Conjunto de espécies entre as quais existe transferência de energia. 2. O mesmo que teia alimentar.

Terra roxa: Solos argilosos que ocorrem nos Estados de São Paulo e Paraná derivados da decomposição de rochas alcalinas formadas por derrame basáltico.

Topologia: 1. Relações espaciais existentes entre objetos distintos e que os caracterizam como conectividade, contigüidade, proximidade. 2. Configuração de uma porção do terreno com todos os acidentes e objetos que se achem à sua superfície.

Trampolins de biodiversidade: 1. Conjuntos de fragmentos, naturais ou não, inseridos em uma matriz antrópica que permitem o fluxo gênico entre formações disjuntas, pela redução da distância que os propágulos devem percorrer. 2. O mesmo que alpodras. Em inglês *stepping stones*.

Trófico(a): Refere-se à alimentação ou, mais geralmente, à aquisição de nutrientes e energia pelos organismos.

Unidade de Conservação (UCs): Espaço territorial definido por seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público (União, Estados e Municípios), com objetivos de conservação e, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. São assim definidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, consolidado pela Lei 9.985 de 18/07/2000, tratando-se de instrumento funda-

mental para a implementação da Política Nacional de Áreas Protegidas. As Unidades de Conservação são agrupadas em duas categorias distintas: Proteção Integral que são aquelas onde se admite apenas o uso indireto dos recursos naturais, constituída por Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre e as UCs de Uso Sustentável são aquelas onde se admite o uso sustentável de uma parcela dos seus recursos naturais, de forma compatível com a conservação da natureza. São elas: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural.

Utilização sustentável: Termo utilizado na Política Nacional de Biodiversidade em consonância com a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB). Sua utilização deve ser de modo e em ritmo tais que não levem, em longo prazo, à sua diminuição, mantendo assim seu potencial para atender às necessidades e aspirações das gerações presentes e futuras. O termo tem um sentido de manejo.

Vágil: Capacidade de uma espécie de se dispersar ou ser dispersada em um dado ambiente.

Vagilidade: Vagilidade é a capacidade de ser vágil, quer dizer, móvel.

Vegetação ripícola: ver ripícola.

Vegetação secundária: 1. Vegetação crescida após a derrubada da vegetação original. 2. O mesmo que floresta secundária ou mata secundária.

Vertente de morro: Área da encosta, com inclinação própria, de uma elevação natural ou artificial do relevo de uma determinada região, que pode ser atravessada por um curso d'água.

Viabilidade: Capacidade de sobrevivência individual de uma espécie num determinado local por um certo tempo. Características como tamanho mínimo e grau de conectividade entre áreas propícias para o desenvolvimento da espécie, estão relacionadas à viabilidade potencial no longo prazo. Análise de viabilidade populacional (AVP ou PVA) pode fornecer uma estimativa do tamanho de área e estrutura etária viável para cada população.

Würm: A última das glaciações do Período Quaternário com sua máxima expansão começando há 20.000 anos atrás. O mesmo que glaciação Wisconsin.

Zona da Mata Mineira: Região do sudeste de Minas Gerais, originalmente coberta por Mata Atlântica e que difere das regiões vizinhas, principalmente por seu relevo, caracterizado por inúmeros morros e pequenas serras, caracterizando os mares de morros da geografia brasileira.

Zona de amortecimento ou zona tampão: Áreas no entorno de Unidades de Conservação onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a Unidade.

Zoocórica: Espécies cujos propágulos têm características morfológicas que indicam dispersão por animais (p.ex. frutos comestíveis).

Zooplâncton: Componentes do plâncton animais ou heterótrofos não decompositores.

