

Dimensões Ecológicas, Geológicas e Humanas em
Estudos de Longa Duração

**no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba
Rio de Janeiro**

Editores:

Pablo R. Gonçalves

Ana C. Petry

Caryne Braga

Rodrigo L. Martins

Francisco A. Esteves



EDITORA INTERCIÊNCIA



Dimensões Ecológicas, Geológicas e Humanas em
Estudos de Longa Duração
no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba
Rio de Janeiro

Dimensões Ecológicas, Geológicas e Humanas em
Estudos de Longa Duração
no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba
Rio de Janeiro

Editores:

Pablo R. Gonçalves

Ana C. Petry

Caryne Braga

Rodrigo L. Martins

Francisco A. Esteves



EDITORA INTERCIÊNCIA



Rio de Janeiro - 2023

Copyright © 2023, by Pablo Rodrigues Gonçalves, Ana Cristina Petry, Caryne Braga, Rodrigo Lemes Martins, Francisco de Assis Esteves (editores)

Direitos Reservados em 2023 por **Editora Interciência Ltda.**

Diagramação: Maria de Lourdes de Oliveira

Revisão Ortográfica: Lara Alves dos Santos Ferreira de Souza

Renata Cristina Vadesilho Meirelles

Capa: Equipe Interciência

Foto da Capa e Contracapa: Romulo Campos

CIP-Brasil. Catalogação-na-Fonte
Sindicato Nacional dos Editores de Livros, RJ

D578

Dimensões ecológicas, geológicas e humanas em estudos de longa duração no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba [recurso eletrônico] / Pablo Rodrigues Gonçalves ... [et al.]. - 1. ed. - Rio de Janeiro : Interciência, 2023.
recurso digital ; 40732 MB

Formato: PDF

Requisitos do sistema: adobe digital editions

Modo de acesso: world wide web

Inclui bibliografia

DOI: 10.29327/5312133

ISBN 978-85-7193-446-7 (recurso eletrônico)

1. Ecologia das restingas - Rio de Janeiro (Estado). 2. Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ).

23-84390

CDD: 577.6098153

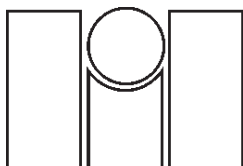
CDU: 551.435.32(815.3)



Gabriela Faray Ferreira Lopes - Bibliotecária - CRB-7/6643

É proibida a reprodução total ou parcial, por quaisquer meios,
sem autorização por escrito da editora.

www.editorainterciencia.com.br



Editora Interciência Ltda.

Rua Verna Magalhães, 66 – Engenho Novo

Rio de Janeiro – RJ – 20710-290

Tels.: (21) 2501-4760/3251-1342/3251-1350/3251-1363

e-mail: vendas@editorainterciencia.com.br

DEDICATÓRIA

Dedicamos esta obra a seis companheiros de jornada, que a seu modo cultivaram um amor imenso pela Restinga de Jurubatiba e dedicaram-se à sua conservação, de forma altruísta e generosa. Por décadas, Afonso Carneiro e Nelson Oliveira Silva foram moradores de dois enclaves do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Eles serão sempre lembrados como os embaixadores dos balneários Carapebus e João Francisco, respectivamente. Graças ao apoio deles, as pesquisas no Sítio PELD/RLaC foram realizadas com maior segurança e êxito. Destacamos aqui o papel fundamental que o Sr. Afonso e o Sr. Nelson tiveram para que a pesquisa socioambiental do **capítulo 14** acontecesse. João Batista Pereira de Souza foi um mestre das artes de pesca. Talentoso e dedicado, o Sr. João confeccionou e realizou a manutenção das redes utilizadas nas pesquisas. As conversas com ele resultavam sempre em aprendizado para a equipe do projeto, pois era um profundo conhecedor dos ambientes aquáticos e dos peixes do norte fluminense.

O Prof. Eduardo Arcoverde de Mattos integrou o grupo de pioneiros na criação da proposta PELD aprovada em 1999. Nas restingas do Parque Nacional, o Prof. Eduardo deu início a uma importante linha de pesquisa relacionada com o estresse em plantas de restinga, sendo responsável pela formação de inúmeros alunos e pela publicação de relevantes pesquisas que contribuíram para a projeção internacional do Parque.

A pesquisadora Marcia Aguiar de Barros iniciou a gestação do trabalho de Palinologia aqui publicado, mas não pôde vê-lo finalizado. Entusiasta da Palinologia do Quaternário, Marcia era uma professora nata, uma orientadora atenciosa, crítica e grande contadora de histórias. Ficam seus ensinamentos em Palinologia, as memórias dos momentos compartilhados e as saudades.

Tatiana Ungaretti Paleo Konno foi docente pioneira do NUPEM/UFRJ e passou a integrar o Sítio PELD/RLaC em 2009. Junto com seus orientados, coorientados e colaboradores, Tatiana conduziu uma série de importantes pesquisas botânicas relacionadas à fenologia, prospecção de produtos naturais e moléculas bioativas, e distribuição e estrutura populacional de espécies categorizadas como vulneráveis. Por mais de uma década, a Profa. Tatiana fez das formações vegetais da Restinga de Jurubatiba a sua melhor sala de aula.

PREFÁCIO

Um convite para escrever um prefácio, vindo de grandes cientistas que também são amigas e amigos, é sempre uma honra e uma alegria imensa. Neste caso, além dos ângulos profissional e comunitário, para mim agrega-se ainda um componente profundamente pessoal. O tempo oficial de percurso dos estudos de longa duração (PELD) no Parque Nacional da Restinga Jurubatiba – agora 24 anos – sobrepõe-se ao da minha trajetória de 30 anos como professor da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Junto do Professor Francisco Esteves, pude acompanhar a importação da iniciativa de pesquisa de longa duração em rede internacional em 1996, que culminaria no lançamento de um edital do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) para financiamento de projetos nesta linha, no qual a nossa proposta da Restinga de Jurubatiba viria a ser selecionada. O projeto teve início formal em 1999, mas foi em 1998 que, também sob a liderança do Prof. Esteves, teria sucesso o movimento para tornar tal restinga um Parque Nacional – aliás, o primeiro em restingas no Brasil. Naquela ocasião, eu não só aprendia com os estudos meus e de meus colegas e estudantes sobre a magnífica flora da região, mas também sobre política de conservação da biodiversidade, sobre trabalho em parceria com pessoas de diferentes áreas do saber, sobre a importância da educação ambiental (com os Profs. Reinaldo Bozelli e Déia Maria Ferreira dos Santos), sobre as relações de sistemas naturais com a indústria do petróleo e, talvez acima de tudo, sobre a potência do desejo humano, exposto que fui a um convívio cotidiano com idealistas e realizadores. Aprendi que plantas são inteligentes e que políticos também podem ser. Que a imaginação de crianças é muito mais rica e transgressora que a dos adultos. Que a ciência é apenas uma dentre diferentes e lindas formas de interpretação da realidade. “Que mestre não é quem sempre ensina, mas quem de repente aprende”, como dizia Guimarães Rosa. Entendi a força do sonho. Admito que foi excesso de informação para um jovem de 34 anos, tanto que algumas delas só estou começando a entender hoje, 25 anos depois.

Outros ventos deslocaram minha ação para novos desafios, e em 2009 eu me desligava formalmente do projeto para tornar-me um curioso observador do seu sucesso, a uma certa distância. Lendo este livro, entretanto, vi que, como observador, estive mesmo foi muito longe. Com a consolidação do campus avançado da UFRJ em Macaé, em 2006, e a composição de um jovem e criativo corpo docente e discente, o PELD ganharia novo fôlego em 2009.

O resultado vê-se neste livro. Se, nos anos 1990, nossa preocupação era integrar estudos de terra e de água, de fauna e de flora, na sua nova fase, o projeto partia para integrar tempos (do paleo aos futuros) e espaços (em múltiplas escalas). Se, naquela época, mal sabíamos os nomes das espécies, hoje de muitas já se tem intimidade até com os genes. Se então queríamos entender o clima local,

hoje o grupo já entende dos impactos de mudanças e variações climáticas sobre a vida no Parque. Se nos esforçávamos para entender a relação entre uma planta e outra, hoje já há entendimento sobre a intimidade biogeoquímica entre planta, terra e lagoas. Enquanto, nos primeiros anos, dávamos muita atenção à construção de diálogos e colaborações entre pesquisadores de diferentes linhas de investigação, hoje, superada essa etapa, a conversa volta-se para as comunidades adjacentes ao Parque, para crianças e professores de escolas, para a tomada de decisão política e privada. Na longínqua década de 1990, nenhum de nós, fundadores do projeto, poderia antecipar o salto científico, tecnológico e, principalmente, de olhar, que se daria nas décadas seguintes.

Coincidentemente, este livro chega às minhas mãos quando estou debruçado em estudos sobre o tempo, como titular da Cátedra Unesco de Alfabetização em Futuros do Museu do Amanhã, em parceria com a UFRJ. Lendo-o, não escapei de imaginar que talvez o tempo não seja uma questão de passado-presente-futuro, mas sim *um tempo, uma duração*. Assim como a semente carrega em si memória ecológica e evolutiva que a prepara para lidar com o agora e o depois, creio que o PELD da Restinga de Jurubatiba hoje é isso: uma memória que, mais que ancorar a vida no presente, antecipa o amanhã; um presente que é membrana, sendo permeável à memória, mas também ao desejo. O tempo de uma Clúsia é distinto do tempo de um organismo planctônico, que difere de um pequeno mamífero ou ave ou inseto, que diferem do nosso. A abordagem de longa duração na pesquisa impõe uma outra percepção de temporalidade, mais orgânica e natural que a fria e abstrata contagem de minutos e dias da nossa fluida vida moderna. Ao ingressarmos no tempo da vida, nos sentimos natureza novamente, nos percebemos como sendo só parte e, humildemente, isso nos reumaniza.

Vida longa ao PELD da Restinga de Jurubatiba! Que siga nos ensinando tanto sobre a natureza que nos cerca como sobre a natureza que em nós habita.

Fabio Rubio Scarano

Departamento de Ecologia, Laboratório de Limnologia, Universidade Federal do
Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Cidade
Universitária, Rio de Janeiro, RJ, 21941-590

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), em especial ao Marcelo Braga Pessanha e ao Marcos Cezar dos Santos, que nos acompanharam no processo de organização da obra, contribuindo também para a inclusão do olhar do gestor na integração dos dados e produção de recortes úteis à gestão da biodiversidade. Às coordenações das respectivas áreas de pesquisa (Zoologia de vertebrados terrestres, Zoologia de vertebrados aquáticos, Zoologia de invertebrados, Ecologia vegetal, Ecologia aquática, Divulgação científica e Estudos socioambientais) e seus colaboradores, que discutiram e trataram da organização dos capítulos e dos seus conteúdos. Agradecemos também aos pesquisadores que se juntaram à equipe, sobretudo no processo de produção desta obra, e que acabaram por figurar como autores de diferentes capítulos e seções do trabalho – Anderson da R. Gripp, Caryne Braga e Daniel E. Franco. Àqueles que cederam as fotografias que ilustram o livro, em especial ao brilhante fotógrafo Romulo Campos, autor da foto da capa, que tem se dedicado a produzir importantes registros do ambiente natural de Macaé e região. Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) que por quatro editais (1999-2000, 2009-2010, 2015-2016 e 2020-2021) tem garantido aos pesquisadores o foco na coleta e no tratamento de dados de longa duração em uma mesma área por mais de 20 anos. Nesse sentido, nosso agradecimento especial à Marisa de Araújo Mamede, à Marcia Brito e à Fabiola S. de Lacerda, membras da equipe técnica do CNPq, interlocutoras dos interesses da sociedade e com quem tivemos relação mais próxima. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), que contribuiu com bolsas para a formação de inúmeros pesquisadores que desenvolveram suas teses e dissertações no Sítio PELD/RLaC, especialmente para aqueles que foram contemplados pelas bolsas da Chamada CNPq/CAPES/FAPs/BC-Fundo Newton PELD nº 15/2016 (Processo 441610/2016-1). À Editora Interciência, pela condução atenciosa, solícita e exitosa do processo de diagramação, editoração e impressão gráfica da obra. À Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), que colaborou com o aporte financeiro para diferentes projetos que complementaram as iniciativas de pesquisa do programa PELD, e para o custeio de editoração e impressão deste livro (Processo FAPERJ nº E26/110.554/2022). Ao Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM/CCS/UFRJ), somos muito gratos pelo indispensável apoio à realização das pesquisas no Sítio PELD/RLaC desde a sua concepção, há 25 anos, até os dias atuais.

Por último, agradecemos aos colegas revisores listados a seguir por seu valioso trabalho na revisão dos capítulos, garantindo a qualidade da presente obra.

LISTA DE REVISORES

DRA. ALESSANDRA RODRIGUES KOZOVITS

Universidade Federal de Ouro Preto

DRA. ANA CRISTINA PETRY

Universidade Federal do Rio de Janeiro

MSC. EDUARDO ANDRÉ RIBEIRO VALIM

Universidade Técnica de Munique

DRA. HELENA DE GODOY BERGALLO

Universidade do Estado do Rio de Janeiro

DR. JAYME AUGUSTO PREVEDELLO

Universidade do Estado do Rio de Janeiro

DR. JAYME MAGALHÃES SANTANGELO

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

DRA. LAÍSA MARIA FREIRE DOS SANTOS

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DR. LEANDRO DE OLIVEIRA DRUMMOND

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

DRA. MARIANA SILVA FERREIRA

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DR. MAURICIO MUSSI MOLISANI

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DRA. MICHELE DE SÁ DECHOUM

Universidade Federal de Santa Catarina

DRA. NATALIA COSTA SOARES

Instituto Nacional da Mata Atlântica

DR. PABLO RODRIGUES GONÇALVES

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DRA. PATRÍCIA LUCIANO MANCINI

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DRA. PAULA DEBIASI

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DR. REINALDO LUIZ BOZELLI

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DR. RODRIGO LEMES MARTINS

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DR. RODRIGO VINAGRE CINTRA DA COSTA

Universidade Federal do Rio de Janeiro

DRA. ROSANA MAZZONI

Universidade do Estado do Rio de Janeiro

DR. SANDRO MONTICELLI PETRÓ

Universidade do Vale do Rio dos Sinos

AUTORES

ADRIANO CALIMAN FERREIRA DA SILVA

Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Laboratório de Processos Ecológicos e Biodiversidade, Campus Lagoa Nova, a.n., Natal, RN, Brasil. CEP: 59078-900. *E-mail:* adriano.caliman@ufrn.br

ALINE GOMES DIAS PINTO MONTEIRO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* alinegdpm2008@gmail.com

ANA CRISTINA PETRY

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* petryanacristina@gmail.com

ANA PAULA SILVA

Instituto Federal do Rio de Janeiro, Campus Arraial do Cabo, Rua José Pinto de Macedo, s.n., Prainha, Arraial do Cabo, RJ, Brasil. CEP: 28930-000. *E-mail:* ana.paula@ifrj.edu.br

ANDERSON DA ROCHA GRIPP

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* argripp@ufrj.br

ANDRÉ LUIZ DOS SANTOS FONSECA

Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Fluminense, Campus Cabo Frio, Estrada Cabo Frio-Búzios, s.n., Baía Formosa, Cabo Frio, RJ, Brasil. CEP: 28909-971. *E-mail:* andre.fonseca@ifrj.edu.br

ANDRÉ LUIZ DOS SANTOS FURTADO

Embrapa Territorial, Avenida Soldado Passarinho, 303, Campinas, SP, Brasil, CEP: 13070-115. *E-mail:* andre.furtado@embrapa.br

ANDRÉ MEGALI AMADO

Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia Aquática, Rua José Lourenço Kelmer, s.n., Bairro São Pedro, Juiz de Fora, MG, Brasil. CEP: 36036-900. *E-mail:* amado@ufrnet.br ou andre.amado@ufjf.edu.br

ANDRÉ TAVARES CORRÊA DIAS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Laboratório de Ecologia Vegetal, Rua Prof. Rodolpho Rocco, 211, Prédio do CCS, Bloco A, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* atcdias@gmail.com

ARIADNE VIEIRA LOBO DOS SANTOS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* ariadnelobo@gmail.com

BEATRIZ NUNES COSENDEY

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Vertebrados. Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-019. *E-mail:* bcosendey@gmail.com

BRUNO CORTAT FELICE

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil, CEP: 27965-045. *E-mail:* bruno-cortat@bol.com.br

BRUNO HENRIQUE PIMENTEL ROSADO

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Departamento de Ecologia, Pavilhão Haroldo Lisboa da Cunha, Sala 220, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-900. *E-mail:* brunorosado@gmail.com

BRUNO VASCONCELLOS GUIMARÃES FORTE

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* bvgforte@gmail.com

CAIO CÉSAR CORREA MISSAGIA

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-013. *E-mail:* caiomissagia@gmail.com

CARLA COSTA SIQUEIRA

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Vertebrados. Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-019. *E-mail:* carlacsiqueira@yahoo.com.br

CARLOS EDUARDO VALÉRIO DOS SANTOS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* cadu.cevs@gmail.com

CARLOS FREDERICO DUARTE ROCHA

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Vertebrados. Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-019. *E-mail:* cfdrocha@gmail.com

CARYNE BRAGA

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, Laboratório de Ciências Ambientais, Av. Alberto Lamego, 2000, Parque Califórnia, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil. CEP: 28013-602. *E-mail:* caryne@uenf.br

CATIA MOURA MILITÃO

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Vertebrados, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-019. *E-mail:* cm.militao@gmail.com

CLAUDIA GUTTERRES VILELA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, MicroCentro (Laboratório de Análise Micropaleontológica), Av. Athos das Silveira Ramos, 274, Cidade Universitária, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-916. *E-mail:* vilela@geologia.ufrj.br

CLAUDIO CARDOSO MARINHO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Laboratório de Limnologia, Edifício do Centro de Ciências da Saúde, Av. Carlos Chagas Filho, 373 – Sala A1-050, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* claudiocardosomarinho@gmail.com

CYNTHIA FERNANDES PINTO DA LUZ

Instituto de Pesquisas Ambientais, Laboratório de Palinologia PALINO-IPA, Av. Miguel Stéfano, 3687, São Paulo, SP, Brasil. CEP: 04301-902. *E-mail:* cluz@sp.gov.br

DANIEL DA SILVA FARIAS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Laboratório de Limnologia, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Edifício do Centro de Ciências da Saúde, Bloco A, Subsolo, Sala A0-008, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21949-900. *E-mail:* fariassd@gmail.com

DANIEL ESTEVES FRANCO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Laboratório de Limnologia, Edifício do Centro de Ciências da Saúde, Av. Carlos Chagas Filho, 373 – Sala A1-050, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* daniel.esteves.franco@gmail.com

DANIEL SILVA FERNANDES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Departamento de Vertebrados, Setor de Herpetologia, Quinta da Boa Vista, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP 20940-040. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Laboratório de Répteis, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Prédio do CCS, Bloco A, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* danferufrj@gmail.com

DANIELLE DA CRUZ BONATTO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* daniellebon@gmail.com

DAVOR VRCIBRADIC

Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Departamento de Zoologia, Av. Pasteur, 458, Urca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 22240-290. *E-mail:* davor.vrcibradic@gmail.com

DORA MARIA VILLELA

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Laboratório de Ciências Ambientais, Av. Alberto Lamego, 2000, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil. CEP: 28013-602. *E-mail:* dora@uenf.br

EDSON AVELAR GUIMARÃES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* edsonavelar@yahoo.com

EDUARDA REZENDE CAILLAVA-GOMES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* eduardacaillava@gmail.com

EDUARDO ARCOVERDE DE MATTOS †

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Laboratório de Ecologia Vegetal, Rua Prof. Rodolpho Rocco, 211, Prédio do CCS, Bloco A, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ. Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* eamattos@gmail.com

ELDER DE OLIVEIRA SODRÉ

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Laboratório de Limnologia, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Edifício do CCS, Bloco A, Subsolo, Sala A0-008. Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21949-900. *E-mail:* elder.limnologia@gmail.com

ELLEN MARTINS CAMARA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Cidade Universitária, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-971. *E-mail:* camara.ellenm@gmail.com

EMERSON LUIZ FLORENTINO BORGES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Macaé, Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação, Av. Aluizio da Silva Gomes, 50, Bloco C, Granja dos Cavaleiros, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27930-560. *E-mail:* emersonborges@macae.ufrj.br

ÉRICA PELLEGRINI CARAMASCHI

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Cidade Universitária, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* erica.caramaschi@gmail.com

FABIO DI DARIO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* didario@gmail.com

FELIPE MESQUITA DE VASCONCELLOS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, Av. Athos da Silveira Ramos, 274, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-916. *E-mail:* felipe.crocodilo@gmail.com

FERNANDA MARTINS-HATANO

Universidade Federal Rural da Amazônia, Instituto de Saúde da Produção Animal, Av. Tancredo Neves, 2501, Belém, PA, Brasil. CEP: 66077-901. *E-mail:* martinshatano@gmail.com

FERNANDO MAYER PELICICE

Universidade Federal do Tocantins, Núcleo de Estudos Ambientais, Rua 07, Quadra 15, s.n., Jardim dos Ipês, Porto Nacional, TO, Brasil. CEP: 77500-000. *E-mail:* fmpelicice@gmail.com

FRANCISCO DE ASSIS ESTEVES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* festeves@biologia.ufrj.br; festeves0409@gmail.com

GIULIANA FRANCO LEAL

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* giulianafrancoleal@yahoo.com.br

HEITOR DUARTE

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* heitor.m.duarte@gmail.com

HELENA G. BERGALLO

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Departamento de Ecologia, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP 20550-900. *E-mail:* nena.bergallo@gmail.com

HUDSON LEMOS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* hudson.ml@gmail.com

INGRID RIBEIRO MIGUEL

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Departamento de Vertebrados, Setor de Herpetologia, Quinta da Boa Vista, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP 20940-040. *E-mail:* ribeiro.ingrid.miguel@hotmail.com

JANE C. F. OLIVEIRA

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Vertebrados, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-019. *E-mail:* janeherpeto@gmail.com

JOÃO MARCELO SILVA DE SOUZA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* joaomarcelo29@gmail.com

JOÃO VÍTOR PASCHOAL DE SOUZA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* JoaoVitor_0102@hotmail.com

JORGE IVÁN SÁNCHEZ-BOTERO

Universidade Federal do Ceará, Campus do Pici, Centro de Ciências, Departamento de Biologia, Bloco 906, Fortaleza, CE, Brasil. CEP: 60440-900. *E-mail:* jorgebotero.leac@ufc.br

JULIANE DE SOUSA PEREIRA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* pereirajuliane@hotmail.com

LEILA MARIA PESSÔA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Bloco, Bloco A, Sala A1-121, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* pessoa@acd.ufrj.br

LETICIA DA SILVA BRITO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* lelabritts@hotmail.com

LUCIANO GOMES FISCHER

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* luciano.fischer@gmail.com

LUÍS GUSTAVO ALVES DE MATOS

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Vertebrados, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-019. *E-mail:* luigustavo1979@gmail.com

LUÍSA ALÍCIDA FERNANDES TAVARES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* lluisa_tavares@me.com

LUIZ FERNANDO CARMO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Departamento de Vertebrados, Setor de Herpetologia, Quinta da Boa Vista, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP 20940-040. *E-mail:* luizfernando.carmo23@gmail.com

MANOELA WOITOVICZ CARDOSO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, Departamento de Vertebrados, Setor de Herpetologia, Quinta da Boa Vista, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP 20940-040. *E-mail:* manaelawcardoso@gmail.com

MARCELO BRAGA PESSANHA

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Avenida MPM (interseção com a Avenida Atlântica), s.n., Lagomar, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27970-230. *E-mail:* parnajurubatiba@icmbio.gov.br

MARCIA AGUIAR DE BARROS †

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, Laboratório de Palinologia, Av. Athos da Silveira Ramos, 274, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-916. *E-mail:* marcabarros@yahoo.com

MARCOS CEZAR DOS SANTOS

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Av. MPM (interseção com a Av. Atlântica), s.n., Lagomar, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27970-230. *E-mail:* parnajurubatiba@icmbio.gov.br

MARCOS PAULO FIGUEIREDO-BARROS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* m.paulo.bio@gmail.com

MARIA ALICE DOS SANTOS ALVES

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Departamento de Ecologia, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-013. *E-mail:* masaalves19@gmail.com

MARIANA CARDOSO MACEDO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, MicroCentro (Laboratório de Análise Micropaleontológica), Av. Athos da Silveira Ramos, 274, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP 21941-916. *E-mail:* ncardosomariana@yahoo.com.br

MARIANA SAMPAIO XAVIER

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* sx.mari@gmail.com

MARLON ALMEIDA-SANTOS

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Vertebrados, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-019. *E-mail:* marlonbiouerj@gmail.com

MAURÍCIO MUSSI MOLISANI

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* molisanimm@yahoo.com.br

MICHAEL MAIA MINCARONE

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* mincarone@macae.ufrj.br

MÔNICA PACHECO DE ARAÚJO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* mopacara@gmail.com

MURILO MINELLO

Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro, Campus Arraial do Cabo, Rua José Pinto de Macedo, Prainha, Arraial do Cabo, RJ, Brasil. CEP: 28930-000. *E-mail:* murilo.minello@ifrrj.edu.br

ORTRUD MONIKA BARTH

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, Laboratório de Palinologia, Av. Athos da Silveira Ramos, 274, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-916. Instituto Oswaldo Cruz, Av. Brasil, 4365, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21040-900. *E-mail:* monikabarth@gmail.com

PABLO RODRIGUES GONÇALVES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* hotprg@gmail.com

PEDRO HENRIQUE PINNA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Laboratório de Répteis, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Prédio do CCS, Bloco A, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* pedropinna@hotmail.com

PEDRO HOLLANDA CARVALHO

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* hollandacarvalho@gmail.com

QUÉZIA SOUZA DOS SANTOS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* quezinhasouza@gmail.com

RAFAEL FERREIRA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* rafael.work2@gmail.com

RAFAEL NOGUEIRA COSTA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Grupo de Estudos em Educação Ambiental Desde el Sur, Av. São José Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* rafaelnogueiracosta@gmail.com

RAYANNE BARROS SETUBAL

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Laboratório de Limnologia, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Edifício do CCS, Bloco A, Subsolo, Sala A0-008. Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21949-900. *E-mail:* setubal.rb@gmail.com

REINALDO LUIZ BOZELLI

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Laboratório de Limnologia, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Edifício do CCS, Bloco A, Subsolo, Sala A0-008. Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21949-900. *E-mail:* rbozelli@gmail.com

RENATA DE SOUZA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* resouza_1985@yahoo.com.br

ROBSON LUCAS BARTHOLOMEU

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, Laboratório de Palinologia, Av. Athos da Silveira Ramos, 274, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-916. *E-mail:* rlucasbr@yahoo.com.br

RODRIGO WEBER FELIX

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* rodrigowfelix@gmail.com

RODRIGO LEMES MARTINS

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Ecologia Aquática, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* rodr.lemes@gmail.com

SAULO DE OLIVEIRA FOLHARINI

Universidade do Minho, Instituto de Ciências Sociais, Centro de Estudos de Comunicação e Sociedade, Campus de Gualtar, 4710-057, Braga, Portugal. *E-mail:* sfolharini@gmail.com

SHANA YURI MISUMI

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Geociências, Departamento de Geologia, Laboratório de Palinologia, Av. Athos da Silveira Ramos, 274, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-916. *E-mail:* smisumi@yahoo.com.br

STEPHANE BATISTA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. Queensland University of Technology, School of Biology and Environmental Science, Gardens Point, R block, 2 George street, GPO Box 2434, Brisbane, Queensland 4001, Australia. *E-mail:* stephane.gomesbatistapaula@hdr.qut.edu.au

TAÍS DE FÁTIMA RAMOS GUIMARÃES

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre, RS, Brasil. CEP: 91501-970. *E-mail:* taisfrg@hotmail.com

TATIANA UNGARETTI PALEO KONNO †

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Laboratório Integrado de Botânica, Av. São José do Barreto, 764, Macaé, RJ, Brasil. CEP: 27965-045. *E-mail:* tkonno@uol.com.br

THIAGO GOMES DE LIMA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Macaé, Curso de Graduação em Engenharia, Av. Aluizio da Silva Gomes, 50, Novo Cavaleiros, Macaé, RJ. CEP: 27930-560. *E-mail:* thiagogomes.ufrj@gmail.com

VANDERLAINE AMARAL MENEZES

Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto de Alcântara Gomes, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Laboratório de Ecologia de Vertebrados, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 20550-019. Fundação Centro Universitário Estadual da Zona Oeste, Unidade de Biologia, Programa de Pós-Graduação Profissional em Ciência e Tecnologia Ambiental. Av. Manuel Caldeira de Alvarenga 1203, Campo Grande, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 23070-000. *E-mail:* va.menezes@gmail.com

VERÔNICA SOUZA DA MOTA GOMES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Ilha do Fundão, CCS, Bloco A, Sala A1-008, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-590. *E-mail:* vsmgomes@yahoo.com.br

VINICIUS FORTES FARJALLA

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia, Departamento de Ecologia, Laboratório de Limnologia, Edifício do Centro de Ciências da Saúde, Av. Carlos Chagas Filho, 373, Sala A1-050, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. *E-mail:* vinicius.farjalla@gmail.com

WILLIAM CORRÊA TAVARES

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, CCS, Bloco A, Sala A1-121, Ilha do Fundão; Av. Carlos Chagas Filho, 373, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. CEP: 21941-902. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Duque de Caxias Professor Geraldo Cidade, Rodovia Washington Luiz, km 104,5, Bairro Santa Cruz da Serra, Duque de Caxias, RJ, Brasil. CEP: 25265-970. *E-mail:* tavares_w@yahoo.com.br

APRESENTAÇÃO

Pablo Rodrigues Gonçalves

Ana Cristina Petry

Rodrigo Lemes Martins

Caryne Braga

Daniel Esteves Franco

Francisco de Assis Esteves

Um dos maiores desafios para a mente humana é compreender fenômenos mais longos do que o tempo de vida de uma pessoa. No caso dos cientistas, mesmo que a formação e a experiência os capacitem a reconhecerem melhor os processos em amplas escalas de tempo, o tempo de resposta requerido por seus objetos de investigação é incompatível com a duração de seus experimentos ou dos editais de financiamento às suas pesquisas. Há três décadas, a Rede Internacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (International Long Term Ecological Research – ILTER) foi criada com o objetivo de promover e integrar estudos multidisciplinares dedicados a entender mudanças ambientais nos diferentes biomas e em longas escalas temporais. Atualmente, a rede ILTER conecta mais de 700 sítios e redes de monitoramento de longa duração ao redor do mundo (Mirtl et al. 2018). No Brasil, esta iniciativa foi implementada ao final da década de 1990 com a criação do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) pelo Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico (CNPq). Atualmente, o PELD congrega 45 sítios representativos dos biomas brasileiros e apresenta uma ampla agenda científica voltada à conservação da biodiversidade no país.

A presente obra apresenta uma síntese dos principais avanços científicos alcançados em 20 anos de pesquisas sobre as restingas e lagoas costeiras do litoral norte do estado do Rio de Janeiro, que é um dos nove sítios pioneiros do PELD no país (Sítio PELD/RLaC). O Norte Fluminense compreende a maior planície deltaica do litoral leste brasileiro (Ab’Saber 2003), onde se situam os últimos grandes remanescentes de restingas, uma grande parcela deles protegida pelo Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Este livro representa uma continuidade da obra seminal “Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba” (Rocha et al. 2004). Deste modo, vários capítulos oferecem sínteses do conhecimento sobre as biotas e os processos ecológicos estudados antes do início do programa (Esteves et al. 1998), sendo notória a presença de autores que também contribuíram no livro de 2004, alguns como estagiários na época e, na presente obra, como docentes. Por outro lado, o livro também abre novas frentes de investigações, trazendo capítulos que exploram a dimensão

geológica ou paleoambiental da Restinga de Jurubatiba (figura 1a), as dimensões humanas sobre a conservação das restingas, os impactos humanos nesses ecossistemas, e a importância das pesquisas para gestão desta unidade de conservação pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (figura 1b).

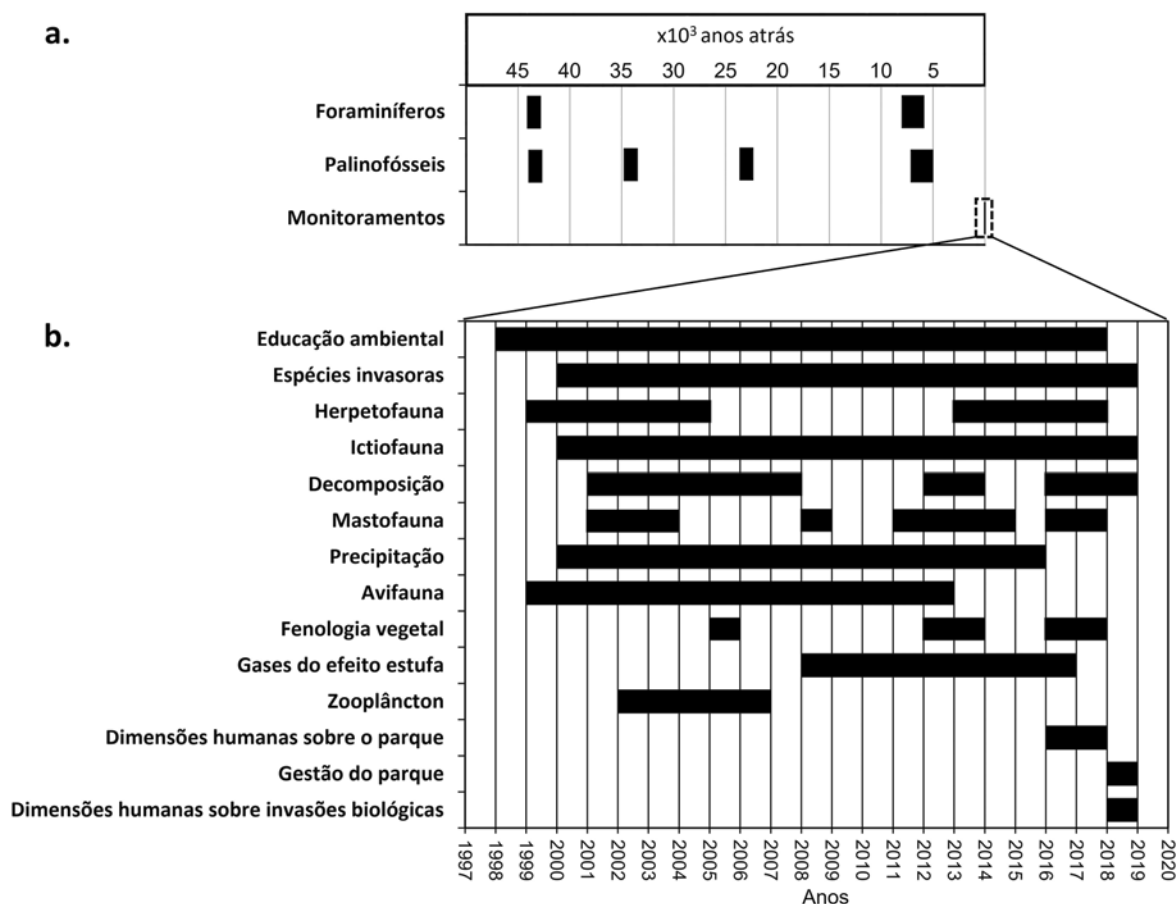


FIGURA 1 Linha temporal dos estudos no Sítio Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense apresentados neste livro: (a) cronologia dos elementos paleoambientais estudados, e (b) intervalos dos monitoramentos e estudos sobre as dimensões ecológicas e humanas (de 1998 a 2019).

A obra foi organizada em três seções, cada uma representando diferentes dimensões ou abordagens para o estudo dos ecossistemas de Jurubatiba. A primeira seção contém três capítulos que tratam sobre o contexto físico e histórico da Restinga de Jurubatiba. O **capítulo 1** faz uma caracterização da distribuição espacial e temporal da precipitação no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, um parâmetro climático-chave para vários processos ecológicos investigados em outros capítulos. O **capítulo 2** traça o histórico de mudanças ambientais ocorridas nos últimos 40 mil anos, conforme indicado pelas assembleias de foraminíferos, descrevendo como os episódios passados de transgressão e regressão marinhas formaram as séries atuais de cordões arenosos e lagoas do parque. Já o **capítulo 3** faz uso do estudo de palinofósseis para reconstruir a história ambiental dos ecossistemas de restinga, desvendando como e quando se formaram os misteriosos depósitos betuminosos que atualmente afloram em certos trechos de praia do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

A segunda seção contém nove capítulos dedicados ao estudo de séries temporais de dados ecológicos para compreender dinâmicas e processos de longa duração em ecossistemas, comunidades e espécies. Os primeiros três capítulos trazem sínteses e resultados de estudos ecológicos do diverso conjunto de lagoas costeiras do parque. O **capítulo 4** apresenta uma revisão da importância das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba no ciclo do carbono e na produção de gases do efeito estufa. O **capítulo 5** faz uma síntese sobre a influência do regime de precipitação e das características das lagoas nas comunidades de peixes do parque, destacando a presença de um mosaico de espécies marinhas e de água doce nesses sistemas. Esse capítulo também ressalta que a elevada salinidade das lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba é um fator limitante para os organismos aquáticos, especialmente tendo em vista as sucessivas aberturas naturais e antropogênicas da barra arenosa que separa as lagoas do oceano. Dentro dessa mesma linha, o **capítulo 6** descreve como as comunidades de organismos zooplancônicos respondem à variação de salinidade, evidenciando como a perda, ou o ganho, de diversidade é influenciada pelo balanço hídrico das lagoas.

Os demais capítulos da segunda seção exploram os processos ecológicos e componentes dos ecossistemas terrestres do parque. O **capítulo 7** avalia o efeito das variações climáticas na produção e perda de folhas, galhos, flores, frutos e sementes pelas plantas da formação aberta arbustiva do parque, demonstrando como estiagens prolongadas podem alterar a produção de elementos vegetais nesses ambientes. Já o **capítulo 8** traz uma síntese sobre os fatores que regulam o processo de decomposição foliar, reforçando o importante papel de *Clusia hilariana* na dinâmica dos ecossistemas de restinga, dada a sua grande contribuição na formação de serapilheira. O **capítulo 9** sintetiza o conhecimento sobre a rica fauna de pequenos mamíferos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Os resultados demonstram como anos mais secos e quentes podem ter favorecido o gambá (*Didelphis aurita*) e prejudicado outras espécies, como a cuíca-de-quatro-olhos (*Philander quica*) ou o ameaçado ratinho-goitacá (*Cerradomys goytaca*). O **capítulo 10** apresenta o estado-da-arte na ecologia de outra espécie ameaçada, o lagarto-de-rabo-verde (*Glaucomastix littoralis*), que encontra no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba o seu maior refúgio contra a extinção. Informações valiosas sobre a biologia dessa espécie são fornecidas, tais como densidade, dieta, reprodução, ecologia térmica e parasitismo, além de recomendações para a sua conservação. Já o **capítulo 11** avalia o sincronismo das taxas de crescimento populacional em espécies de anfíbios, répteis e pequenos mamíferos, evidenciando a importância da temperatura e da umidade na regulação das taxas de crescimento das populações, além de fatores dependentes da densidade. O **capítulo 12** encerra essa segunda seção, apresentando um retrato detalhado da avifauna do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, destacando a presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, e ressaltando a importância da heterogeneidade ambiental do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba para a manutenção da elevada riqueza observada.

A terceira seção do livro traz seis capítulos sobre impactos ambientais e sobre as dimensões humanas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, desde a sua implantação e uso como sala de aula, até a sua gestão pelo ICMBio e o gerenciamento dos dados oriundos das pesquisas de longa duração. O **capítulo 13** avalia o estado atual de invasão do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba por espécies não nativas de gramíneas, peixes e mamíferos, discutindo a influência dos adensamentos urbanos próximos ao parque, e fornecendo orientações para o manejo das espécies invasoras. O **capítulo 14** dá seguimento ao estudo das invasões biológicas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, avaliando como os moradores do entorno da unidade percebem as espécies invasoras. Os resultados ressaltam a importância da educação ambiental para conscientizar a população de que a invasão biológica tem origem humana e é uma das maiores ameaças à biodiversidade. O **capítulo 15** examina como o uso material e simbólico da área do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba pelas comunidades adjacentes entram em conflito com os objetivos dessa unidade de conservação,

e como a mediação democrática e a gestão participativa podem elevar o grau de pertencimento por parte dos membros dessas comunidades. Para tanto, programas de educação ambiental são essenciais, e o **capítulo 16** conta um rico histórico sobre como as iniciativas de educação ambiental têm sido formuladas e conduzidas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba desde a sua criação. O **capítulo 17** vem explorar a importância das pesquisas científicas realizadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba como instrumentos para a sua gestão e como subsídios para a instalação da Universidade Federal do Rio de Janeiro no município de Macaé, região Norte Fluminense. O **capítulo 18** ressalta a importância e apresenta os passos necessários para a construção de bases de dados que permitam amplo intercâmbio e compatibilidade entre sistemas que visem ao estudo e à conservação da biodiversidade.

Por fim, desejamos que você tenha uma excelente experiência ao ler as próximas páginas. Que esta obra inspire a continuidade das pesquisas e a conservação do magnífico e único Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

REFERÊNCIAS

- Ab'Saber, A. N. 2003. Os domínios de natureza no Brasil (MP Filho, Ed.). Ateliê Editorial.
- Esteves, F de A. et al. (Org.) 1998. Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro: Editora UFRJ.
- Mirtl, M. et al. 2018. Genesis, goals and achievements of Long-Term Ecological Research at the global scale: A critical review of ILTER and future directions. *Sci. Total Environ.* 626: 1439-1462.
- Rocha, C. F. D. et al. 2004. Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba. RiMa Editora.

SUMÁRIO

Prefácio	VII
Agradecimentos	IX
Lista de Revisores	XI
Autores	XIII
Apresentação	XXV

SEÇÃO I

Contexto Climatológico e Paleoambiental	1

1

Análise da Precipitação no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (<i>Saulo de Oliveira Folharini; André Luiz dos Santos Furtado</i>)	3
1.1 Introdução	5
1.2 Área de Estudo	6
1.3 Metodologia	7
1.4 Resultados e Discussão	8
1.4.1 Precipitação no PARNA da Restinga de Jurubatiba	8
1.4.2 A Relação TRMM e INMET	11
1.5 Conclusões	14
Referências	15

2

Evolução Paleoambiental de Ecossistemas de Jurubatiba, com Base em Foraminíferos Bentônicos (<i>Claudia Gutterres Vilela; Mariana Cardoso Macedo</i>)	19
2.1 Introdução	21
2.1.1 Área de Estudo	22
2.2 Materiais e Métodos	23
2.3 Resultados e Discussão	25
2.3.1 Interpretação Paleoambiental das Lagunas	25

2.3.2	Lagunas Arenosas (Garças, Maria Menina e Robalo)	26
2.3.3	Lagunas Lamosas (Visgueiro, Catingosa e Pires)	26
2.3.4	Integração das Lagunas Arenosas e Lamosas	27
2.3.5	Resultados e Interpretação Paleoambiental nos Cordões Arenosos	31
2.4	Conclusões e Considerações Finais	37
	Referências	38

3

Palinologia do Quaternário na Região da Lagoa Comprida, Parque Nacional da Restinga

de Jurubatiba (<i>Shana Yuri Misumi; † Marcia Aguiar de Barros; Cynthia Fernandes Pinto da Luz; Robson Lucas Bartholomeu; Felipe Mesquita de Vasconcellos; Rafael Ferreira; Ortrud Monika Barth</i>).	43

3.1	Introdução	45
3.2	Lagoa Comprida e Adjacências	46
3.3	Materiais Estudados	46
3.3.1	Sedimentos Betuminosos da Face de Praia da Lagoa	47
3.3.2	Testemunhos de Sondagem da Lagoa	50
3.3.3	Sedimentos de Superfície de Fundo da Lagoa	50
3.3.4	Água Retida em Tanques de Bromélias	51
3.4	Metodologia	51
3.4.1	Amostragem	51
3.4.2	Tratamento Químico das Amostras	51
3.4.3	Contagem e Identificação dos Palinomorfos	51
3.4.4	Descrição Sedimentológica	52
3.4.5	Datações Radiométricas	52
3.5	Resultados e Interpretações	53
3.5.1	Sedimentos Betuminosos da Face de Praia da Lagoa	53
3.5.2	Testemunhos de Sondagem da Lagoa	56
3.5.3	Sedimentos de Superfície de Fundo da Lagoa	57
3.5.4	Água Retida em Tanques de Bromélias	57
3.6	Considerações Finais	59
	Referências	60

SEÇÃO II

Dinâmicas de Longa Duração em Ecossistemas, Comunidades e Espécies	65

4

Alterações da Matéria Orgânica e Gases Estufa em Lagoas Costeiras do Norte do Rio de Janeiro:

estudos de longa duração (<i>Claudio Cardoso Marinho; André Luiz dos Santos Fonseca; Marcos Paulo Figueiredo-Barros; Murilo Minello; Rodrigo Weber Felix; André Megali Amado; Vinicius Fortes Farjalla</i>)	67

4.1	Introdução	69
4.2	Lagoas Costeiras do Litoral Norte do Rio de Janeiro	70

4.3	Processos Limnéticos Transformadores de Carbono	71
4.4	Decomposição da Matéria Orgânica no Sedimento e suas Implicações com Relação à Dinâmica do CH ₄	75
4.5	Emissão de CH ₄ pelas Lagoas Costeiras do PARNA de Jurubatiba	79
4.6	Considerações sobre a Dinâmica da Matéria Orgânica, CH ₄ e CO ₂ nas Lagoas Costeiras Estudadas	81
	Referências	82

5

Respostas da Ictiofauna do Sítio PELD-RLaC ao Regime de Precipitação: uma síntese de 20 anos de monitoramento (*Ana Cristina Petry; Bruno Cortat Felice; Jorge Iván Sánchez-Botero; Mônica Pacheco de Araújo; Ellen Martins Camara; João Vítor Paschoal de Souza; Ariadne Vieira Lobo dos Santos; Carlos Eduardo Valério dos Santos; Edson Avelar Guimarães; João Marcelo Silva de Souza; Taís de Fátima Ramos Guimarães; Michael Maia Mincarone; Fabio Di Dario; Luciano Gomes Fischer; Pedro Hollanda Carvalho; Bruno Vasconcellos Guimarães Forte; Aline Gomes Dias Pinto Monteiro; Marcos Paulo Figueiredo-Barros; Maurício Mussi Molisani; Francisco de Assis Esteves; Érica Pellegrini Caramaschi*).

		87
5.1	Introdução	89
5.2	Materiais e Métodos	91
5.2.1	Amostragem da Ictiofauna, Parâmetros Limnológicos e Regime de Precipitação	91
5.2.2	Análise de Dados	93
5.3	Resultados e Discussão	94
5.3.1	Regime da Precipitação e seus Efeitos na Hidrologia das Lagoas Costeiras do Norte Fluminense	94
5.3.2	A Diversidade de Espécies de Peixes das Lagoas Costeiras do Norte Fluminense	97
5.3.3	A Dinâmica do Dessecamento de Lagoas Costeiras e Poças	101
5.4	Considerações Finais	103
	Referências	104

6

Variação Temporal do Zooplâncton e Importância das Espécies Raras na Manutenção da Diversidade Funcional em Lagoas Costeiras sob Salinização (*Rayanne Barros Setubal; Daniel da Silva Farias; Elder de Oliveira Sodré; Reinaldo Luiz Bozelli*).

		113
6.1	Introdução	115
6.2	Área de Estudo	117
6.3	Materiais e Métodos	118
6.3.1	Variáveis Limnológicas	118
6.3.2	Comunidade Zooplantônica	119
6.3.3	Avaliação da Diversidade Funcional	119
6.4	Análise de Dados	120
6.5	Resultados	120

6.5.1	Comunidade Zooplantônica: riqueza e diversidade	120
6.5.2	Diversidade Funcional da Comunidade Zooplantônica	123
6.5.3	Variáveis Limnológicas	125
6.5.4	Importância das Espécies Raras	126
6.5	Discussão	129
	Referências	132

7

Padrões Fenológicos da Produção e Disponibilidade de Componentes Vegetais das Espécies da Formação Aberta Arbustiva de *Clusia* (Anderson da Rocha Gripp; Luísa Alcida Fernandes Tavares; Leticia da Silva Brito; Adriano Caliman Ferreira da Silva; André Tavares Corrêa Dias; Bruno Henrique Pimentel Rosado; † Eduardo Arcoverde de Mattos; Heitor Duarte; † Tatiana Ungaretti Paleo Konno; Francisco de Assis Esteves; Rodrigo Lemes Martins).

7.1	Introdução	139
7.2	Área de Estudo	140
7.3	Padrões na Produção e Perda de Componentes Vegetais	140
7.3.1	Folhas	142
7.3.2	Ramos e Galhos	152
7.3.3	Estruturas Reprodutivas – flores, frutos e sementes	152
7.4	Considerações Finais	156
	Referências	158

8

Estado da Arte das Pesquisas em Decomposição de Detritos Foliares de Origem Terrestre no PARNA da Restinga de Jurubatiba (Anderson da Rocha Gripp; Leticia da Silva Brito; Luísa Alcida Fernandes Tavares; Quêzia Souza; Adriano Caliman Ferreira da Silva; André Tavares Corrêa Dias; Dora Maria Villela; Ana Paula Silva; Francisco de Assis Esteves; Rodrigo Lemes Martins).

8.1	Introdução	167
8.2	Contexto Ecológico e Analítico	169
8.3	Variações na Decomposição entre Fitofisionomias	171
8.3.1	Efeitos das Fitofisionomias, da Origem e da Qualidade dos Detritos	171
8.3.2	Efeitos das Fitofisionomias em Diferentes Áreas e da Qualidade dos Detritos	174
8.3.3	Efeitos das Fitofisionomias e da Presença de Decompositores	175
8.4	Variação na Decomposição dentro de uma Mesma Fitofisionomia – FAAC	177
8.4.1	Efeitos das Variações Espaciais das Condições Ambientais e da Origem do Material dentro e entre Áreas de FAAC	177
8.4.2	Variações Espaciais no Conteúdo e Qualidade das Folhas da Serrapilheira da Formação Arbustiva Aberta de <i>Clusia</i>	179
8.4.3	Efeito da Dominância de <i>Clusia hilariana</i> nas Moitas	181
8.4.4	Efeito do Estágio de Vida de <i>Clusia hilariana</i> nas Moitas	183
8.5	Ambientes Terrestres e Aquáticos no Contexto da Decomposição	184
8.6	Considerações Finais	187
	Referências	188

9

Pequenos Mamíferos Não Voadores do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: monitoramento de longa duração e a influência de variações climáticas plurianuais na abundância das espécies (<i>Pablo Rodrigues Gonçalves; Caryne Braga; Hudson Lemos; Stephane Batista; Helena G. Bergallo; Fernanda Martins-Hatano; William Corrêa Tavares; Leila Maria Pessoa</i>)	193
9.1 Introdução	195
9.2 Área de Estudo	197
9.3 Clima	198
9.4 Métodos de Estudo dos Pequenos Mamíferos	199
9.4.1 Amostragem	199
9.4.2 Estimativas de Abundância	200
9.4.3 Análises Estatísticas	200
9.5 Riqueza e Composição de Espécies	201
9.6 Influência do Clima nas Variações Populacionais Interanuais	206
9.7 Considerações Finais	211
Referências	212

10

Ecologia e Status de Conservação do Lagarto Endêmico e Ameaçado <i>Glaucomastix littoralis</i>: 20 anos de pesquisa na Restinga de Jurubatiba (<i>Carlos Frederico Duarte Rocha; Beatriz Nunes Cosendey; Carla Costa Siqueira; Catia Moura Militão; Davor Vrcibradic; Jane C. F. Oliveira; Luís Gustavo Alves de Matos; Marlon Almeida-Santos; Vanderlaine Amaral Menezes</i>)	219
10.1 Introdução	221
10.2 Avaliando a Ocorrência, a Distribuição e a Densidade	223
10.3 Forrageamento e Dieta	225
10.4 Ecologia Térmica e Atividade	226
10.5 Reprodução	228
10.6 Parasitismo	229
10.7 Status Atual de Conservação de <i>Glaucomastix Littoralis</i>	231
10.8 Recomendações para a Conservação da Espécie	232
Referências	234

11

Flutuações Populacionais de Pequenos Tetrápodes Terrestres Não Voadores na Restinga: restrições filogenéticas e de hábitat (<i>Caryne Braga; Hudson Lemos; Ingrid Ribeiro Miguel; Luiz Fernando Carmo; Manoela Woitovicz Cardoso; Daniel Silva Fernandes; Pedro H. Pinna; Stephane Batista; Pablo Rodrigues Gonçalves</i>)	239
11.1 Introdução	241
11.2 Materiais e Métodos	243
11.2.1 Área de Estudo	243
11.2.2 Delineamento Amostral	243

11.2.3	Análises	244
11.2.4	Influência da Seca sobre a Dinâmica e a Sincronia das Populações	246
11.3	Resultados e Discussão	246
11.3.1	Dinâmicas Populacionais	246
11.3.2	Fatores Ambientais Determinantes das Dinâmicas Populacionais	249
11.3.3	Influência da Seca sobre a Dinâmica e a Sincronia das Populações	252
11.4	Conclusão	256
	Referências	257

12

Estudos Ecológicos de Aves no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: dinâmica espaço-temporal em formações de *Clusia* e de floresta (*Maria Alice dos Santos Alves;*

<i>Caio César Correa Missaglia; Verônica Souza da Mota Gomes</i>).....	261
12.1 Introdução	263
12.2 Área de Estudo e Métodos	264
12.3 Resultados e Discussão	266
12.3.1 Riqueza de Espécies	266
12.3.2 Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção	266
12.3.3 Frequência das Espécies	267
12.3.4 Variação Espacial	268
12.3.5 Sazonalidade	269
12.3.6 Interações Aves-Plantas	271
12.4 Conclusão	271
Referências	272

SEÇÃO III

Impactos Ambientais, Dimensões Humanas e Gestão	285

13

Alienígenas no Parque: gramíneas, peixes teleósteos e mamíferos não nativos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (*Mônica Pacheco de Araújo; Mariana Sampaio Xavier;*

<i>Danielle da Cruz Bonatto; Ana Cristina Petry; Pablo Rodrigues Gonçalves</i>)		287
13.1	Introdução	289
13.2	Materiais e Métodos	290
13.2.1	Área de Estudo	290
13.2.2	Inventário de Gramíneas	292
13.2.3	Inventário de Peixes	293
13.2.4	Inventário de Mamíferos	294
13.2.5	Análise dos Dados	294
13.2.6	Resultados e Discussão	295
Referências		309

14**Introdução de Espécies no Ideário dos Moradores do Entorno do Parque Nacional da**

Restinga de Jurubatiba (<i>Mônica Pacheco de Araújo; Fernando Mayer Pelicice; Ana Cristina Petry</i>)	313
14.1 Introdução	315
14.2 Materiais e Métodos	316
14.2.1 Área de Estudo	316
14.2.2 Seleção dos Entrevistados	317
14.2.3 Levantamento dos Dados	317
14.2.4 Análise dos Dados	322
14.3 Resultados	322
14.4 Discussão	327
Referências	328

15**Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: diferentes formas de apropriação deste território e seu entorno** (*Renata de Souza; Eduarda Rezende Caillava-Gomes; Rodrigo Lemes Martins; Giuliana Franco Leal*)

	331
15.1 Introdução	333
15.2 Metodologia	335
15.3 Resultados e Discussão	336
15.3.1 Conflitos Locais	336
15.3.2 Potencialidades da Criação do PARNA para as Relações Socioambientais do seu Entorno	339
15.4 Considerações Finais	342
Referências	343

16**Ações de Educação Ambiental no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: avanços e desafios** (*Juliane de Sousa Pereira; Rafael Nogueira Costa*)

	347
16.1 Introdução	349
16.2 Metodologia	351
16.2.1 Poder Público	352
16.2.2 Prefeitura Municipal de Macaé	352
16.2.3 Prefeitura Municipal de Carapebus	353
16.2.4 Prefeitura Municipal de Quissamã	354
16.2.5 Organizações Não Governamentais (ONGs)	355
16.2.6 Ações do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM)	355
16.2.7 ECOLagoas	357
16.2.8 Coletivo de Pesquisa em Cinema Ambiental (CUCA)	357
16.2.9 Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD)	357
16.2.10 Ações de EA Oriundas do Licenciamento Federal de Petróleo e Gás da Bacia de Campos	358
16.2.11 Projeto Pólen	358

16.2.12	Observação (Programa de Educação Ambiental – Campo do Polvo) . . .	360
16.2.13	A Sede do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	361
16.3	Considerações Finais	361
	Referências	363

17

A Pesquisa Enquanto Instrumento de *Place Innovation* e Suporte à Gestão: o caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (*Thiago Gomes de Lima; Marcelo Braga Pessanha;*

<i>Marcos Cezar dos Santos</i>)		367
17.1	Introdução	369
17.2	Desenvolvimento	370
17.2.1	Contextualização do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	370
17.2.2	A Gestão e a Pesquisa	372
17.2.3	A Relevância das Pesquisas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	373
17.2.4	Plano Estratégico de Pesquisa e Gestão do Conhecimento do ICMBio (2018-2021): a perspectiva da gestão	375
17.3	Considerações Finais	377
Referências		378

18

Processo de Estruturação e Padronização de Dados de Ocorrências de Espécies para Integração com o Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (*Emerson Luiz Florentino Borges*) . . .

18.1	Introdução	383
18.2	Sistema de Informação sobre a Biodiversidade (SIBBR)	383
18.3	Estruturação e Padronização de Dados de Ocorrências de Espécies	383
18.3.1	Metadados	383
18.3.2	Organização dos Metadados	384
18.3.3	Definindo o Nome do Pacote de Dados	384
18.3.4	Metadado Básico	385
18.3.5	Cobertura Geográfica	387
18.3.6	Cobertura Taxonômica	387
18.3.7	Cobertura Temporal	388
18.3.8	Palavras-chave	388
18.3.9	Dados de Projeto	389
18.3.10	Métodos de Amostragem	391
18.3.11	Citações	392
18.3.12	Salvando os Metadados	393
18.3.13	Dados	393
18.3.14	Padronização de Dados	396
18.3.15	<i>Darwin Core</i>	396
18.3.16	Criação das Planilhas de Dados de Ocorrências	396
18.3.17	Conversão para CSV	406
18.4	Conclusões	407
	Referências	407

SEÇÃO I

Contexto Climatológico e Paleoambiental



1

ANÁLISE DA PRECIPITAÇÃO NO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

Saulo de Oliveira Folharini • André Luiz dos Santos Furtado

Título Curto

PRECIPITAÇÃO NA RESTINGA DE JURUBATIBA



RESUMO

A análise temporal da precipitação é fundamental para estudos que têm por objetivo compreender a dinâmica climática local e regional, visando ao planejamento ambiental ou territorial. Frequentemente, a indisponibilidade de séries temporais adequadas prejudica ou até impede análises e previsões acuradas. Neste estudo, foram caracterizadas as distribuições espacial e a temporal da precipitação no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA da Restinga de Jurubatiba), a partir de dados obtidos pelo radar de precipitação (PR) do satélite *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM), no período compreendido entre 2000 e 2016. Concomitantemente, foi analisada a precipitação de seis municípios do estado do Rio de Janeiro, a partir de dados obtidos pelo sensor do TRMM e de estações pluviométricas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). No PARNA da Restinga de Jurubatiba, foi possível evidenciar um padrão na precipitação que se repetiu a cada quatro anos, entre 2002 e 2014. Considerando a série histórica (2000-2016), não há evidências de que a precipitação no estado do Rio de Janeiro, ou especificamente no PARNA da Restinga de Jurubatiba, tenha diminuído significativamente. Apesar de estimar com confiabilidade, o sensor do satélite TRMM superestimou a pluviosidade em algumas situações.

Palavras-chave: pluviosidade; sensoriamento remoto; TRMM.

1.1 INTRODUÇÃO

A análise da dinâmica temporal de variáveis ambientais tem como foco a detecção e a interpretação de tendências e o reconhecimento de padrões. Em geral, esses padrões são de difícil identificação, uma vez que as variáveis apresentam alta complexidade intrínseca, ou essa é completamente desconhecida. Análises temporais de variáveis ambientais são relevantes, pois, além de permitirem a detecção de eventos extremos ou cíclicos, possibilitam construir modelos de previsão e reconhecer tendências climáticas (Back 2001, van den Brink et al. 2009, Liu et al. 2012, Kerimoglu et al. 2013, Yu et al. 2014, Kumar et al. 2019). O grande desafio dos pesquisadores está na obtenção de séries temporais confiáveis, considerando sua magnitude e distribuição espacial. Frequentemente, as séries históricas disponíveis não apresentam suficiente continuidade temporal sem restrição, *i.e.*, são limitadas devido à ausência de robustez da qualidade da base histórica. Essa ausência é decorrente de falta de continuidade na obtenção dos dados, de erros ou de mudanças dos instrumentos de monitoramento e da observação de *outliers*.

A precipitação é uma variável ambiental chave para o entendimento de fenômenos climáticos e, devido à sua importância científica, econômica e eventualmente cultural para a humanidade, os aparatos responsáveis por sua medição passam por diversas alterações e aperfeiçoamentos (Strangeways 2010). Apesar de controvérsias e incertezas (Larminat 2016, Jankó et al. 2017), o Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (2013) tem apontado que diversas alterações climáticas mundiais, regionais e locais são resultado da atividade antrópica. Por sua vez, essas alterações afetam as características da precipitação, as quais necessitam ser identificadas e analisadas.

Atualmente, pesquisadores podem acessar dados pluviométricos oriundos de estações meteorológicas, sejam elas convencionais ou automatizadas. Outra possibilidade, ainda, é a utilização de sensores orbitais remotos ativos (Cannon et al. 2020, Yu et al. 2020) ou passivos (Jobard e Desbois 1994, Karbalaee et al. 2017, Ushio et al. 2009). São vantagens da utilização de sensores remotos orbitais a confiabilidade de seu instrumental; a possibilidade de cobertura contínua de vastas regiões, muitas das quais são de difícil acesso e inviáveis para a instalação de pluviômetros; e a constância da obtenção dos dados para a construção de séries históricas.

Considerando que até 2020 o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA da Restinga de Jurubatiba) não contava com uma estação meteorológica que fornecesse parâmetros pluviométricos em tempo real, uma solução alternativa foi obter esses dados por meio de sensores remotos orbitais, que apresentam ampla cobertura espacial e temporal. Neste estudo, é apresentada uma descrição da precipitação acumulada mensal no PARNA da Restinga de Jurubatiba, medida pelo radar de precipitação (PR) embarcado no satélite TRMM, por um período de 17 anos. Além de auxiliarem nas ações de gestão da unidade de conservação, esses dados viabilizam uma melhor compreensão da distribuição espacial e temporal da precipitação e embasam outras pesquisas científicas. Concomitantemente, é essencial avaliar as medidas de precipitação obtidas por sensores orbitais e compará-las a observações independentes de campo, as quais permitem validar os produtos de satélites. No caso do PARNA da Restinga de Jurubatiba, essa validação não é possível, pois até recentemente a estação meteorológica mais próxima estava situada no município de Campos dos Goytacazes, a aproximadamente 110 km de distância, e essa estação não conta com uma série histórica completa. Assim, apesar de este estudo focar nos padrões de precipitação no PARNA da Restinga de Jurubatiba, para efeito comparativo, foi avaliada a tendência temporal da precipitação no estado do Rio de Janeiro a partir de estimativas de precipitação da missão TRMM, além de dados obtidos em estações pluviométricas do INMET instaladas em seis municípios fluminenses.

1.2 ÁREA DE ESTUDO

Localizado na região Sudeste do Brasil, o estado do Rio de Janeiro tem área de 43 781,588 km² integralmente incluída na faixa intertropical, caracterizada por clima chuvoso no verão e seco no inverno, e pluviosidade média anual variando entre 1 000 e 1 250 mm (André et al. 2008). Em relação ao relevo, as principais feições geomorfológicas são as planícies fluviais e fluviomarinhas, além de serras escarpadas (Rio de Janeiro 2011).

Em 2018, o estado do Rio de Janeiro contava 17 159 960 habitantes, com densidade demográfica de 365,2 hab/km² e concentrados na Zona Costeira, principalmente na região metropolitana do Rio de Janeiro. Municípios como Nova Iguaçu, Queimados, Duque de Caxias, Niterói, São Gonçalo, Mesquita, Belford Roxo, Nilópolis, São João de Meriti e Rio de Janeiro apresentam densidade demográfica acima de 1 000 hab/km² (IBGE 2017). Essa elevada densidade demográfica da região metropolitana está relacionada ao secular histórico de ocupação da costa brasileira e ao processo de metropolização do município do Rio de Janeiro, que atraiu grandes contingentes populacionais em diferentes períodos da história.

O processo de ocupação das terras ao norte do estado do Rio de Janeiro remete ao século XVI, e tem a atividade canavieira, praticada durante os séculos XVIII e XIX, como responsável pelo primeiro grande crescimento populacional da região. Nesse período, os municípios de Macaé e Campos dos Goytacazes, conectados hidrológica e terrestremente pelo canal Campos-Macaé e por uma ferrovia, respectivamente, destacavam-se pela produção e pelo transporte agrícola (FEEMA 1989).

Com as transformações econômicas e tecnológicas vinculadas à mudança da matriz energética para o petróleo, na segunda metade do século XX, o Norte Fluminense passou a experimentar elevado crescimento econômico, impulsionado, em grande parte, pela instalação do Terminal Cabiúnas, que recebe e distribui petróleo e gás extraído da Bacia de Campos. A atração de mão de obra, em grande parte especializada, e de serviços vinculados à atividade petrolífera trouxe grande crescimento econômico para a região e desafios para a gestão pública, que passou a lidar com contingentes crescentes de imigrantes (FEEMA 1989, Esteves 2011).

O acelerado crescimento urbano da região devido à atividade petrolífera também aumentou os níveis de degradação da planície costeira, com ocupação de áreas ambientalmente frágeis, como as restingas, e corpos hídricos rasos, como estuários e lagoas costeiras. Com o objetivo de preservar parte dos remanescentes desses ecossistemas, em 29 de abril de 1998, foi criado o PARNA da Restinga de Jurubatiba. Localizado entre as coordenadas geográficas 22°00' – 22°23'S e 41°15' – 41°45'O, o PARNA da Restinga de Jurubatiba ocupa uma área de aproximadamente 149,22 km², com cerca de 4 km de largura e 44 km de extensão, e uma zona de amortecimento terrestre de 387,41 km². Essa unidade de conservação estende-se pelos territórios dos municípios de Macaé, Quissamã e Carapebus, que têm respectivamente 206 728, 20 242 e 13 359 habitantes (IBGE 2017).

O significado do termo “restinga” no nome do parque é empregado no sentido botânico, designando formações vegetais arbustivo-arbóreas. A palavra restinga nesse contexto engloba diferentes comunidades vegetais que se desenvolvem nas praias, nas antedunas e nos cordões litorâneos (ICMBio 2007). No tocante às características geomorfológicas, Suguio e Tessler (1984) consideram que o termo restinga relaciona-se a depósitos arenosos costeiros com origens diversas, como as formações de cordões litorâneos, praias barreiras, barras, esporões. Nesse contexto, os cordões litorâneos formam as planícies arenosas, que têm sido denominadas “planícies de restinga”.

1.3 METODOLOGIA

Lançado no ano de 1997 pela Agência Espacial Norte-Americana (NASA) e Agência de Exploração Aeroespacial do Japão (JAXA), o satélite Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) teve o objetivo de mensurar a precipitação e a troca de calor latente nas regiões tropicais e subtropicais. Os principais sensores embarcados no TRMM são o *TRMM Microwave Imager* (TMI), radar de precipitação (PR) e o Radiômetro Visível e Infravermelho (VIRS). A precipitação estimada é resultado da combinação das medições dos sensores TMI e PR. Uma descrição detalhada do satélite e de seus sensores pode ser obtida em Kummerow et al. (1998).

Para este estudo, os dados do satélite TRMM foram obtidos do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (<http://www.dsr.inpe.br/laf/series/>) e abrangem o período de janeiro de 2000 a dezembro de 2016. Na figura 1.1, são apresentados os quadrantes dos *pixels*, com tamanho equivalente a aproximadamente 0,25 x 0,25 grau. Os dados das estações meteorológicas do INMET foram obtidos no Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP), disponível no [link](http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep) <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>, e abrangem o mesmo período (janeiro de 2000 a dezembro de 2016). Entretanto, essa série temporal apresenta ausência de registro em determinados meses.

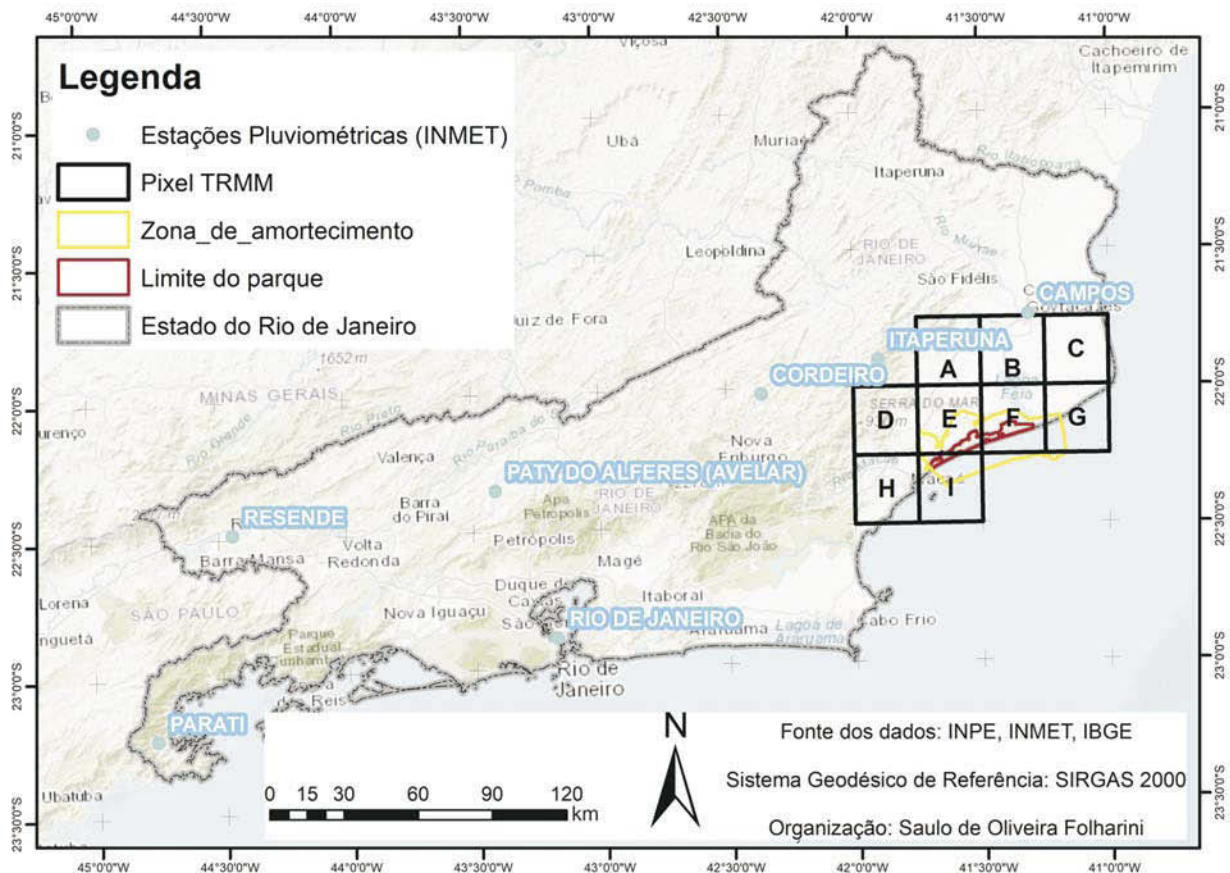


FIGURA 1.1 Localização das estações pluviométricas do INMET, do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ) e dos pixels do satélite TRMM.

Os testes estatísticos foram feitos usando o *software* OriginPro v. 2020 (OriginLab Corporation, Northampton, MA, USA). A normalidade dos dados de pluviosidade foi verificada por meio dos

testes de Shapiro-Wilk e D'Agostino. Uma vez que os dados de precipitação não apresentaram distribuição normal, foram empregados testes não paramétricos.

Os valores de precipitação mensal obtidos pelos sensores do TRMM na área do PARNA da Restinga de Jurubatiba foram comparados por meio do teste de Kruskal-Wallis, seguido do teste de comparações múltiplas com o método Simes-Hochberg. A tendência temporal da precipitação acumulada anual foi testada segundo Mann-Kendall (mais detalhes do teste de Mann-Kendall estão disponíveis em Salviano et al., 2016).

Para testar a hipótese nula de que os valores de precipitação obtidos a partir dos dados do satélite TRMM e das estações do INMET situadas em municípios do estado do Rio de Janeiro não diferem entre si, foi utilizado o teste de Mann-Whitney. O nível de significância adotado em todos os testes foi $p < 0,05$.

1.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.4.1 Precipitação no PARNA da Restinga de Jurubatiba

As alterações na distribuição espacial e temporal da precipitação decorrentes das mudanças climáticas precisam ser investigadas nas escalas regional e global e devem ser avaliadas por meio de análises estatísticas. A avaliação de estacionariedade ou alterações nas séries temporais de precipitação é um grande desafio, pois frequentemente são observados problemas relacionados à extensão e à qualidade dos dados. Contudo, a disponibilidade de dados de precipitação, em diferentes resoluções espaciais e temporais, de fontes baseadas em radares e satélites, aumenta a compreensão da variabilidade climática, mesmo em regiões sem presença de estações meteorológicas.

A crescente preocupação da sociedade com as possíveis consequências do aquecimento global induzido antropogenicamente tem estimulado o desenvolvimento de diversos estudos que investigam possíveis mudanças no clima e caracterizam as condições climáticas naturais. Isso, por sua vez, gerou maior preocupação com a extensão e especialmente com a qualidade da base histórica de dados climáticos. Neste estudo, a precipitação no entorno e no PARNA da Restinga de Jurubatiba foi estimada a partir de dados do satélite TRMM, uma vez que esses dados podem ser considerados confiáveis e que a área, até recentemente, não dispunha de estação meteorológica tradicional ou automatizada. Concomitantemente, os dados obtidos foram avaliados por procedimentos estatísticos destinados a identificar comportamentos e tendências temporais e espaciais.

A tabela 1.1 apresenta a estatística descritiva da precipitação acumulada mensal no entorno e no PARNA da Restinga de Jurubatiba entre janeiro de 2000 e dezembro de 2016. A precipitação variou entre 0,4 mm (*pixel* C) e 513,1 mm (*pixel* D). Considerando a distribuição espacial dos pixels do satélite TRMM (figura 1.1), observa-se que a precipitação tende a diminuir no sentido sudoeste-nordeste. Por exemplo, a precipitação acumulada no *pixel* H é superior àquela estimada no *pixel* C. Esse fato é confirmado pelo resultado do teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,01$), seguido do teste de Simes-Hochberg, que distinguiu dos *pixels* em três grupos (tabela 1.1). Um grupo foi formado pelos *pixels* D e H, com maior precipitação acumulada (acima de 22 mil mm). Outro grupo incluiu os *pixels* C e G, situados na região mais a nordeste, com precipitação inferior a 18 mil mm. Os *pixels* I, E, A, F, B formaram um grupo com precipitação intermediária, entre 21,6 mil e 18,6 mil mm.

TABELA 1.1 Estatística descritiva (N, N-missing, mediana, mínimo, máximo e precipitação acumulada no período) da precipitação (mm) obtida a partir do satélite TRMM entre janeiro de 2000 e dezembro de 2016

<i>Pixel</i>	N	N-missing	Mínimo	Mediana	Máximo	Precipitação acumulada	Simes-Hochberg
D	204	0	2,6	78,6	513,1	23 043,9	a
H	204	0	3,4	77,6	495,6	22 626,7	a
I	204	0	1,9	75,8	539,7	21 640,9	ab
E	204	0	1,2	70,4	488,1	20 561,2	ab
A	204	0	1,1	69,5	489,8	20 458,5	ab
F	204	0	0,6	65,7	438,8	18 753,1	ab
B	204	0	0,9	65,0	438,1	18 640,2	ab
C	204	0	0,4	62,4	400,3	17 305,2	b
G	204	0	0,6	61,2	332,6	16 657,0	b

NOTA: Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,01$), seguido pelo teste de comparações múltiplas com o método Simes-Hochberg ($p < 0,05$).

Com base nos valores da precipitação acumulada, observou-se que o ano de 2014 foi o mais seco, e 2008, o mais úmido (figura 1.2). Também foi possível observar na precipitação um padrão que se repetiu a cada quatro anos, entre 2002 e 2014. É possível que esse ciclo reflita, em parte, o fenômeno ENOS, que ocorreu nos anos 2002-2003, 2006-2007, 2009-2010 e 2015-2016 (INPE 2020). Infelizmente os dados do satélite TRMM após julho de 2017 não estavam acessíveis para confirmar a ocorrência de um novo ciclo em 2020.

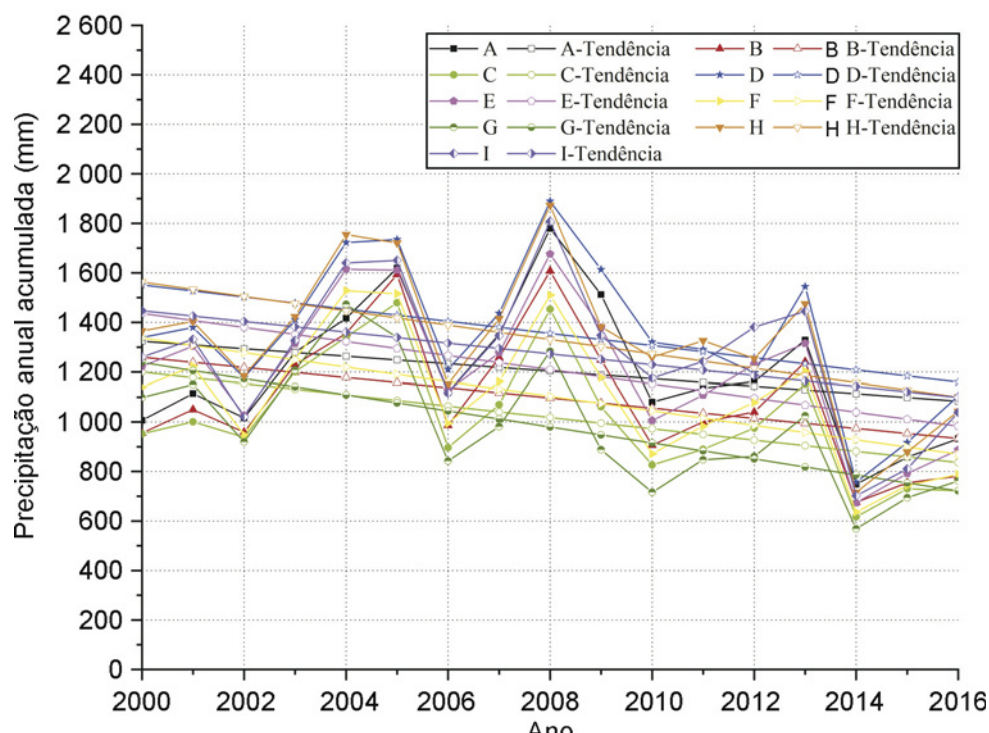


FIGURA 1.2 Precipitação anual acumulada (mm) obtida a partir de dados do satélite TRMM no entorno e no PARNA da Restinga de Jurubatiba (ver figura 1.1) e tendência calculada a partir do teste de Mann-Kendall ($p < 0,05$). Tendência significativa pixels F e G.

Na figura 1.2, pode ser observada a precipitação anual acumulada (mm) obtida a partir de dados do satélite TRMM no entorno e no PARNA da Restinga de Jurubatiba. Para cada série temporal original de dados, foi definida uma curva ajustada e tendência a partir do teste de Mann-Kendall ($p < 0,05$). De maneira geral, a curva ajustada da precipitação não exibiu tendência significativa, excetuando os *pixels* F e G, situados no litoral e na área menos chuvosa, que apresentaram tendência negativa significativa ($p < 0,05$). Não há explicação clara para esse resultado, mas deve-se levar em conta que o período considerado neste estudo foi de somente 17 anos, o que pode indicar uma falsa tendência da série temporal, ou mesmo sua inexistência. O cenário ideal seria complementar a avaliação com novos dados do satélite TRMM. Contudo, infelizmente, a missão terminou após a reentrada do satélite na atmosfera (Huffman 2019). Se mantida, a tendência negativa reduzirá a disponibilidade hídrica na área do PARNA da Restinga de Jurubatiba, o que indicaria um possível cenário futuro de *deficit* hídrico, que afetaria as comunidades biológicas da unidade de conservação e os assentamentos humanos em seu entorno. Por exemplo, Pires et al. (2017) demonstraram, experimentalmente, o efeito de mudanças na precipitação na dinâmica das populações de algas nos microcosmos de bromélias presentes no PARNA.

No caso do entorno e do PARNA da Restinga de Jurubatiba, a análise da precipitação acumulada mensal evidenciou um padrão espacial e temporal. Em geral, o período chuvoso tem início na primavera e atinge seu máximo no mês de dezembro, devido à atuação da massa de ar continental que vem do oceano. Os ventos úmidos originados no oceano fluem pela planície costeira até atingirem regiões mais elevadas da Serra do Mar, resultando em precipitações de origem orográfica. A partir de janeiro, a precipitação começa a diminuir. O período de seca ocorre nos meses de junho e julho, podendo, por vezes, o mês de agosto ser o mais seco do ano (figura 1.3). Portanto, há sazonalidade associada aos padrões climáticos das estações do ano na área de estudo.

Os valores da precipitação anual estimados pelo satélite TRMM são similares àqueles mensurados por estações pluviométricas em outras regiões litorâneas do estado, como na cidade do Rio de Janeiro (Dereczynski et al. 2009; Siciliano et al. 2018). A precipitação acumulada média (2000-2016) nos *pixels* variou entre 979,8 mm, no *pixel* G, e 1 355,5 mm, no *pixel* D. Silva e Dereczynski (2014) produziram a caracterização climática do estado do Rio de Janeiro e, segundo esses autores, a precipitação acumulada para a região do PARNA da Restinga de Jurubatiba varia entre 1 000 e 1 600 mm. É interessante notar a alta concentração de estações pluviométricas na região da cidade do Rio de Janeiro em contraste com o resto do estado.

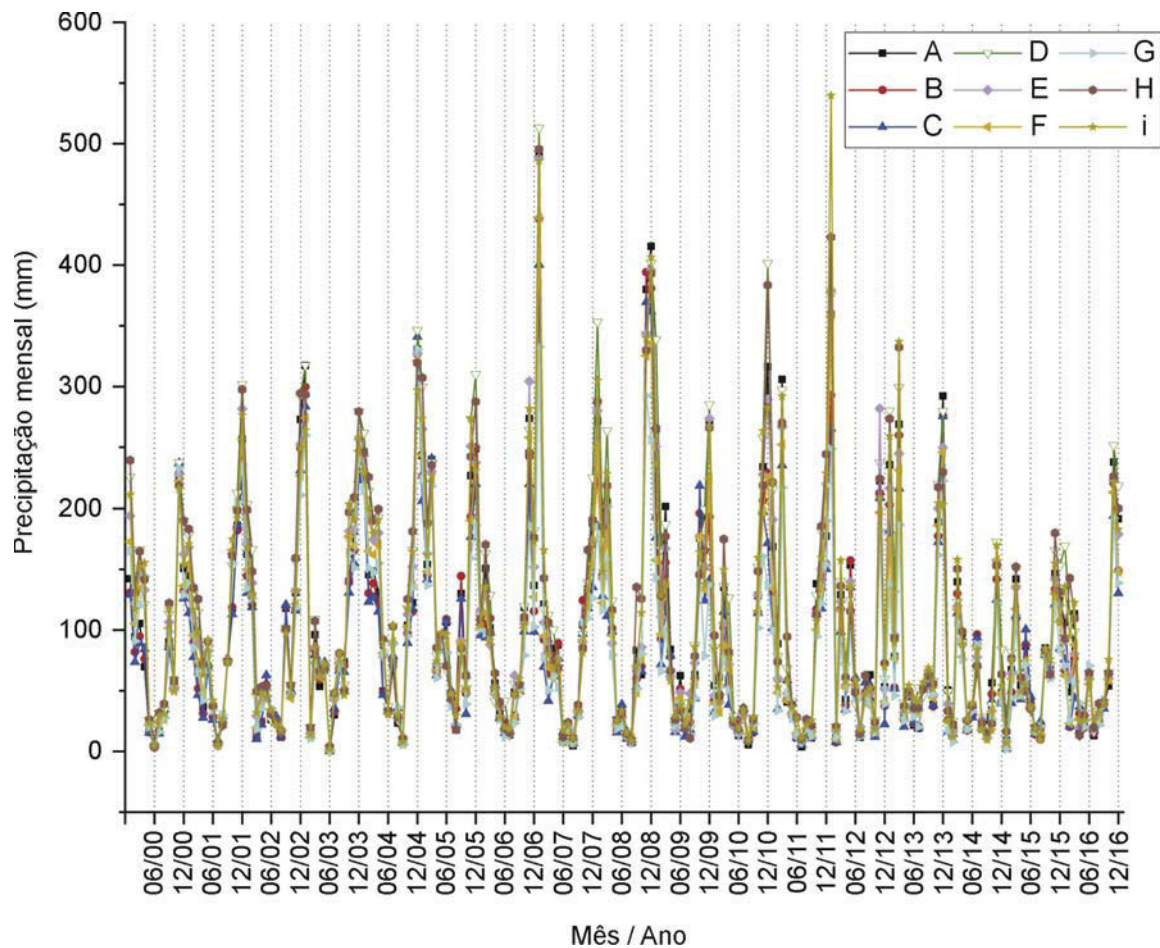


FIGURA 1.3 Precipitação acumulada mensal (mm) obtida a partir de dados do satélite TRMM nos pixels A, B, C, D, E, F, G, H e I (ver figura 1.1).

1.4.2 A Relação TRMM e INMET

Considerando os valores obtidos pelo sensor TRMM e aqueles mensurados nas estações do INMET, diferenças significativas foram detectadas para as estações instaladas nos municípios de Paty do Alferes (Avelar) e Cordeiro (tabela 1.2). Nesses municípios, os valores mensurados pelo sensor TRMM foram superiores àqueles registrados nas estações do INMET. As diferenças observadas podem ser resultado das características intrínsecas, funcionais e das limitações dos equipamentos utilizados nas estações, ou resultado da percepção do operador ou da influência de outras variáveis meteorológicas. Além disso, o valor medido na estação representa sua área de influência. Por sua vez, os valores do TRMM representam uma estimativa média da precipitação no *pixel*, portanto, relacionada à resolução espacial. Outros estudos têm obtido resultados favoráveis à utilização das estimativas do sensor TRMM como forma de mensurar o regime pluviométrico (Almeida et al. 2015; Louzada et al. 2018). Uma das vantagens da utilização dos sensores do TRMM é a sua continuidade temporal. No período amostrado (17 anos), não foi observada ausência de dados. Por sua vez, as estações do INMET apresentaram hiatos em determinados períodos, o que não impossibilitou a análise da série temporal.

Com base nos dados do INMET (tabela 1.2), a estação localizada em Campos dos Goytacazes apresentou a menor mediana (58,1 mm), seguida por Cordeiro, Paty do Alferes (Avelar) e Itaperuna.

Os municípios do Rio de Janeiro (80,4 mm), situado no litoral, e de Resende (90,2 mm), no sudoeste do estado, aproximadamente 400 m acima do nível do mar e próximo ao Parque Nacional de Itatiaia, foram caracterizados com as maiores medianas. O maior valor de precipitação foi registrado no município de Cordeiro (688,5 mm), em janeiro de 2017.

Como pode ser visualizado na figura 1.4, a precipitação acumulada mensal apresentou um padrão consistente e coerente de sazonalidade, com invernos secos e verões chuvosos nos cinco municípios estudados. A distribuição temporal da precipitação mensal acumulada das estações do INMET e do sensor TRMM foi similar, ou seja, observou-se a mesma tendência sem a presença de anomalias ou *outliers*. Todavia, os valores estimados pelo sensor TRMM foram superiores àqueles medidos nas estações pluviométricas (tabela 1.2). Resultado similar foi obtido por Pereira et al. (2013), ao analisarem dados de precipitação estimados pelo satélite TRMM e pelas estações meteorológicas situadas em diferentes regiões do Brasil. Esses autores observaram concordância de 97 % entre as duas medições, apesar de o satélite TRMM superestimar a precipitação em aproximadamente 15 %. Collischonn et al. (2007) consideraram que o satélite TRMM, apesar de estimar adequadamente a precipitação, pode tanto superestimá-la quanto subestimá-la. Isso demonstra que o sensor do satélite TRMM avalia de forma apropriada a precipitação, mesmo que ocorram diferenças entre as suas estimativas e os valores registrados em campo, como observado por Karaseva et al. (2012). Esses autores observaram que o produto TRMM foi confiável, principalmente em regiões planas ou orográficas do Quirguistão, mas os valores estimados próximo a grandes corpos de água continentais foram significativamente diferentes daqueles medidos pelas estações.

TABELA 1.2 Estatística descritiva (N, N-missing, mediana, mínimo e máximo) da precipitação (mm) nos municípios de Avelar, Campos, Cordeiro, Itaperuna, Resende e Rio de Janeiro, obtida a partir de dados do satélite TRMM e de estações meteorológicas do INMET, entre janeiro de 2000 e dezembro de 2016

Município		N	N-missing	Mediana	Mínimo	Máximo
Campos dos Goytacazes	TRMM	204	0	63,2	0,3	412,2
Campos dos Goytacazes	INMET	195	9	58,1	0	526,2
Cordeiro	TRMM	204	0	97,2 ⁽¹⁾	4,7	649,3
Cordeiro	INMET	193	11	64,2 ⁽¹⁾	0	688,5
Itaperuna	TRMM	204	0	75,6	0,1	466,5
Itaperuna	INMET	199	5	70,3	0	480,8
Paty do Alferes (Avelar)	TRMM	204	0	87,6 ⁽¹⁾	0	458,5
Paty do Alferes (Avelar)	INMET	190	14	64,6 ⁽¹⁾	0	439,5
Resende	TRMM	204	0	115,6	0	565,7
Resende	INMET	194	10	90,2	0	541,1
Rio de Janeiro	TRMM	204	0	78,1	2	411,1
Rio de Janeiro	INMET	176	28	80,4	1,5	334,7

NOTA: ⁽¹⁾ Diferença significativa, teste de Mann-Whitney, $p < 0,05$.

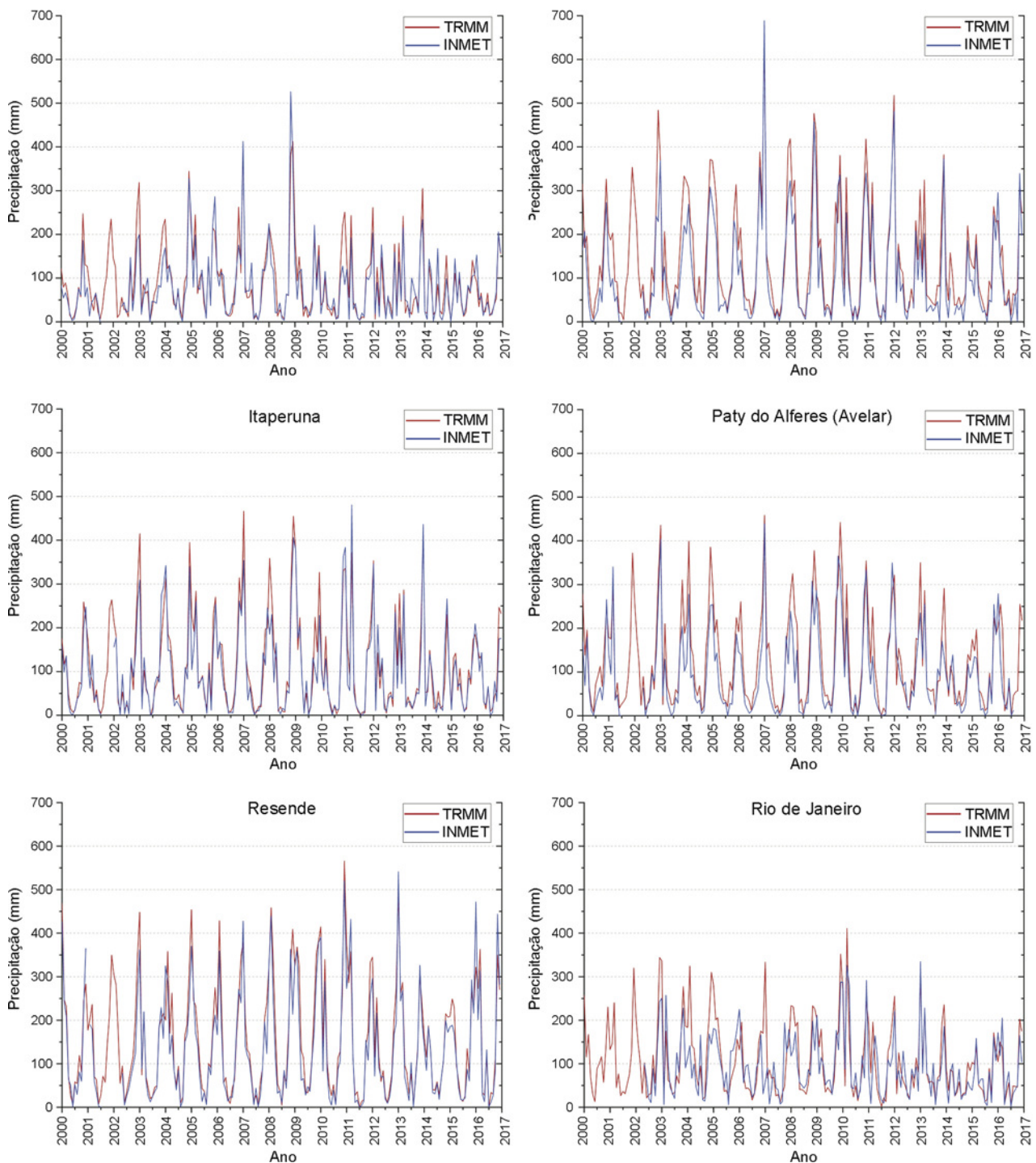


FIGURA 1.4 Precipitação acumulada mensal registrada nas estações pluviométricas situadas nos municípios de Campos dos Goytacazes, Cordeiro, Itaperuna, Paty do Alferes (Avelar), Resende e Rio de Janeiro, no estado do Rio de Janeiro e mensurados pelo satélite TRMM entre janeiro de 2000 e dezembro de 2016.

Apesar de negativa para todas as cidades, exceto Resende (figura 1.5), a tendência não foi significativa. Infelizmente não há dados do satélite TRMM após julho de 2017, quando o ideal seria uma série temporal mais extensa (≥ 30 anos), que abrangeria a variabilidade temporal das condições normais do clima. Dentro do cenário de mudanças climáticas, estudos anteriores apontam variações

nas tendências espacial e temporal das chuvas intrarregionais ou inter-regionais. Se alguns autores observaram aumento na precipitação, outros indicaram cenários de redução na disponibilidade hídrica, resultado da diminuição da precipitação (Castañeda e González 2008, Quintana e Aceituno 2012, Mateos et al. 2013, Adler et al. 2017, Aleixo e Neto 2019).

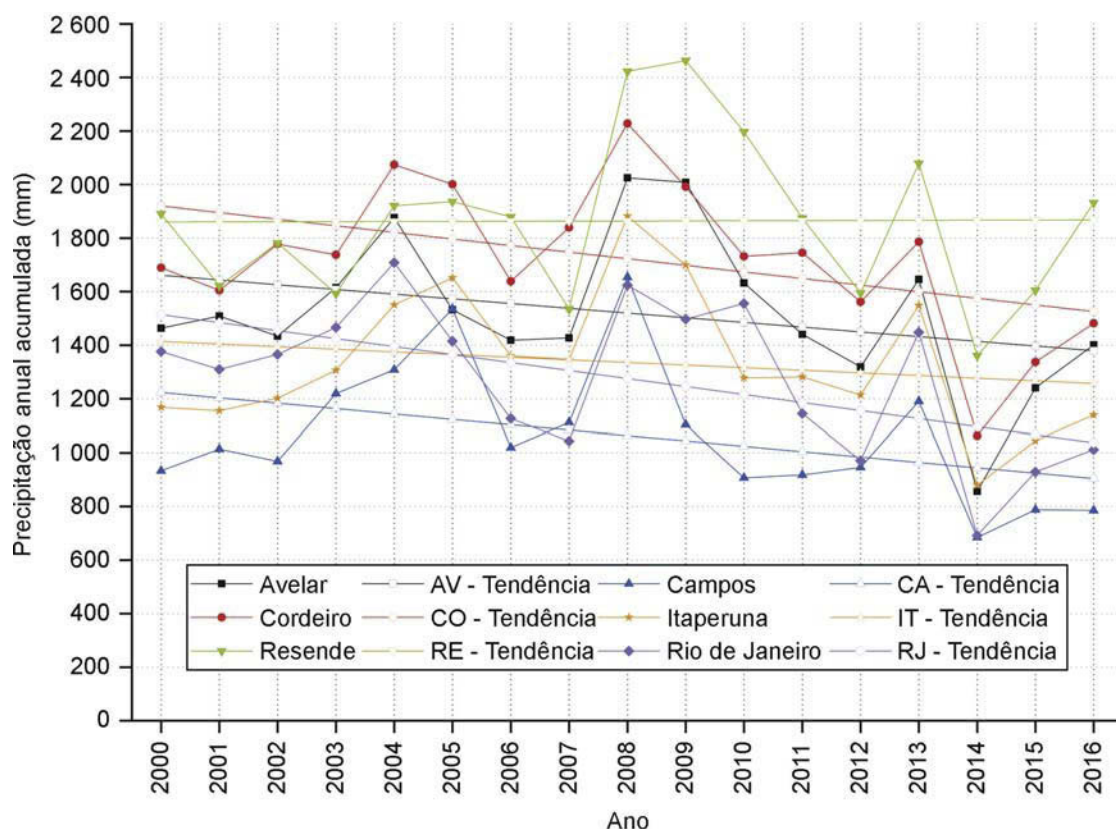


FIGURA 1.5 Precipitação anual acumulada obtida a partir de dados do satélite TRMM e tendência calculada da precipitação para as cidades de Campos dos Goytacazes, Cordeiro, Itaperuna, Paty do Alferes (Avelar), Resende e Rio de Janeiro, no estado do Rio de Janeiro. Dados mensurados pelo satélite TRMM e registrados nas estações do INMET entre janeiro de 2000 e dezembro de 2016. Tendência calculada não significativa (teste de Mann-Kendall, $p < 0,05$).

1.5 CONCLUSÕES

O sensor do satélite TRMM estimou com boa confiabilidade a precipitação, mas a pluviosidade foi superestimada nas estações localizadas nos municípios de Cordeiro e Paty do Alferes. Na ausência de estações pluviométricas, os dados do satélite TRMM são o único recurso para estimar a precipitação em escala local e regional. No caso do PARNA da Restinga de Jurubatiba, entretanto, há somente registros de duas décadas.

As mudanças climáticas suscitam grande preocupação por afetarem de formas diferentes setores da sociedade. Essas mudanças têm causado eventos extremos, como alterações na intensidade, na frequência, na duração e na distribuição das chuvas. Portanto, direta ou indiretamente, mudanças nos padrões da precipitação têm efeito na sustentabilidade da agricultura, da saúde, da segurança alimentar, da produção de energia e também da conservação dos recursos naturais. Considerando a série histórica (2000-2016), não há evidências de que a precipitação no estado do Rio de Janeiro, ou

especificamente no PARNA da Restinga de Jurubatiba, tenha diminuído significativamente. Contudo, foi observada uma tendência negativa que, se mantida, pode causar chuvas insuficientes para manter os corpos aquáticos nas próximas décadas. A redução na precipitação terá impacto negativo na composição e no desenvolvimento da vegetação do PARNA da Restinga de Jurubatiba, resultando, por exemplo, em menores taxas fotossintéticas e de produção de biomassa vegetal, alterações na atividade microbiológica do solo e aumento na frequência de incêndios. No momento, é extremamente prematuro considerar que a tendência negativa calculada seja resultado de alterações nos processos climáticos naturais locais ou regionais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem as valiosas sugestões dos editores e revisores anônimos. Também gostaríamos de agradecer ao programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, e à Embrapa Territorial.

REFERÊNCIAS

- Adler, R. F. et al. 2017. Global Precipitation: Means, Variations and Trends During the Satellite Era (1979–2014). – *Surv. Geoph.* 38(4): 679–699. <https://doi.org/10.1007/s10712-017-9416-4>.
- Almeida, C. T. de et al. 2015. Avaliação das Estimativas de Precipitação do Produto 3B43-TRMM do Estado do Amazonas. – *Flor. Amb.* 22(3): 279–286. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.112114>.
- André, R. G. B. et al. 2008. Identificação de regiões pluviometricamente homogêneas no estado do Rio de Janeiro, utilizando-se valores mensais. – *Rev. Bras. Meteor.* 23(4): 501–509. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862008000400009>.
- Back, A. J. 2001. Aplicação de análise estatística para identificação de tendências climáticas. *Pesq. Agrop. Bras.* 36(5): 717–726. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2001000500001>.
- Cannon, F. et al. 2020. GPM Satellite Radar Observations of Precipitation Mechanisms in Atmospheric Rivers. – *Month. Weat. Rev.* 148(4): 1449–1463. <https://doi.org/10.1175/MWR-D-19-0278.1>.
- Castañeda, M. e González, M. 2008. Statistical analysis of the precipitation trends in the Patagonia region in Southern South America. *Atmósfera* 21(3): 303–317.
- Collischonn, B. et al. 2007. Desempenho do satélite TRMM na estimativa de precipitação sobre a bacia do Paraguai superior. – *Rev. Bras. Cart.* 59(1): 93–99.
- Dereczynski, C. P. et al. 2009. Climatologia da precipitação no município do Rio de Janeiro. *Rev. Bras. Meteorol.* 24(1): 24–38. <https://doi.org/10.1590/0102-7786334005>.
- Esteves, F. A. 2011. Do Índio Goitacá à Economia do Petróleo: Uma Viagem pela História e Ecologia da Maior Restinga Protegida do Brasil. Essentia Ed.
- FEEMA. 1989. Perfil ambiental municípios de Macaé e Quissamã. Rio de Janeiro. 82 p.
- Huffman, G. J. 2019. The Transition in Multi-Satellite Products from TRMM to GPM (TMPA to IMERG). Disponível em: https://gpm.nasa.gov/sites/default/files/document_files/TMPA-to-IMERG_transition_0.pdf. Acesso em: junho de 2020.

- ICMBio. 2007. Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba - Contextualização da Unidade de Conservação. Ministério do Meio Ambiente. Rio de Janeiro. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_jurubatiba.pdf. Acesso em: junho de 2020.
- IBGE. 2017. Cidades e Estados (recurso eletrônico). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?view=municipio>. Acesso em: junho de 2020.
- IPCC. 2013. Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. – In: Stocker, T. F. et al. (eds.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>.
- Jankó, F. et al. 2017. Is climate change controversy good for science? IPCC and contrarian reports in the light of bibliometrics. – *Scientom*. 112(3): 1745-1759. <https://doi.org/10.1007/s11192-017-2440-9>.
- Jobard I. e Desbois M. 1994. Combination of Satellite Microwave and Infrared Measurements for Rainfall Estimation. In: Desbois M. and Désalmand F. (eds) *Global Precipitations and Climate Change*. NATO ASI Series, vol. 26, Springer, pp. 265-278. https://doi.org/10.1007/978-3-642-79268-7_16.
- Karaseva, M. O. et al. 2012. Validation of high-resolution TRMM-3B43 precipitation product using rain gauge measurements over Kyrgyzstan. *Theor. Appl. Climatol*. 108(1-2): 147-157. <https://doi.org/10.1007/s00704-011-0509-6>.
- Karbalace, N. et al. 2017. Bias adjustment of infrared-based rainfall estimation using Passive Microwave satellite rainfall data. *J. Geophys. Res. Atmosf*. 122(7): 3859-3876. <https://doi.org/10.1002/2016JD026037>.
- Kerimoglu, O. et al. 2013. Seasonal, inter-annual and long-term variation in top-down versus bottom-up regulation of primary production. *Oikos* 122(2): 223-234. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20603.x>.
- Kumar, S et al. 2019. Characteristics of Observed Meteorological Drought and its Linkage with Low-Level Easterly Wind Over India. – *Pure Appl. Geophys*. 176: 2679-2696. <https://doi.org/10.1007/s00024-019-02118-2>.
- Kummerow, C. et al. 1998. The Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) sensor package. – *J. Atmosph. Ocean. Techn.* 15: 809-817. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(1998\)015<0809:TTRMM T>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(1998)015<0809:TTRMM T>2.0.CO;2).
- Larminat, P. de. 2016. Earth climate identification vs. anthropic global warming attribution. – *An. Rev. Control* 42: 114-125. <https://doi.org/10.1016/j.arcontrol.2016.09.018>.
- Liu, Y. et al. 2012. Sparse-GEV: Sparse Latent Space Model for Multivariate Extreme Value Time Series Modeling. – *Proc. 29th Intern. Conf. Mach. Learn.*
- Louzada, F. L. R. de O. et al. 2018. Climatological water balance with data estimated by tropical rainfall measuring mission for the Doce river basin. *Eng. Agríc.* 38(3): 376-386. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n3p376-386/2018>.
- Mateos, E. et al. 2013. Precipitation tendencies and temperature rise evidences in ten watersheds in Mexico. – *Geoph. Res. Abstr.* 15: 12349.
- Aleixo, N. C. R. A. e Neto, J. C. A. da S. 2019. Caracterização da precipitação pluvial na região do Médio Solimões, Amazonas, Brasil. *ACTA Geográfica* 13(31): 104-120. <https://doi.org/10.5654/acta.v13i31.4952>.

- Pereira, G. et al. 2013. Avaliação dos Dados de Precipitação Estimados pelo Satélite TRMM para o Brasil. – *Rev. Bras. Rec. Híd.* 18(3): 139-148. 10.21168/rbrh.v18n3.p139-148.
- Pires, A. P. F. et al. 2017. Rainfall changes affect the algae dominance in tank bromeliad ecosystems. *PlosONE*, 12(4):e0175436. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175436>.
- Quintana, J. M. e Aceituno, P. 2012. Changes in the rainfall regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43° S. *Atmósfera* 25(1): 1-22.
- Rio de Janeiro. 2011. Secretaria Estadual do Ambiente. O estado do ambiente: indicadores ambientais do Rio de Janeiro. Org: Bastos, J. and Napoleão P. Rio de Janeiro: SEA; INEA, 160 p.
- Salviano, M. F. et al. 2016. Análise de Tendências em Dados de Precipitação e Temperatura no Brasil. *Rev. bras. meteorol.* 31(1): 64-73. <https://doi.org/10.1590/0102-778620150003>.
- Siciliano, W. C. et al. 2018. Variabilidade espacial e temporal da precipitação pluvial no município do Rio de Janeiro. – *Rev. Int. Ciênc.* 8(2): 221-233. <https://doi.org/10.12957/ric.2018.33811>.
- Silva, W. L. e Dereczynski, C. P. 2014. Caracterização Climatológica e Tendências Observadas em Extremos Climáticos no Estado do Rio de Janeiro. – *An. Inst. Geoc.* 37(2): 123-138. http://dx.doi.org/10.11137/2014_2_123_138.
- Strangeways, I. 2010. A history of rain gauges. – *Weather* 65(5): 113-138.
- Suguio, K. e Tessler, M. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. – In: Lacerda, L. D. et al. *Restingas: origem, estruturas e processos*. p. 15-25.
- Ushio, T. et al. 2009. A Kalman Filter Approach to the Global Satellite Mapping of Precipitation (GSMaP) from Combined Passive Microwave and Infrared Radiometric Data. – *J. Meteor. Soc. Japan*, 87A: 137-151. <https://doi.org/10.2151/jmsj.87A.137>.
- van den Brink, P. J. et al. 2009. Principal response curves technique for the analysis of multivariate biomonitoring time series. *Environ. Monit. Assess.* 152(1-4): 271-281. doi: 10.1007/s10661-008-0314-6.
- Yu, H. et al. 2014. Spatio-temporal Graphical Models for Extreme Events. -*IEEE Intern. Symp. Inform. Theory*: 2032-2036. doi:10.1109/ISIT.2014.6875190.
- Yu, J. et al. 2020. UKGrSHP: a UK high-resolution gauge-radar-satellite merged hourly precipitation analysis dataset. – *Clim. Dyn.* 54(5-6): 2919-2940. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05144-2>.



2

EVOLUÇÃO PALEOAMBIENTAL DE ECOSSISTEMAS DE JURUBATIBA, COM BASE EM FORAMINÍFEROS BENTÔNICOS

Claudia Gutterres Vilela • Mariana Cardoso Macedo

Título Curto

FORAMINÍFEROS NA EVOLUÇÃO DE
PALEOAMBIENTES DE JURUBATIBA, RJ



RESUMO

A análise das assembleias de foraminíferos de testemunhos coletados em lagunas e nos cordões arenosos da Restinga de Jurubatiba, no Norte Fluminense, permitiu observar, em diferentes períodos, mudanças paleoambientais e processos de deposição sedimentar. Para a análise de foraminíferos das lagunas foram coletados seis testemunhos (*vibra-core*) de até 156 cm de profundidade, distribuídos nas lagunas Garças, Maria Menina, Robalo, Visgueiro, Catingosa e Pires. O testemunho dos cordões possui comprimento total de 138 m, sendo analisado um intervalo de aproximadamente 12 m (entre 8,0 até 20,3 m) contendo sedimento arenoso e fragmentos bioclásticos carbonáticos. Foram caracterizadas quatro biofácies que refletiram episódios de condições evolutivas ambientais para as distintas lagunas: (1) biofácies *Ammonia* spp./*Elphidium* spp./*Haynesina germanica* (AEH), que registra paleoambiente com alta influência marinha; (2) biofácies *Ammonia*/*Elphidium* (AE), com moderada influência marinha; (3) biofácies *Ammonia tepida*/*Ammonia parkinsoniana* (AA), com baixa influência marinha; (4) biofácies *Trochammina inflata*/*Milammina fusca* (TA), representando confinamento. Pela ocorrência de foraminíferos bentônicos de alta influência marinha na base, sobrepostos por uma assembleia de baixa influência marinha no topo, as biofácies indicaram uma ingressão marinha seguida por um recuo do mar. Esses resultados foram comprovados pelas datações, que indicaram um período de submersão holocênica no processo de deposição sedimentar das lagunas. Nos cordões, as espécies dominantes *A. tepida*, *Rosalina williamsoni* e *Pararotalia cananeaensis*, e as espécies raras *Buccella peruviana*, *Globocassidulina subglobosa*, *Pseudononion japonicum*, *Quinqueloculina lamarckiana* e *Cibicides pseudoungerianus* associadas a fragmentos de conchas, bivalves, gastrópodes, equinóides e espículas de esponja, demonstraram um ambiente transicional com influência marinha, possivelmente devido a uma ingressão de águas marinhas de plataforma, em um curto período de tempo do Pleistoceno tardio.

Palavras-chave: ambiente costeiro; microfósseis; oscilações do nível do mar; reconstrução paleoambiental.

2.1 INTRODUÇÃO

Uma fração importante de restinga situada no Norte Fluminense e que abrange parte dos municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã está protegida na forma de um parque nacional, o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA da Restinga de Jurubatiba) (Araujo et al. 1998, Esteves 1998, Caliman et al. 2010). A área está integrada ao Complexo Deltaico do Rio Paraíba do Sul (CDRPS), que é representado por uma grande planície costeira quaternária (Bacoccoli 1971 *apud* Carelli et al. 2018). Geologicamente, o CDRPS repousa sobre a porção *onshore* da Bacia de Campos, uma importante bacia de margem passiva que se formou durante a quebra do Gondwana e a consequente abertura do Oceano Atlântico Sul, durante o Cretáceo inicial (Carelli et al. 2018). Cordões arenosos associados a transgressões e regressões marinhas revelam as variações relativas do nível do mar no desenvolvimento e na evolução de sistemas deposicionais parálicos durante o Quaternário, como avaliados por Martin et al. (1993), que discutiram sobre o efeito de tais variações sobre o CDRPS.

As restingas são ambientes quaternários frágeis e instáveis, formadas por dunas, cordões arenosos e lagunas que, devido à ação de fatores como correntes de deriva litorânea, variações do nível do mar e fontes de areia, estão sujeitas a mudanças rápidas (Suguió et al. 1985). A planície costeira do Rio Paraíba do Sul, na qual a Restinga de Jurubatiba e os cordões arenosos estão inseridos, é constituída por sedimentos marinhos (terraços marinhos pleistocênicos e holocênicos), fluviais e lagunares (Dominguez et al. 1981, Martin et al. 1997). As pequenas lagunas analisadas neste trabalho estão muito próximas do mar e recebem influência direta das marés e dos eventos meteorológicos durante o Holoceno. Os cordões arenosos situados atrás das lagunas são do Pleistoceno, sofrem truncamentos de pequenas drenagens (Martin et al. 1993) e fenômenos de denudação ou não deposição.

Por meio da análise das assembleias de foraminíferos de testemunhos presentes em lagunas e nos cordões arenosos do CDRPS, pode-se registrar, em diferentes períodos, mudanças paleoambientais e processos de deposição sedimentar marinha desse ecossistema. Desse modo, uma avaliação geral dessa microfauna, em registros atuais e do passado, fornece informações valiosas da evolução ambiental com enfoque geológico capaz de suprir uma demanda de conhecimento de relevante utilidade. A perspectiva de proteção dessa região praticamente intocada, mas sujeita a processos de expansão demográfica, pode ser fortalecida pelo conhecimento adquirido com estes estudos.

Entretanto, deve-se considerar que os estudos em sedimentos das pequenas lagunas ao longo da linha de costa diferem dos realizados nos cordões arenosos, considerando-se os episódios de deposição como sendo, respectivamente, do Holoceno e do Pleistoceno.

Os foraminíferos são importantes elementos da microfauna oceânica e de ambientes costeiros e, devido à sua alta sensibilidade ambiental, biodiversidade e alta capacidade de fossilização, são muito utilizados em reconstruções e interpretações de ambientes de sedimentação antigos (Murray 1991, 2006, Sen Gupta 1999). Gêneros, espécies e assembleias características de distintos ambientes demonstram a eficácia desses organismos em estudos de caracterização e evolução paleoambientais (Alve 1990, Yanko 1994, Sen Gupta 1999, Debenay et al. 2001, Scott et al. 2001, Cearreta et al. 2002, Vilela et al. 2004, Uehara et al. 2007). Trabalhos com foraminíferos são muito relevantes em ambientes costeiros, quando podem determinar níveis de influência marinha e caracterizar avanços e recuos do nível do mar. Ao se considerar uma região instável e frágil como a Restinga de Jurubatiba, estes estudos tornam-se mais importantes, sendo que são ainda escassos quando comparados às pesquisas com outros grupos de organismos.

Estudos anteriores com base em microfósseis orgânicos inferiram características paleoambientais e evolutivas da Restinga de Jurubatiba. Misumi et al. (2018) e Luz et al. (2019) identificaram e descreveram a morfologia de microfósseis orgânicos (palinórfos) não polínicos (PNPs). Tais estudos

analisaram sedimentos de testemunho na Lagoa Comprida e próximo à sua barra, respectivamente, identificando formas de fungos, tipos de algas, diatomáceas, cistos de dinoflagelados, microescleras de Porifera, esporos de briófitas e pteridófitas. Informações ecológicas fornecidas sobre esses organismos forneceram material de referência para a reconstrução paleoambiental ao longo do Holoceno em áreas de restinga, inferindo possível influência marinha nesses depósitos (Misumi et al. 2018).

Pires (2015), por meio de análises palinológicas e de diatomáceas de um testemunho datado próximo à barra da Lagoa Comprida, sugeriu uma possível submersão costeira no local a partir de 6 140 anos A.P. (Antes do Presente), devido à alta concentração de diatomáceas marinhas no registro, o que seria o primeiro evento transgressivo do Holoceno. No local, provavelmente formou-se uma paleolaguna, porém, esta desapareceu logo após, já que houve o desaparecimento das diatomáceas marinhas com o maior aporte de água doce. Finalmente, concluiu que, a partir de 6 140 anos A.P. até 5 710 anos A.P., a restinga esteve presente no entorno da Lagoa Comprida, com predomínio da vegetação arbustiva aberta.

Além de análises de sedimentos próximos às lagoas, resultados em testemunhos de sondagem nos cordões arenosos do CDRPS (Gasparini e Vilela 2017, Silveira e Vilela 2018, Gasparini et al. 2020) caracterizaram as biofácies de foraminíferos bentônicos, identificando períodos de maior e menor influência marinha/continental e inferindo eventos de ingressão e regressão marinha durante o final do Pleistoceno, associados à penúltima transgressão marinha (123 000 anos A.P.).

O objetivo deste trabalho foi investigar as assembleias de foraminíferos bentônicos em testemunhos curtos coletados em pequenas lagunas da Restinga de Jurubatiba e em um testemunho de sondagem nos cordões arenosos do CDRPS, perfurado próximo à região das lagunas, visando identificar a variação da influência marinha ao longo do tempo, no Pleistoceno e no Holoceno, contribuindo para o maior conhecimento da evolução paleoambiental na região.

2.1.1 Área de Estudo

Ao longo do litoral, observam-se inúmeras lagoas ou lagunas de tamanhos variados e centenas de pequenos “brejos”, cuja formação é atribuída à inundação máxima da última transgressão (5 100 A.P.) (Dominguez et al. 1981, Silva 1987, Martin et al. 1993). Devido à abundância de depósitos arenosos, a região exibe solos pouco evoluídos, sem aparente diferenciação de horizontes, impedindo assim o desenvolvimento de vegetação de grande porte, enquanto os depósitos de manguezais e turfa ocorrem em áreas restritas.

As lagunas da Restinga de Jurubatiba estão separadas do mar por uma faixa bem estreita de areia, de aproximadamente 30 m de largura. As lagunas do presente estudo (Garças, Maria Menina, Robalo, Visgueiro, Catingosa e Pires) são rasas e efêmeras, sujeitas ao dessecamento nos períodos secos, e situam-se na depressão do terreno entre o primeiro cordão arenoso e a linha de costa. Deste modo, a área dessas lagunas sofre contração, devido ao forte dessecamento no período de estiagem (abril a setembro), e expansão, pelo aumento da pluviosidade no período chuvoso (outubro a março), quando temperaturas mais elevadas são registradas (Hollanda-Carvalho et al. 2003). Há uma variação de salinidade nessas lagunas não só pela precipitação pluvial, mas também pela contribuição de água costeira por meio de canais abertos natural ou artificialmente, por onde entra água do mar, ou ainda por meio da contribuição de ventos (*spray* marinho) (Tundisi e Tundisi 2008). As lagunas recebem, ainda, água marinha por percolação em eventos de maré alta e ressaca, e ocasionalmente pelo rompimento da barra arenosa.

Essa região das lagunas representa a fase final holocênica da deposição dos cordões arenosos evidenciados atrás das lagunas, que integram o CDRPS. Esses cordões são pleistocênicos, havendo ausência (por não deposição ou erosão) de areias holocênicas. Os cordões foram pioneiramente descritos como constituídos de arenitos e carbonatos de ambiente costeiro a nerítico raso, podendo seus registros em subsuperfície apresentar intervalos argilosos associados à sedimentação em lagunas protegidas por sistemas de cordões litorâneos (Schaller 1973). A origem dessa extensa planície de cordões arenosos é associada a regressões marinhas holocênicas (Martin et al. 1984), ou ainda a uma das fases evolutivas do antigo Rio Paraíba do Sul, ocorridas durante o Pleistoceno. Esta última forma é interpretada por alguns pesquisadores como o registro de um paleoambiente deltaico (Silva 1987).

2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas foram realizadas nas lagunas costeiras holocênicas e nos cordões arenosos pleistocênicos. Foram realizadas datações por C^{14} em conchas de moluscos e fragmentos bioclásticos pelo método de quantificação da emissão de radiocarbono por acelerador de espectrometria de massa (AMS), no laboratório Beta Analytic Inc., Flórida.

Nas seis lagunas, os sedimentos sob lâmina d'água foram coletados por meio de *vibra-cores* de 80 a 160 cm de profundidade. Os testemunhos foram subamostrados em intervalos regulares em alíquotas de 1 cm, sendo a primeira amostra a 0 cm, a segunda a 8 cm, devido ao grau de liquefação das amostras do topo, e as restantes em intervalos de 4 cm. A posição e a denominação das lagunas (figura 2.1) tomaram como base Caliman et al. (2010).

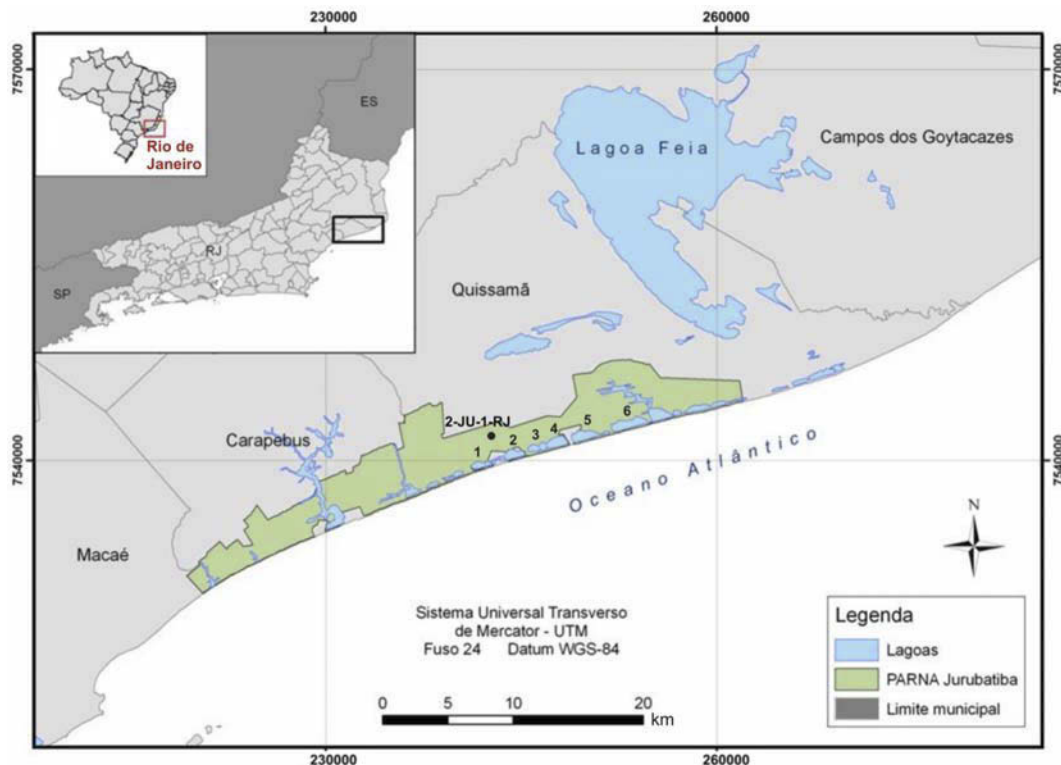


FIGURA 2.1 Mapa de ilustração da posição geográfica das lagunas e do testemunho dos cordões arenosos na Restinga de Jurubatiba, RJ. Testemunho: 2-JU-1-RJ. Numeração das lagunas: 1 - Garças, 2 - Maria Menina, 3 - Robalo, 4 - Visgueiro, 5 - Catingosa, 6 - Pires. Modificado de Misumi (2020).

Devido ao grau de efemeridade das lagunas, sendo que algumas ficam totalmente dessecadas nos períodos de estiagem, as avaliações das assembleias encontradas foram realizadas visando uma estimativa geral da evolução paleoambiental marinha e lagunar, já que a investigação por laguna tornaria cansativa e infrutífera a interpretação.

Nos cordões arenosos, o testemunho de sondagem de 138 m de profundidade cedido para o estudo foi coletado pelo Lagesed, Departamento de Geologia/UFRJ, no âmbito do projeto Delta em parceria com a Chevron Brasil e o apoio da Coppetec/UFRJ. Esse projeto foi financiado pela Chevron Brasil, com recursos de investimento em pesquisa e desenvolvimento para petróleo, gás natural e biocombustíveis (P&D/ANP, convênio Fundação COPPETEC/IGEO 15 857).

Foram analisadas as amostras do topo até 21 m, segundo análises sedimentológicas que indicaram a provável origem marinha (Carelli et al. 2018, Vilela et al. 2016). O testemunho de sondagem do poço 2-JU-1-RJ localiza-se na área do PARNA da Restinga de Jurubatiba, município de Quissamã (coordenadas geográficas 22°11'24.42" S e 41°25'42.22" W), parte sul do CDRPS (figura 2.2). De posse de um perfil litológico, foram escolhidas e coletadas 18 amostras, em alíquotas de 1 cm, nos intervalos arenosos contendo fragmentos bioclásticos carbonáticos que apontaram para uma origem ou influência marinha. O intervalo selecionado para estudo foi de 8,0 m a 20,30 m.

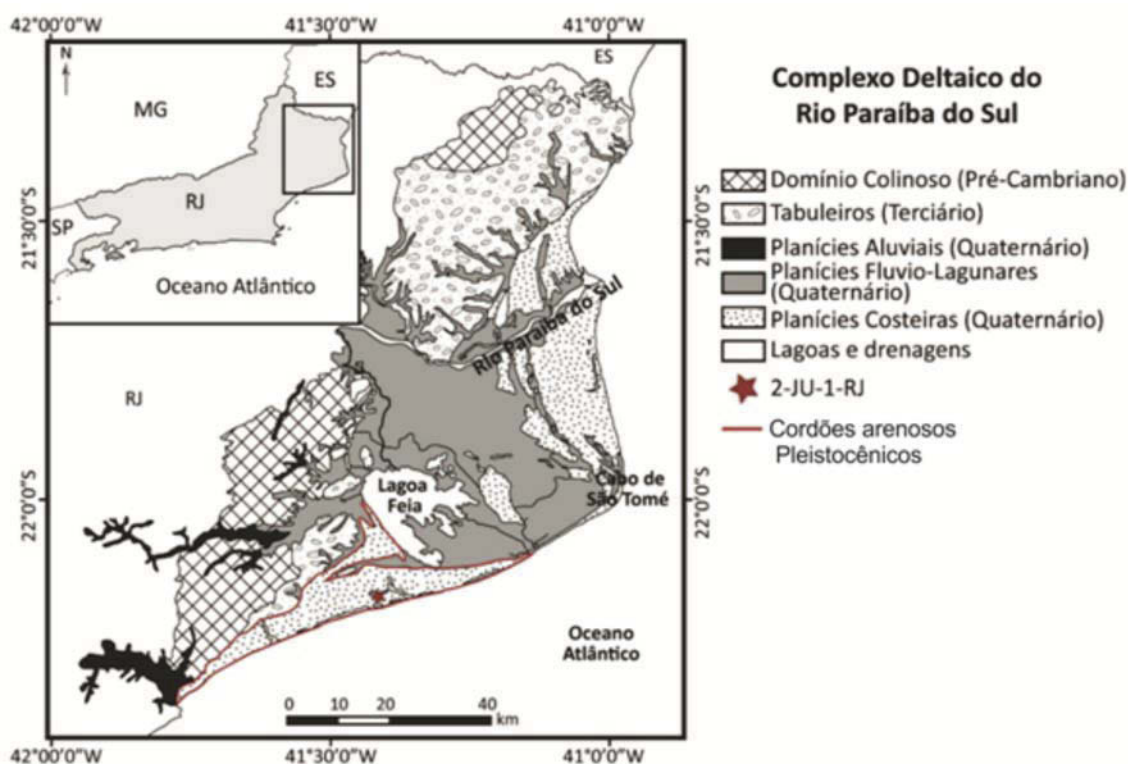


FIGURA 2.2 Mapa geomorfológico do Complexo Deltaico do Rio Paraíba do Sul e área adjacente com a posição do testemunho 2-JU-1-RJ. Modificado de Silva e Cunha (2001).

As amostras foram padronizadas em volumes de 30 cm³, lavadas em peneiras de 0,063 mm de abertura de malha e secas em estufa a 50 °C. A granulometria das amostras das lagunas foi estimada visualmente, por meio do peneiramento. A triagem dos microfósseis foi baseada em Fatela e Taborda (2002), que estabelecem a contagem mínima de 100 indivíduos por amostra em ambientes costeiros transicionais, isto é, onde as condições marinhas podem variar. Para a identificação taxonômica,

utilizaram-se os trabalhos de Loeblich e Tappan (1988) e Ellis e Messina (2014) além de bibliografia específica (Cushman 1931, 1939; Loeblich & Tappan 1992; Debenay et al. 2001).

Os estudos ecológicos foram desenvolvidos no programa PAST® (versão 2.17c) e baseados em Boltovskoy e Totalh (1985), envolvendo análises quantitativas de abundância absoluta e relativa, riqueza de espécies e dominância. As abundâncias absolutas e relativas foram analisadas para parâmetros de dominância e riqueza (S), para avaliar a variedade das espécies nas amostras. A abundância absoluta avaliou o número total de indivíduos de cada espécie em relação ao volume de sedimento por amostra. A abundância relativa foi o número proporcional de indivíduos na amostra, expressos em porcentagem. As espécies que representaram 10 % ou mais de abundância relativa foram consideradas dominantes. A riqueza considerou o número de espécies por amostra, sendo uma medida de maturidade e de estabilidade de determinado ambiente (Murray 1991, 2006).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As planilhas de resultados de abundância absoluta e relativa, dominância e riqueza nos testemunhos das lagunas encontram-se em Macedo (2017). Os resultados de datação por C^{14} nos testemunhos das lagunas (tabela 2.1) serão discutidos ao longo deste item. As datações por C^{14} no testemunho dos cordões arenosos foram realizadas em duas amostras (17,9 e 18,7 m). Os resultados das datações não foram precisos, pois extrapolaram em mais de 43 500 anos A.P. Portanto, pode-se apenas constatar que ocorreram no Pleistoceno, há mais de 40 000 anos A.P.

TABELA 2.1 Amostras datadas com C^{14} no testemunho dos cordões arenosos e nas lagunas da Restinga de Jurubatiba, RJ. AP – Antes do Presente

Testemunho	Amostra datada	Idades C^{14}	Idades C^{14} (Calibradas)
2-JU-1-RJ	18,2 e 18,7 m	43 500 anos AP	
Garças	76 cm	6 580 +/- 30 anos A.P.	7 720-7 620 cal
Visgueiro	80 cm	5 590 +/- 30 anos A.P.	6 640-6 450 cal
Visgueiro	160 cm	6 730 +/- 40 anos A.P.	7 610-7 500 cal
Pires	80 cm	7 290 +/- 30 anos A.P.	8 170-8 010 cal

2.3.1 Interpretação Paleoambiental das Lagunas

No momento da lavagem das amostras foi realizada a identificação visual dos sedimentos, não havendo a análise mais detalhada da granulometria. As lagunas podem se diferenciar em arenosas e lamosas, sendo que as assembleias de foraminíferos encontradas foram diferentes. As lagunas consideradas arenosas foram Garças, Maria Menina e Robalo, e as lagunas lamosas foram Visgueiro, Catingosa e Pires, sendo que elas se dispõem espacialmente nesta sequência. Na figura 2.1 observa-se a numeração de 1 a 6, sendo as três primeiras arenosas e as três últimas lamosas.

2.3.2 Lagunas Arenosas (Garças, Maria Menina e Robalo)

As três lagunas arenosas podem ter maior hidrodinâmica, formando assembleias instáveis e efêmeras, sujeitas a eventos meteorológicos de alta energia como ventos e ressacas (Silva et al. 2008). Os valores de abundância e de riqueza foram baixos nestas lagunas, sendo que a assembleia apresentou tecas diminutas, desgastadas e com elevado grau de fragmentação, respondendo aos padrões da deposição. Por meio da distribuição de espécies e seus valores de abundância ao longo dos testemunhos, foram caracterizadas duas biofácies nas lagunas mais arenosas: biofácies TA (*Trochammina*/aglutinantes) com a dominância de *Trochammina inflata* e também associada a outras espécies aglutinantes como *Miliammina fusca* e *Ammotium salsum*, e raros calcários; e biofácies AE (*Ammonia* spp./*Elphidium* spp.) com espécies calcárias (figura 2.3). A presença de espécies aglutinantes como *T. inflata* e *A. salsum* nas biofácies TA indica um ambiente de baixa salinidade como de estuários e manguezais (Debenay 2000; Scott et al. 2001), mas pode também indicar um ambiente transicional com variação de salinidade representativo de restingas e lagunas (Semensatto-Jr. et al. 2009, Bomfim et al. 2010, Laut et al. 2010). A biofície AE constitui-se de espécies calcárias oportunistas de ambientes costeiros (*Ammonia tepida* e *Elphidium excavatum*) e sujeitos a mudanças, em que se incluem também os ambientes de baía e de plataforma rasa (Sen Gupta e Machain-Castillo 1993, Culver e Buzas 1995).

Ao longo dos testemunhos das lagunas arenosas houve uma alternância das biofácies AE (maior influência marinha) e TA (menor influência marinha), além de intervalos estéreis significando maior hidrodinâmica. A variação de um ambiente com mais influência marinha na base, para um ambiente lagunar mais confinado no topo pode sugerir um recuo do nível do mar. No entanto, é preciso considerar as condições de instabilidade mostradas por intervalos estéreis para foraminíferos entre essas biofácies, tornando especulativa a inferência acima. Percebe-se na laguna Robalo um pequeno intervalo na base com a biofície TA seguida de um intervalo estéril. A alternância dessas duas biofácies nas lagunas arenosas representa bem a instabilidade ambiental nessas lagunas, influenciadas por fenômenos meteorológicos instáveis e oscilações de marés que podem alterar os valores de salinidade que, por sua vez, influem na constituição das assembleias.

2.3.3 Lagunas Lamosas (Visgueiro, Catingosa e Pires)

As três lagunas com granulometria lamosa foram abundantes em foraminíferos e com maior riqueza específica do que as arenosas. A abundância de foraminíferos é inversamente proporcional ao tamanho dos grãos dos sedimentos, ou seja, sedimentos mais finos propiciam a proliferação desses organismos (Boltovskoy e Wright 1976). Tecas piritizadas foram encontradas em algumas amostras, principalmente da base ao meio dos testemunhos, sendo esta piritização usual nos sedimentos lamosos com conteúdo orgânico.

Foram caracterizadas duas biofácies nos testemunhos das lagunas lamosas (figura 2.4) conforme suas espécies e seus valores de abundância: biofácies AEH (*Ammonia* spp./*Elphidium* spp./*Haynesina germanica*) e biofácies AA (*A. tepida*/*Ammonia parkinsoniana*). A biofície AEH caracteriza-se pela associação *Ammonia-Elphidium-Haynesina* e espécies associadas (menos abundantes) distribuídas ao longo dos testemunhos, desde a base até quase o topo. *Haynesina germanica* é típica de ambientes transicionais (Debenay et al. 1998, Semensatto-Jr. et al. 2009). Outras espécies encontradas são de ambientes costeiros pertencentes aos gêneros *Bolivina*, *Buliminella* e *Elphidium*, e ainda espécies indicadoras de influência marinha tais como *Pararotalia cananeiaensis*, *Rosalina williamsoni* e *Globocassidulina subglobosa* (Debenay et al. 2001, Eichler et al. 2012). *Globocassidulina subglobosa* é relacionada a ambientes de alta energia (Mackensen et al. 1995), sendo associada Corrente do Brasil (Boltovskoy 1980) ou Corrente Subtropical – STSW (Eichler et al. 2012).

A biofície AA constitui-se pela alta dominância de *A. tepida* e *A. parkinsoniana*, e raras espécies calcárias, constituindo as amostras mais próximas ao topo dos três testemunhos. A diminuição da riqueza, a diversidade de espécies e alta dominância de *Ammonia* spp. na biofície AA indicam condições instáveis, propícias a espécies oportunistas, provavelmente registrando momentos de fechamento das lagunas no topo.

A sucessão das biofícies dos testemunhos mostra a alternância de ambiente com alta influência marinha até quase o topo, com a biofície AEH, até um ambiente mais proximal representado pela biofície AA, de espécies oportunistas, que podem sugerir um ambiente instável de baixa influência marinha (figura 2.4). A alta ocorrência de espécies marinhas nas amostras abaixo do topo e mais profundas pode inferir um nível do mar mais alto e, possivelmente, pode ter havido uma conectividade das lagunas no passado.

2.3.4 Integração das Lagunas Arenosas e Lamosas

Deve-se considerar que existe uma grande instabilidade nos depósitos e condições prováveis de retrabalhamento que provocam mistura de tecas antigas e novas. Ao mesmo tempo, devido ao curto ciclo de vida dos foraminíferos, suas assembleias podem se alternar adaptando-se rapidamente a mudanças ambientais. Deste modo, as assembleias de foraminíferos poderiam testemunhar um grau de efemeridade das lagunas, considerando-se episódios de não deposição, hiatos e variação nas taxas de deposição dos sedimentos. Na laguna Robalo houve um intervalo um pouco acima do meio até logo abaixo do topo, em que as areias estão misturadas à lama, porém optou-se por considerá-la no grupo das arenosas devido à predominância das areias e à biofícies encontrada.

Nas lagunas arenosas, dois testemunhos tiveram 1,60 m de comprimento (Maria Menina e Robalo) e o mais curto (Garças), 0,80 m, sendo datado na base, isto é, a 0,80 m de profundidade, em 7 720-7 620 anos de idade calibrada (figura 2.3). Segundo Martin et al. (1997) e Castro et al. (2014), houve um período de regressão há mais de 7 000 anos A.P. Há cerca de 5 000 anos A.P., houve um período transgressivo seguido de uma queda lenta no nível relativo do mar em direção ao presente, sujeita a oscilações (Martin et al. 1993). A datação na laguna Garças ocorreu em bioclastos e sedimentos de amostra estéril para foraminíferos. Ao se correlacionar os três testemunhos arenosos, observa-se a alternância das biofícies AE para a TA em direção ao topo, indicando uma diminuição das condições marinhas, e ainda intervalos com ausência de foraminíferos, o que pode significar instabilidade dos depósitos, que impediu a instalação ou a deposição da assembleia (figura 2.3). A alternância das biofícies representa a passagem de um ambiente lagunar mais aberto para um mais fechado ou restrito. A instabilidade dos depósitos persistiu desde o início do Holoceno ou Pleistoceno final, pois na laguna Robalo houve um pequeno intervalo na base com a biofície TA, que logo deu lugar à biofície AE (figura 2.3).

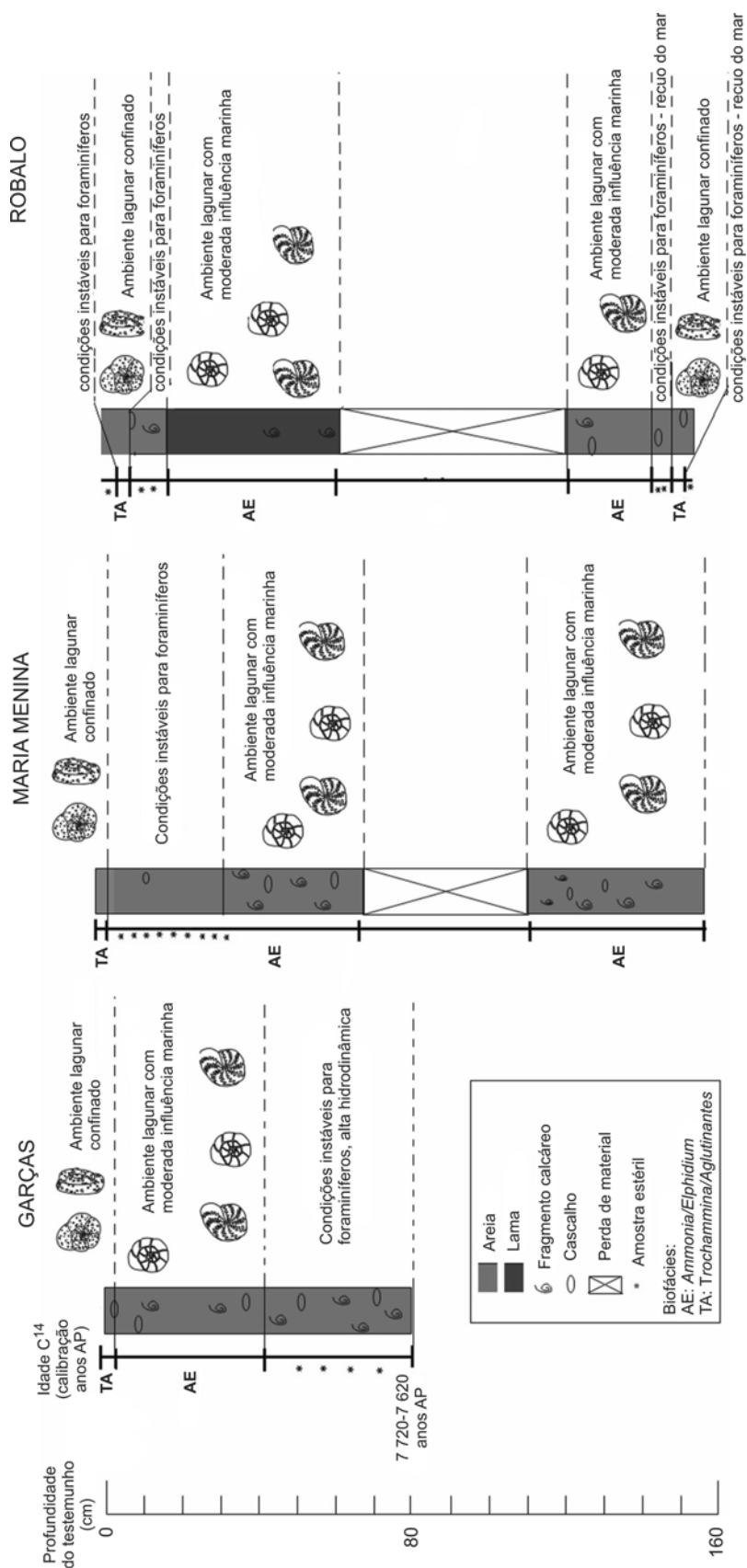


FIGURA 2.3 Interpretação paleoambiental com base nas biofácies das lagunas Garças, Maria Menina e Robalo (arenosas), na Restinga de Jurubatiba, RJ.

Nas lagunas lamosas, dois testemunhos tiveram, igualmente, 1,60 m de comprimento (Visgueiro e Catingosa), e o mais curto (Pires), 0,80 m de comprimento, sendo dois datados (figura 2.4), um na base (Pires) e outro na base e no meio (Visgueiro). Nos testemunhos pode ter ocorrido variação nas taxas de sedimentação ou episódios de não deposição no testemunho mais curto, que é mais antigo. Ao se correlacionar os três testemunhos lamosos, observa-se a biofície AEH desde a base até quase o topo, sendo substituída pela biofície AA, portanto, a presença de um ambiente marinho, e no final (topo) passando a mais proximal ou instável com menor influência marinha. A datação mais antiga corresponde a um período de regressão marinha (8 170-8 010 anos de idade calibrada), segundo Martin et al. (1997) e Castro et al. (2014). Estes autores interpretam um período de regressão há mais de 7 000 anos A.P., como já descrito acima. Considerando a interpretação da biofície AEH, de influência marinha a partir da base dos testemunhos, pode-se inferir a passagem para condições de um estuário/baía em um período transgressivo a partir de 7 000 anos A.P. (figura 2.4). As datações estão dentro de um período de transgressão marinha holocênica como observado também na base de um testemunho da Lagoa Comprida (147-149 cm), também na Restinga de Jurubatiba, por Pires (2015).

Ao se comparar as biofácies das lagunas arenosas com as biofácies das lagunas lamosas, percebe-se a instabilidade dos depósitos das arenosas, com alta hidrodinâmica, aliada a um ambiente mais raso, lagunar, diferentemente das lamosas, que apresentam condições mais marinhas. No entanto, devido à proximidade das lagunas arenosas e lamosas, é temerário interpretar o ambiente considerando apenas os períodos de oscilação marinha. O que se pode afirmar nas seis lagunas é uma tendência de restrição ou de diminuição das condições marinhas em direção ao topo, o que poderia significar um recuo do nível relativo do mar. Nas lagunas Pires (0 cm) e Robalo (20 a 0 cm) atualmente está ocorrendo um aumento na hidrodinâmica, que pode ser gerado por leques de transposição ou *washover*.

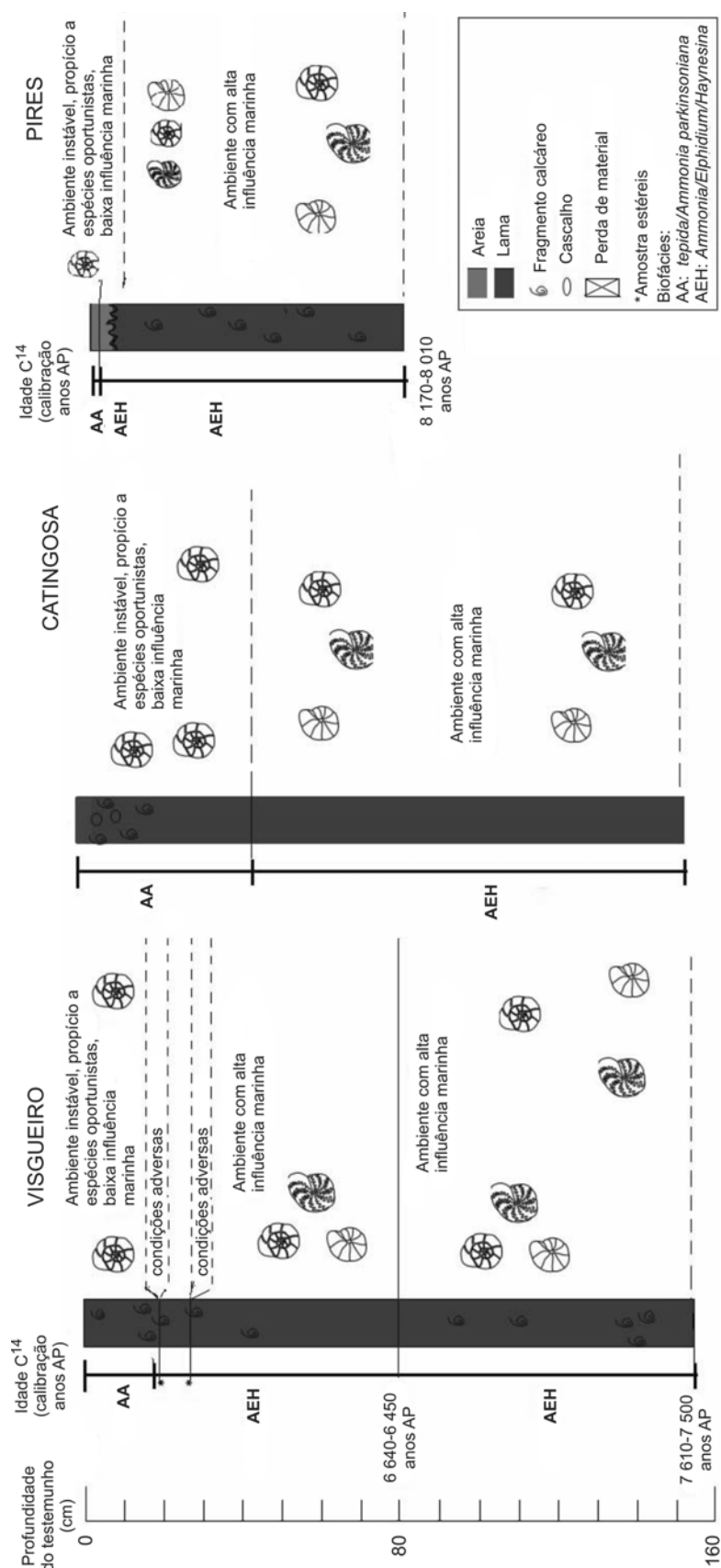


FIGURA 2.4 Interpretação paleoambiental com base nas biofácies das lagoas Visgueiro, Catingosa e Pires (lamosas), na Restinga de Jurubatiba, RJ.

2.3.5 Resultados e Interpretação Paleoambiental nos Cordões Arenosos

A descrição litológica do testemunho estudado nos cordões encontra-se em Vilela et al. (2016), sendo que a parte analisada, que corresponde ao topo do testemunho, contém areias finas quartzosas e areias bioclásticas. Não foi possível correlacionar os resultados dos cordões arenosos com os das lagunas devido à origem pleistocênica dos cordões arenosos e holocênica das lagunas, como proposto na literatura anteriormente citada (Carelli et al. 2018) e comprovado pelas datações realizadas. No entanto, ao comparar a assembleia de foraminíferos encontrada no testemunho dos cordões arenosos com as biofácies caracterizadas nas lagunas, foi possível constatar uma alta influência marinha e condições lagunares, parálicas ou estuarinas nos cordões arenosos, associadas à ingressão e à regressão marinhas, respectivamente.

Nos intervalos com conteúdo micropaleontológico de 8,0 m a 20,30 m, foram identificadas 48 espécies distribuídas em 20 gêneros. As assembleias apresentaram tecas diminutas (nanismo), sinais de desgaste e altos índices de fragmentação, por vezes impossibilitando a identificação de algumas espécies. A microfauna associada presente no intervalo analisado constitui-se de fragmentos de conchas, bivalvíos, gastrópodes, espinhos de equinóides e espículas de esponjas marinhas, que comprovam a origem marinha dos depósitos.

Os valores de dominância foram altos, destacando-se a dominância de *Ammonia tepida*, *Rosalina williamsoni* e *Pararotalia cananeiaensis* (figuras 2.5 e tabela 2.2), e a rara ocorrência de outras espécies dos gêneros *Bolivina*, *Bulimina*, *Cassidulina*, *Cibicides*, *Elphidium*, *Globocassidulina*, *Nonion*, *Nonionella*, *Pseudononion*, *Quinqueloculina*, *Textularia*, *Triloculina* e *Weisnerella* (tabela 2.2). *Rosalina williamsoni* e *P. cananeiaensis* são espécies tipicamente marinhas (salinidade em torno de 35), e bioindicadoras de influência marinha em ambientes costeiros (Boltovskoy et al. 1980, Corliss 1991, Debenay et al. 2001, Burone e PiresVanin 2006, Debenay et al. 2006). Na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Macedo et al. 2013, Vilela et al. 2014) e na Baía de Vitória, Espírito Santo (Bastos et al. 2010), a presença de *P. cananeiaensis*, *Pseudononion japonicum* e *G. subglobosa* foi listada como indicativa de ambiente marinho. A dominância de *R. williamsoni* e *P. cananeiaensis* no estudo demonstrou a alta influência marinha nos intervalos de 18,2 a 18,7 m, havendo picos de abundância que coincidem com aumentos na riqueza (figura 2.5). A ocorrência de *A. tepida* acompanha a distribuição das espécies acima, mas trata-se de uma espécie cosmopolita, tolerante às variações de salinidade, oportunista também em ambientes sob estresse e confinados, como a Baía de Guanabara e a Lagoa Maricá, RJ (Santos et al. 2007, Bomfim et al. 2010, Vilela et al. 2004, 2011, 2014). A dominância dessa espécie oportunista confirma condições de mudanças ou instabilidade ambiental.

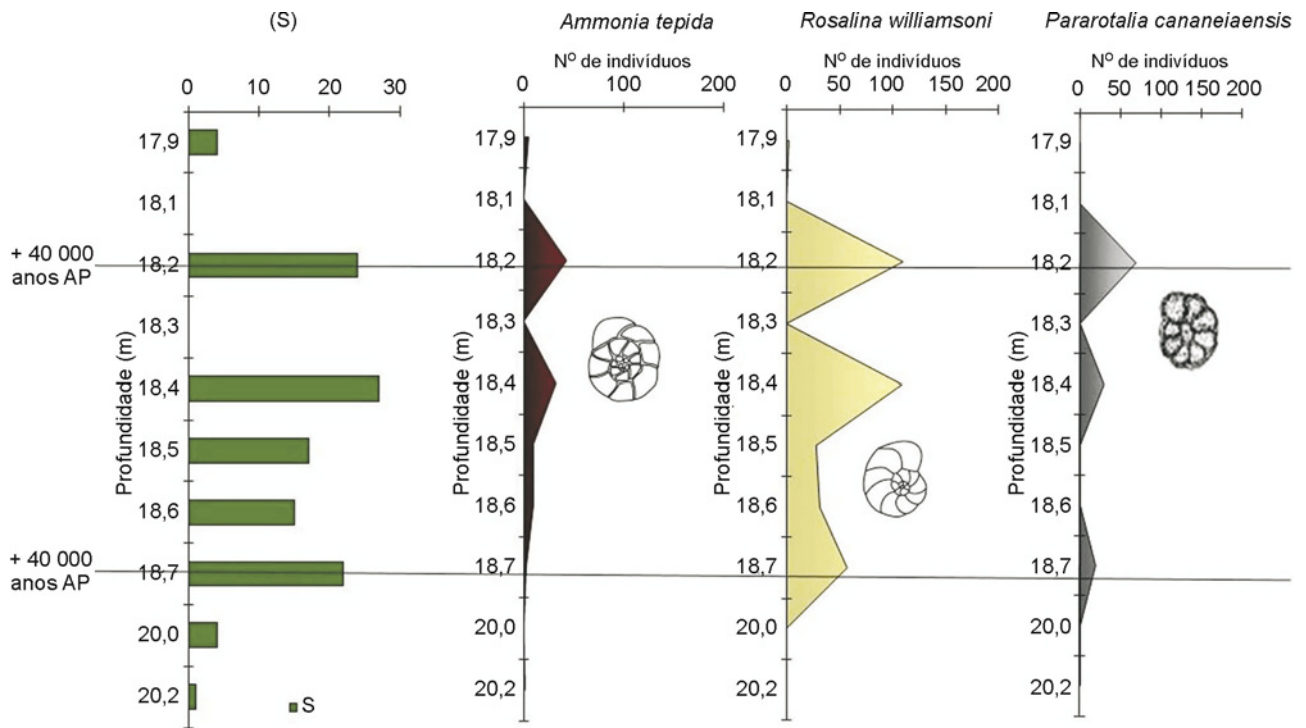


FIGURA 2.5 Riqueza de espécies (S) e espécies dominantes ao longo do intervalo de 17,9 m a 20,2 m do testemunho dos cordões arenosos, 2-JU-1-RJ, na Restinga de Jurubatiba, RJ. Idades por C14 nos intervalos foram assinaladas, sendo que extrapolaram o limite do método.

TABELA 2.2 Abundância absoluta (A. Abs) e abundância relativa (A. Rel) de foraminíferos por amostra, no testemunho dos cordões arenosos 2-JU-1-RJ, Restinga de Jurubatiba, RJ. Note em negrito a abundância relativa das espécies dominantes. As amostras 11,4 m; 15,6 m; 17,0 m; 17,2 m; 17,4 m; 17,6 m; 17,8 m; 18,0 m; 18,1 m; 18,3 m foram estéreis em foraminíferos

Espécies	17,9 m		18,2 m		18,4 m		18,5 m		18,6 m		18,7 m		20 m		20,2 m	
	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %
<i>Ammonia tepida</i>	5	50,0	43	15,0	32	13,3	10	18,0	0	14,0	2	2,0	—	—	1	100
<i>A. parkinsoniana</i>	2	20,0	—	—	4	1,7	—	—	1	1,6	—	—	1	20,0	—	—
<i>Ammonia</i> sp.	—	—	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	1	20,0	—	—
<i>Bolivina lowmani</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	5	4,0	—	—	—	—
<i>B. ordinaria</i>	—	—	—	—	—	—	2	3,6	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Bolivina</i> sp.	—	—	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>B. striatula</i>	—	—	1	0,4	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>B. sphaatulata</i>	—	—	2	0,7	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>B. translucens</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,6	1	1,0	—	—	—	—
<i>Buccella peruviana</i>	—	—	6	0,2	1	0,4	—	—	1	1,6	1	1,0	—	—	—	—
<i>Bulimina patagonica</i>	—	—	—	—	—	—	1	1,8	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Buliminella elegantissima</i>	—	—	—	—	4	1,6	—	—	—	—	2	2,0	—	—	—	—
<i>Cassidulina minuta</i>	—	—	—	—	2	0,8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Cassidulina</i> sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>Cibicides pseudoungeriana</i>	—	—	1	0,4	5	2,1	1	1,8	—	—	3	3,0	—	—	—	—
<i>C. concentricus</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,6	—	—	—	—	—	—
<i>C. lobatulus</i>	—	—	—	—	—	—	1	1,8	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Cibicides</i> sp. 1	—	—	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Discorbis floridensis</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>D. williamsoni</i>	2	20,0	110	40,0	109	45,2	28	51,0	31	48,0	57	50,0	—	—	—	—
<i>Elphidium discoidale</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,6	—	—	—	—	—	—
<i>E. excavatum</i>	—	—	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Elphidium</i> sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,6	—	—	—	—	—	—
<i>E. poeyanum</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,6	1	1,0	—	—	—	—
<i>Globocassidulina subglobosa</i>	—	—	9	3,2	5	2,8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Miliolinella subrotunda</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>Nonion depressulum</i>	—	—	1	0,4	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Nonion</i> sp. 1	—	—	—	—	1	0,4	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>Nonion</i> sp.	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Nonionella</i> sp.	—	—	2	0,7	—	—	1	1,8	2	3,1	—	—	—	—	—	—
<i>Pararotalia cananeaensis</i>	—	—	70	25,0	30	12,4	—	—	1	1,6	19	17,0	—	—	—	—
Planctônicos	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Continua...

TABELA 2.2 Abundância absoluta (A. Abs) e abundância relativa (A. Rel) de foraminíferos por amostra, no testemunho dos cordões arenosos 2-JU-1-RJ, Restinga de Jurubatiba, RJ. Note em negrito a abundância relativa das espécies dominantes. As amostras 11,4 m; 15,6 m; 17,0 m; 17,2 m; 17,4 m; 17,6 m; 17,8 m; 18,0 m; 18,1 m; 18,3 m foram estéreis em foraminíferos (continuação)

Espécies	17,9 m		18,2 m		18,4 m		18,5 m		18,6 m		18,7 m		20 m		20,2 m	
	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %	A Abs.	A. Rel %
<i>Pseudononion grateloupi</i>	—	—	—	—	—	—	1	1,8	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>P. atlanticum</i>	—	—	2	0,7	—	—	1	1,8	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>P. cuevanensis</i>	—	—	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Pseudononion</i> sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	20,0	—	—
<i>Quinqueloculina atlantica</i>	—	—	—	—	—	—	1	1,8	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Q. agglutinans</i>	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Q. lamarkiana</i>	—	—	—	—	10	4,2	1	1,8	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Q. moynansii</i>	—	—	12	4,3	15	6,2	1	1,8	4	6,3	11	10,0	—	—	—	—
<i>Q. bosciiana</i>	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Q. poeyana</i>	—	—	2	0,7	2	0,8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Q. milleti</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>Q. polygona</i>	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Q. laevigata</i>	—	—	—	—	—	—	1	1,8	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Q. seminulum</i>	—	—	—	—	2	0,8	—	—	3	4,7	—	—	2	40,0	—	—
<i>Quinqueloculina</i> sp. 1	—	—	2	0,7	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Quinqueloculina</i> sp.	—	—	—	—	—	—	1	1,8	1	1,6	1	1,0	—	—	—	—
<i>Q. subrotunda</i>	—	—	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Rosalina floridana</i>	—	—	2	0,7	—	—	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>Spirulina vivipara</i>	—	—	1	0,4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Textularia candeiana</i>	—	—	2	0,7	—	—	1	1,8	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>T. agglutinans</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>T. gramen</i>	—	—	—	—	—	—	1	1,8	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Textularia</i> sp.	—	—	—	—	—	—	2	3,6	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>Triloculina laevigata</i>	—	—	4	1,5	3	1,2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>T. subrotunda</i>	—	—	—	—	3	1,2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Triloculina</i> sp.	—	—	—	—	3	1,2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>T. suborbicularis</i>	—	—	—	—	1	0,1	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>T. trigonula</i>	—	—	—	—	1	0,4	—	—	—	—	1	1,0	—	—	—	—
<i>Wiesnerella auriculata</i>	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Espécies indeterminadas	—	10,0	1	0,4	—	—	—	—	6	4,4	—	—	—	—	—	—
Total por amostra	10	100,0	278	100,0	241	100,0	55	100,0	64	100,0	114	100,0	5	100,0	1	100,0

A ocorrência de espécies raras, isto é, representadas por poucos indivíduos nas amostras mais abundantes, confirma condições marinhas e, em alguns casos, a presença de correntes de águas frias. *Buccella peruviana*, presente nos intervalos de maior riqueza e de abundância, possui origem nerítica de águas da província Argentina, corrente das Malvinas ou Águas Subantárticas (SASW) (Boltovskoy et al. 1980). Essa corrente é caracterizada por baixas temperaturas e salinidade, e migra do sul da costa Argentina para o norte, sofrendo confluência com correntes no sul do Brasil. Segundo Stramma e England (1999), na área de confluência, a Corrente do Sul Atlântica (CSA) é formada e esta pode alcançar até Cabo Frio e Cabo de São Tomé (RJ) (Boltovskoy 1966, Boltovskoy e Wright 1976, Boltovskoy et al. 1980). *Buccella peruviana* é registrada também na Baía de Guanabara e em Cabo Frio, RJ (Stevenson et al. 1998, Macedo et al. 2013, Guedes et al. 2015). No presente estudo, *B. peruviana* foi observada em baixa abundância e frequência, provavelmente tendo sido levada por transporte passivo por meio de correntes costeiras, como em outras regiões mais ao sul (Eichler et al. 2008).

G. subglobosa é relacionada a ambientes de alta energia (Mackensen et al. 1995), arenosos e com alta disponibilidade de oxigênio (Schmiedl et al. 1997). Essa espécie é associada à Corrente do Brasil (Boltovskoy et al. 1980), ou Água Subtropical de Plataforma – STSW (Eichler et al. 2008, 2012).

Os gêneros *Quinqueloculina*, *Miliolinella*, *Cibicides*, *Nonion*, *Nonionella* e *Pseudononion* são registrados em ambientes marinhos de plataforma (Boltovskoy et al. 1980, Stevenson et al. 1998, Murray 1991, 2006) e algumas espécies desses gêneros são observadas com frequência também em ambientes costeiros. Elas ocorrem, muitas vezes, como alóctones, quando transportadas para ambientes costeiros. *Quinqueloculina lamarckiana*, *Q. seminulum*, *P. japonicum* e *Cibicides pseudoungerianus* são registradas ao longo de regiões marinhas brasileiras (Vilela 1995, Araújo e Araújo 2010, Vieira et al. 2015, Figueiredo et al. 2011, Vilela et al. 2019) e regiões costeiras (Debenay et al. 1998, 2006, Vilela et al. 2014, Martins et al. 2016).

As tecas quebradas em abundância refletem a presença de ondas e alta energia de marés de regiões costeiras (Wetmore 1987, Parsons e Brett 1991). A ocorrência de tecas quebradas em todas as amostras pode inferir a influência de ondas e dinâmicas de maré alta, que possivelmente geraram a instabilidade refletida pela alta dominância de *A. tepida* junto às espécies *R. williamsoni* e *P. cana-neiaensis*, que são tipicamente marinhas. O tamanho diminuto das tecas presentes em todas as amostras é registrado em alguns trabalhos como reflexo das condições ambientais instáveis (Perez-Cruz e Machain-Castilho 1990, Yanko et al. 1994, Samir e El-Din 2001). Pode-se inferir que, durante os processos de deposição dos cordões arenosos, o ingresso de águas marinhas nesse ambiente proximal ocorreu durante um curto período no Pleistoceno final. Espécies indicadoras de influência marinha em ambiente costeiro são dominantes nas amostras. A ocorrência de espécies de plataforma com características de águas frias sugere condições de transporte atestado pelo desgaste, quebra e tamanho diminuto das tecas. Essas condições podem ter sido causadas por eventos de tempestade e correntes de maré, as quais transportaram típicas espécies marinhas que sofreram quebra e desgaste.

As datações com radiocarbono não foram precisas (acima de 40 000 anos A.P.), entretanto, considerando o processo de instabilidade demonstrado pela assembleia de foraminíferos, possivelmente o registro do sedimento marinho pode ter ocorrido após a penúltima transgressão marinha do Pleistoceno, há 123 000 anos A.P. (Martin et al. 1993, Martin et al. 1997), em um período de alta oscilação do nível do mar (Gasparini et al. 2020).

Gasparini e Vilela (2017) e Silveira e Vilela (2018) analisaram dois testemunhos no CDRPS, em que as biofácies de foraminíferos, por meio da sucessão paleoambiental, confirmaram a origem marinha das fácies sedimentares previamente caracterizadas nesses testemunhos (Plantz 2017, Carelli et al. 2018). As autoras acima observaram nos intervalos de origem marinha, situados no topo dos

A comparação do testemunho dos cordões arenosos, analisado no presente trabalho (2- JU-1-RJ) com os citados acima, sugere a ocorrência de uma variação sensível nas assembleias e na caracterização dos espécimes e um empobrecimento da microfauna. Os indivíduos são pequenos, quebrados, esparsos em apenas um pequeno intervalo da amostragem, praticamente de 2 m, podendo-se inferir que havia uma distinção entre os ambientes de deposição, se os depósitos tivessem sido concomitantes. De fato, a posição geográfica do testemunho é bem próxima das lagunas de Jurubatiba aqui investigadas, enquanto os outros testemunhos localizam-se em posição continental atual, a leste da Lagoa Feia. Deste modo, pode-se observar que apenas os intervalos 18,2 e 18,4 m foram abundantes, comparados às outras amostras, com 278 e 241 indivíduos, respectivamente. A riqueza de espécies variou de uma a 27, sendo maior nas amostras 18,2 m (24 espécies), 18,4 m (27 espécies) e 18,7 m (22 espécies). Espécies marinhas inferiram uma ingressão marinha, com espécies de plataforma possivelmente comparáveis à biofácies ABP, descrita por Gasparini e Vilela (2017), Siveira e Vilela (2018) e Gasparini et al. (2020) (figura 2.6), que representa plataforma interna.

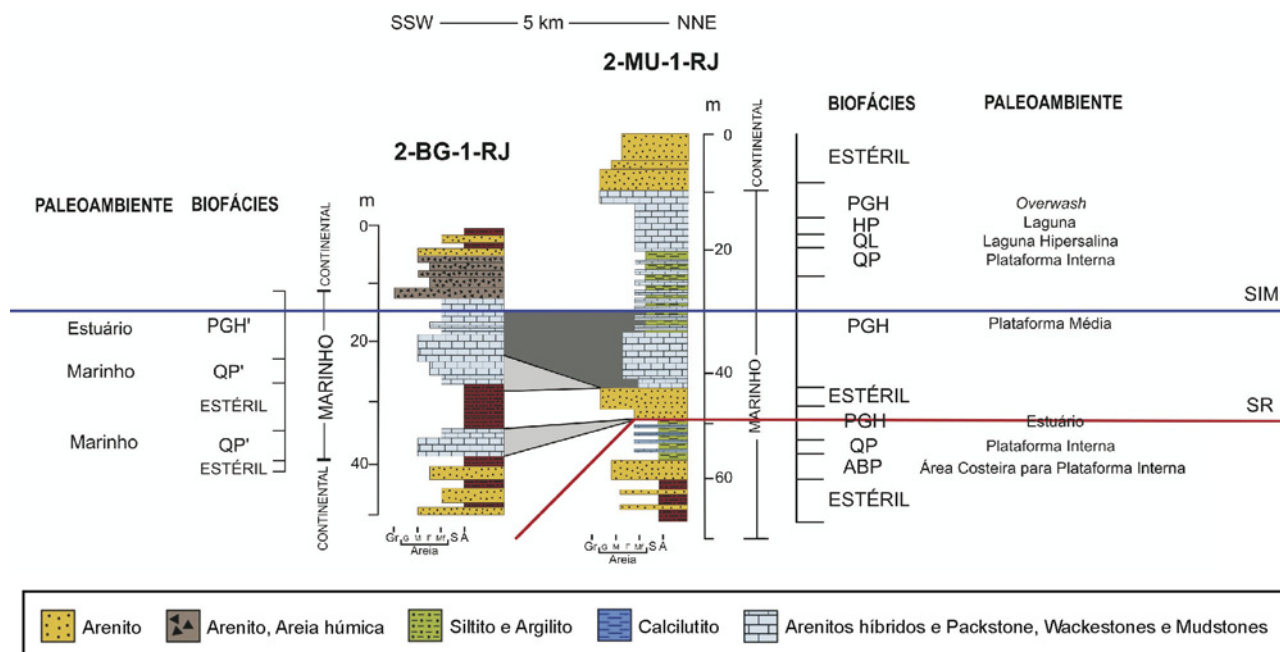


FIGURA 2.6 Correlação esquemática entre dois testemunhos (2-MU-1-RJ e 2-BG-1-RJ) com as biofácies (iniciais maiúsculas) e interpretações paleoambientais, no Complexo Deltaico do Rio Paraíba do Sul, RJ. SIM – superfície de inundação máxima; SR – superfície regressiva. Modificado de Gasparini et al. (2020), onde as biofácies estão descritas.

2.4 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Deve-se considerar um grau de efemeridade das lagunas e a instabilidade dos depósitos, considerando-se episódios de não deposição, hiatos e variação nas taxas de deposição dos sedimentos com intervalos de ausência de foraminíferos, principalmente nas lagunas arenosas. Nestas lagunas, a microfaua de tecas quebradas e pequenas, baixa abundância e riqueza demonstrou bem as condições instáveis. A alternância das biofácies AE para TA em direção ao topo representa a passagem de um ambiente lagunar mais aberto para um mais fechado ou confinado, diminuindo a influência marinha.

Nas lagunas lamosas, a composição granulométrica foi determinante na distribuição de foraminíferos, sendo constatada maior estabilidade ambiental, refletida na maior abundância e riqueza. As assembleias refletiram condições pretéritas sob forte influência marinha (biofície AEH), provavelmente ambiente estuarino/baía, seguido de baixa influência e fechamento das lagunas (biofície AA).

Apesar das distintas biofácies caracterizadas nos testemunhos das lagunas arenosas e lamosas, evidenciou-se uma tendência de restrição ou diminuição das condições marinhas em direção ao topo. As datações estão dentro de um período de transgressão marinha holocênica após um período de regressão até 7 000 anos A.P. Pode-se interpretar nessas lagunas episódios de ingressão marinha seguidos de recuo do mar, diminuindo as condições marinhas para confinamento em direção ao presente.

Durante os processos de deposição dos cordões arenosos investigados no testemunho 2-JU-1-RJ, pode-se sugerir uma ingressão marinha em ambiente proximal, que ocorreu durante um curto período no Pleistoceno final. Existem espécies indicadoras de influência marinha em ambiente costeiro (*R. williamsoni* e *P. canaeiaensis*) e a ocorrência de espécies de plataforma (*Q. lamarckiana*, *P. japonicum*, *C. pseudoungerianus*) e com características de águas frias (*B. peruviana*). O tamanho diminuto das tecas, muitas quebradas e desgastadas, infere condições de transporte. Essas condições podem ter sido causadas por eventos de tempestade e correntes de maré, as quais transportaram típicas espécies marinhas que sofreram quebra e desgaste.

Tanto nas lagunas, no Holoceno, como nos cordões arenosos, no Pleistoceno, observou-se uma tendência ao recuo do nível do mar em direção ao presente, isto é, em direção ao topo dos testemunhos, sendo esses resultados importantes como contribuição para uma modelagem dos depósitos sedimentares no Quaternário.

A relevância do presente estudo pode ser destacada tanto na área científica, pela contribuição ao conhecimento geológico da região da Restinga de Jurubatiba, quanto na preservação ambiental de uma região bastante frágil, que poderia ser facilmente degradada pela ocupação desordenada. Parcialmente inseridos no PARNA da Restinga de Jurubatiba, o sistema lagunar e os cordões arenosos do Norte Fluminense guardam informações preciosas sobre a transição marinho-terrestre no passado, ainda em estudo, e de grande importância ecológica e paleoecológica para a reconstituição do Complexo Deltaico do Rio Paraíba do Sul, parte emersa da Bacia de Campos.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi desenvolvido no MicroCentro, Laboratório de Análises Micropaleontológica, Departamento de Geologia da UFRJ, com o apoio do CNPq e da FAPERJ (Proc. 260003/015025/2021). Uma bolsa de doutorado foi concedida à segunda autora pela CAPES. O Projeto PELD, edital MCTI/CNPq/FAPs nº 34/2012, coordenado pelo Prof. Dr. Francisco de Assis Esteves/UFRJ, forneceu subsídios para trabalhos de campo e datação. O Lagesed/UFRJ e o Prof. Leonardo Borghi/UFRJ cederam as amostras do testemunho de sondagem dos cordões arenosos. As autoras agradecem ao Prof. Cleverson Guizan Silva/UFF pelas coletas de amostras nas lagunas, à doutoranda Sarah Pereira Gasparini/MicroCentro, UFRJ, pela ajuda na edição das figuras, e ao anônimo revisor do manuscrito, pelas sugestões para o incremento do trabalho.

REFERÊNCIAS

- Alve, E. 1990. Variation in estuarine foraminiferal biofacies with diminishing oxygen conditions in Drammensfjord, SE Norway. – In: Hemleben, C., Kaminski, M. A., Kuhnt, W. e Scott, D. B. (eds.), *Paleoecology, Biostratigraphy, Paleoceanography and Taxonomy of Agglutinated Foraminifera*. Kluwer, pp. 661-694.
- Araújo, D. S. D. et al. 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. – In: Esteves, F. A & Lacerda L. D. (eds.). *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. UFRJ, pp. 39-62.
- Araújo, T. M. F. e Araújo, H. A. B. 2010. Assembleias de foraminíferos dos sedimentos superficiais da plataforma continental e talude superior do norte da Bahia. – *Rev. Geol.* 23: 116-134.
- Bastos, A. C. et al. 2010. Mid-to Late-Holocene estuarine infilling processes studied by radiocarbon dates, high resolution seismic and biofacies at Vitoria Bay, Espírito Santo, Southeastern Brazil. – *An. Acad. Brasil. Ciên.* 82: 761-770.
- Boltovskoy, E. e Totah, V. 1985. Diversity, similarity and dominance in benthic foraminiferal fauna along one transect of the Argentine shelf. – *Rev. Micropaleontol.* 28: 23-31.
- Boltovskoy, E. e Wright, R. 1976. *Recent Foraminifera*. – Dr. W. Junk b.v., Publishers, The Hague.
- Boltovskoy, E. 1966. La zona de convergencia subtropical/ subantártica en el Océano Atlántico (parte occidental): un estudio en base a la investigación de foraminíferos indicadores. – Buenos Aires, Secretaria de Marina, Servicio de Hidrografía Naval.
- Boltovskoy, E. et al. 1980. *Atlas of benthic shelf foraminifera of the southwest Atlantic*. – Dr. W. Junk by publishers The Hague.
- Bomfim, C. S. et al. 2010. Foraminíferos Bentônicos em Sedimentos de Fundo da Lagoa de Maricá, Estado do Rio de Janeiro. – *Anu. Instit. Geoc.* 33: 9-19.
- Burone, L. e Pires-Vanin, A. M. S. 2006. Foraminiferal assemblages in Ubatuba bay, South-Eastern Brazilian Coast. – *Sci. Mar.* 70: 203-217.
- Caliman, A. et al. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. – *Brazil. J. Biol.* 70: 803-814.
- Carelli, T. G. et al. 2018. Facies and paleoenvironments in Paraíba do Sul Deltaic Complex Area, North of Rio de Janeiro State, Brazil. – *J. S. Am. Earth Sci.* <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2018.07.005>.
- Castro, J. W. A. et al. 2014. Sea-level fluctuations and coastal evolution in the State of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. – *An. Acad. Brasil. Ciên.* 86(2): 671-683.
- Cearreta, A. et al. 2002. Environmental transformation of the Bilbao estuary, N. Spain: microfaunal and geochemical proxies in the recent sedimentary record. – *Mar. Poll. Bull.* 44: 487-503. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00261-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00261-2)
- Corliss, B. H. 1991. Morphology and micro-habitat preferences of benthic foraminifera from the northwest Atlantic Ocean. – *Mar. Micropaleontol.* 17: 236.
- Culver, S. J. e Buzas, M. A. 1995. The effect of anthropogenic habitat disturbance, habitat destruction, and global warming on shallow marine benthic foraminifera. – *J. Foraminiferal Res.* 25: 204-211. <http://dx.doi.org/10.2113/gsjfr.25.3.204>.

- Cushman, J. A. 1939. A monograph of the foraminiferal family Nonionidae. Geological Survey. Prof. Paper US 191.
- Cushman, J. A. 1931. The foraminifera of the Atlantic Ocean. United States National Museum, Washington, D.C., Part.8. – Bull. 104: 1-179.
- Debenay, J. P. et al. 1998. Water stratification in coastal lagoons: its influence on foraminiferal assemblages in two Brazilian lagoons. – Mar. Micropaleontol. 35: 67-89.
- Debenay, J. P. et al. 2001. *Pararotalia cananeiaensis* n. sp. indicator of marine influence and water circulation in Brazilian coastal and paralic environmental. – J. Foraminiferal Res. 31: 152-163.
- Debenay, J. P. et al. 2006. Spatiotemporal distribution of benthic foraminifera in relation to estuarine dynamics (Vie estuary, Vendée, W France). – Estuar. Coast. Shelf Sci. 67: 181-197. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.014>
- Debenay, J. P. 2000. Foraminifers of paralic tropical environments. – Micropaleontol. 46: 153-160.
- Dominguez J. M. L. et al. 1981. Esquema evolutivo da sedimentação quaternária nas feições deltaicas dos rios São Francisco (Se/Al), Jequitinhonha (Ba), Doce (ES), e Paraíba do Sul (RJ). Rev. Bras. Geoc. 11: 227-237.
- Eichler, P. P. B. et al. 2008. Benthic foraminiferal assemblages of the South Brazil: Relationship to water masses and nutrient distributions. – Cont. Shelf Res. 28: 1674-1686. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.10.012>
- Eichler, P. P. B. et al. 2012. Tracing latitudinal gradient, river discharge and water masses along the subtropical S. Am coast using benthic Foraminifera assemblages. – Brazil. J. Biol. 72: 723-759.
- Ellis, B. F. e Messina, A. R. 2014. Catalogue on Foraminifera The Micropaleontology Project – Micropaleontology Press Inc. 1940-et sequences. Acessível em: http://www.micropress.org/e_m.html.
- Esteves, F. A. 1998. Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). UFRJ/ NUPEM, Rio de Janeiro.
- Fatela, F. e Taborda, R. 2002. Confidence limits of species proportions in microfossil assemblages. – Mar. Micropaleontol. 45: 169-174.
- Figueiredo, S. M. C. et al. 2011. Zoneamento batimétrico das assembleias de foraminíferos da plataforma e do talude continentais do Município de Conde, Bahia. – Gravel 9: 1-10.
- Gasparini, S. P. e Vilela, C. G. 2017. Paleoenvironmental evolution based on benthic foraminifera biofacies of the Paraíba do Sul Deltaic Complex, eastern Brazil. – J. S. Am. Earth Sci. <https://doi.org/10.1016/j.jsame.2017.09.026>.
- Gasparini, S. P. et al. 2020. Evolution of the Paraíba do Sul Deltaic Complex (Se Brazil) based on benthic foraminiferal biofacies succession. – Journal of Sedimentary Environments 5: 163-175. <https://doi.org/10.1007/s43217-020-00010-x>.
- Guedes et al. 2015. Análise biofaciológica do litoral de Cabo Frio, Rio de Janeiro, com base em foraminíferos bentônicos. – Anu. Inst. Geoc. 38: 157-169.
- Hammer, Ø. et al. 2013. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Version 2.17c. – Paleontol. Electron. 4(1): 9.

- Hollanda-Carvalho, P. et al. 2003. Temporal variation of fish community richness in coastal lagoons of the Restinga de Jurubatiba Park, Rio de Janeiro, Brazil. – *Acta Limnol. Brasil.* 5: 31-40.
- Laut, L. L. M. et al. 2010. Foraminíferos, tecamebas e palinomorfos com indicadores da hidrodinâmica no estuário do rio Araguari, Costa Amazônica, Estado do Pará, Brasil. – *Anu. Inst. Geoc.* 33: 52-65.
- Loeblich, A. R. e Tappan, H. 1988. Foraminiferal genera and their classification. – Van Nostrand Reinhold Ed.
- Loeblich, A. R. e Tappan, H. 1992. Present status of foraminiferal classification. *Benthos*, 90. – Tokai University Press.
- Luz, C. F. P. et al. 2019. Microfósseis não polínicos como indicadores de mudanças ambientais no Holoceno médio da Lagoa Comprida, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. – *Hoehnea* 46: 782018. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-78/2018>.
- Macedo, M. C. 2017. Estudo da microfauna bentônica e da sedimentologia na região do PARNA de Jurubatiba, norte do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências – UFRJ, Rio de Janeiro. Disponível em: <https://www.geologia.ufrj.br/index.php/pt/pos-graduacao/teses-e-dissertacoes/teses/2017>.
- Macedo, M. C. et al. 2013. Registro da influência marinha através da distribuição de foraminíferos bentônicos na baía de Guanabara, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. – *Anu. Inst. Geoc.* 36: 117-128.
- Mackensen, A. et al. 1995. Deep-sea Foraminifera in the South Atlantic Ocean: ecology and assemblage generation. – *Microplaeontol.* 41: 342-358.
- Martin, L. et al. 1984. Evolução da planície costeira do rio Paraíba do Sul (RJ) durante o Quaternário: influência das variações do nível do mar. In: Congresso Brasileiro de Geologia, 33, Rio de Janeiro, 1984. Resumos expandidos, Rio de Janeiro, SBG, 1: 84-97.
- Martin, L. et al. 1993. As flutuações do nível do mar durante o Quaternário superior e a evolução geológica dos Deltas brasileiros. – *Bol. Geoc. USP* 15: 1-186.
- Martin, L. et al. 1997. Geologia do Quaternário costeiro do litoral norte do Rio de Janeiro e do Espírito Santo. – Belo Horizonte, CPRM.
- Martins, M. V. A. et al. 2016. Can benthic foraminifera be used as bio-indicators of pollution in areas with a wide range of physicochemical variability? – *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 182: 211–225. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.10.011>.
- Misumi, S. Y. 2020. Vegetação, palinologia e paleoambiente holocênico na região da Lagoa Comprida, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências, UFRJ, Rio de Janeiro.
- Misumi, S. Y. et al. 2018. Palinomorfos não polínicos provenientes de sedimentos de superfície de fundo da lagoa Comprida, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil. – *Anu. Inst. Geoc.* 41: 344-350.
- Murray, J. W. 1991. Ecology and paleoecology of benthic foraminifera. – Longman scientific & Technical.
- Murray, J. W. 2006. Ecology and applications of benthic foraminifera. – Cambridge University press.

- Parsons, K. M. e Brett, C. E. 1991. Taphonomic processes and biases in modern marine environments: an actualistic perspective on fossil assemblage preservation. – In: Donovan, S. K. (ed.). *Processes of Fossilization*. Columbia University Press.
- Perez-Cruz, L. C. and Machain-Castilho, M. L. 1990. Benthic foraminifera of the oxygen minimum zone, continental shelf of the Gulf Tehuantepec: Mexico. – *J. Foraminiferal Res.* 20: 312- 325.
- Pires, C. L. A. 2015. Dinâmica temporal da vegetação em área de restinga do Parque Nacional de Jurubatiba, Rio de Janeiro, com base em microfósseis. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente. – Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo.
- Plantz, J. B. 2017. Interpretação paleoambiental e modelo evolutivo da porção central do complexo deltaico do Rio Paraíba do Sul (RJ). Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geologia. Instituto de Geociências – UFRJ, Rio de Janeiro.
- Samir, A. M. e El-Din, A. D. 2001. Benthic foraminifera assemblages and morphological abnormalities as pollution proxies in two Egyptian bays. – *Mar. Micropaleontol.* 41:193-227. [https://doi.org/10.1016/S0377-8398\(00\)00061-X](https://doi.org/10.1016/S0377-8398(00)00061-X)
- Santos, P. T. et al. 2007. Análise multivariada de dados ecológicos da baía de Guanabara- RJ, com base em foraminíferos bentônicos. – *Anu. Inst. Geoc.* 30: 103-109.
- Schaller, H. 1973. Estratigrafia da Bacia de Campos. *Anais do XXVII Congresso Brasileiro de Geologia*, 3, pp. 247-258.
- Schmiedl, G. et al. 1997. Recent benthic foraminifera from the eastern South Atlantic Ocean: dependency food supply and water masses. – *Mar. Micropaleontol.* 32: 249-287. [https://doi.org/10.1016/S0377-8398\(97\)00023-6](https://doi.org/10.1016/S0377-8398(97)00023-6)
- Scott, D. B. et al. 2001. *Monitoring in coastal environments using foraminifera and thecamoebian indicators*. – Cambridge University Press.
- Semensatto-Jr, D. et al. 2009. Foraminiferal ecological zonation along a Brazilian mangrove transect: diversity, morphotypes and the influence of subaerial exposure time. – *Rev. Micropaleontol.* 52: 67-74.
- Sen Gupta, B. K. e Machain-Castilho, M. L. 1993. Benthic foraminifera in oxygen-poor habitats. – *Mar. Micropaleontol.* 20: 183-201. [https://doi.org/10.1016/0377-8398\(93\)90032-S](https://doi.org/10.1016/0377-8398(93)90032-S)
- Sen Gupta, B. K. 1999. *Modern foraminifera*. – Kluwer Academic Publishers.
- Silva, A. L. C. et al. 2008. Retrogradação da barreira arenosa e formação de leques de arrombamento na praia de Itaipuaçu (oeste de Maricá, RJ). – *Rev. Bras. Geom.* 9(2): 75-82.
- Silva, C. G. 1987. Estudo da evolução geológica e geomorfologia da região da Lagoa Feia, RJ. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências – UFRJ, Rio de Janeiro.
- Silva, L. C. e Cunha, H. C. S. 2001. *Geologia do Estado do Rio de Janeiro: texto explicativo e mapa geológico do Estado do Rio de Janeiro – escala 1:400.000*. CPRM – Serviço Geológico Brasileiro, Brasília.
- Silveira, P. H. M. e Vilela, C.G. 2018. Benthic foraminifera biofacies analysis of the Paraíba do Sul deltaic complex, Eastern Brazil. – *J. S. Am. Earth Sci.* <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2018.09.013>.

- Stevenson, M. et al. 1998. How do cold water biotas arrive in a tropical bay near Rio de Janeiro, Brazil. – *Cont. Shelf Res.* 18: 1595-1612. [http://dx.doi.org/10.1016/S0278-4343\(98\)00029-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0278-4343(98)00029-6).
- Stramma, L. e England, M. 1999. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. – *J. Geophys. Res.* 104: 20863-20883.
- Suguio, K. et al. 1985. Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. – *Rev. Bras. Geoc.* 15: 273-286.
- Tundisi, J. G. e Tundisi, M. T. 2008. *Limnologia*. – Oficina de Textos.
- Uehara, R. S. et al. 2007. Micropaleontologia e sedimentologia aplicadas à análise paleoambiental: um estudo de caso em Cananeia, São Paulo, Brasil. – *Rev. Brasil. Paleontol.* 10: 137-150.
- Vieira, F. S. et al. 2015. Biofaciological zonation of benthic foraminifera of the continental shelf of Campos Basin, SE Brazil. – *Quat. Int.* 30: 18-27.
- Vilela P. C. et al. 2016. Caracterização litológica do testemunho do poço 2-JU-1-RJ, na porção emersa da Bacia de Campos. *Geociências, São Paulo, UNESP* 35/3: 346-358.
- Vilela, C. G. 1995. Ecology of Quaternary benthic foraminiferal assemblages on the Amazon Shelf, northern Brazil. – *Geo-Mar. Lett.* 15: 199-213.
- Vilela, C. G. et al. 2004. Benthic foraminifera distribution in high polluted sediments from Niterói Harbor (Guanabara Bay), Rio de Janeiro, Brazil. – *An. Acad. Brasil. Ciênc.* 76: 161-171.
- Vilela, C. G. et al. 2011. Benthic foraminifera distribution in a tourist lagoon in Rio de Janeiro, Brazil: A response to anthropogenic impacts. – *Mar. Poll. Bull.* 62: 2055-2074. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.023>
- Vilela, C. G. et al. 2014. Late Holocene evolution and increasing pollution in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, SE Brazil. – *Mar. Poll. Bull.* 79: 175-187. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.020>
- Vilela, C. G. et al. 2019. Macroforaminíferos em rodolitos na Cadeia Vitória-Trindade, Atlântico Sul, margem Leste Brasileira. – *Rev. Geoc.* 38(3): 787-794.
- Wetmore, K. L. 1987. Correlations between test strength, morphology and habitat in some benthic foraminifera from the Coast of Washington. – *J. Foraminiferal Res.* 17: 1-13.
- Yanko V. et al. 1994. Response of benthic foraminifera to various pollutions sources: implications for pollution monitoring. – *J. Foraminiferal Res.* 24: 1-17.

3

PALINOLOGIA DO QUATERNÁRIO NA REGIÃO DA LAGOA COMPRIDA, PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

Shana Yuri Misumi • † Marcia Aguiar de Barros
Cynthia Fernandes Pinto da Luz • Robson Lucas Bartholomeu
Felipe Mesquita de Vasconcellos • Rafael Ferreira
Ortrud Monika Barth

Título Curto

PALINOLOGIA DO QUATERNÁRIO NA LAGOA COMPRIDA

RESUMO

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, localizado no norte/nordeste do estado do Rio de Janeiro, próximo à cidade de Macaé, representa o trecho de restinga melhor conservado em toda costa fluminense. Resultados de pesquisas aplicando técnicas de uso em Palinologia do Quaternário adicionam informações à reconstrução da história ambiental de ecossistemas de restinga. O objetivo é alcançado por meio das análises palinológicas em sedimentos provenientes da Lagoa Comprida, em depósitos orgânicos ocorrentes na região de praia e em água acumulada em bromélias localizadas sobre os cordões arenosos. Os resultados mostraram que, no Pleistoceno Tardio, havia um corpo de água doce entre os paleocordões arenosos estabelecidos mais externamente aos atuais, cercado por uma vegetação aberta e úmida, provavelmente já relacionada à formação de uma restinga. Dentro deste corpo aquoso, areias e alto teor de matéria orgânica formaram, ao longo do Pleistoceno, os depósitos betuminosos. Posteriormente, eventos de elevação do nível do mar erodiram estes paleocordões e evidenciaram as areias betuminosas que atualmente afloram na face de praia. No Holoceno, quando da gênese da Lagoa Comprida influenciada pelas variações do nível do mar, a vegetação de restinga já estava estabelecida. Os depósitos betuminosos aqui mostrados são os mais antigos observados em ambiente de restinga, tornando-os significativos para estudos micropaleontológicos e relevantes para preservação como sítio de interesse paleoambiental no SIGEP (Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleobiológicos). A vegetação moderna da região foi refletida pela chuva polínica coletada pelas bromélias. As inferências existentes e as ainda a serem obtidas mediante os estudos palinológicos irão construir uma linha temporal abrangendo a história ambiental do parque durante os últimos 43 mil anos.

Palavras-chave: Pleistoceno tardio; Holoceno; sedimentos; água de bromélia; análise palinológica.

3.1 INTRODUÇÃO

Restingas são áreas que possuem depósitos predominantemente arenosos subaéreos, produzidos por processos de dinâmica costeira. São ecossistemas característicos do bioma Mata Atlântica, estabelecidos nas baixadas litorâneas, e considerados áreas endêmicas com diferenças marcantes em flora, fisionomia e estrutura, representando um *habitat* complexo e heterogêneo do ponto de vista ambiental (ICMBio 2007). De acordo com Souza et al. (2008), são consideradas comunidades geopedológicas, por dependerem essencialmente das características do substrato geológico (tipo de sedimento, relevo, drenagem e evolução). Este ecossistema específico, onde são encontradas espécies raras e ameaçadas de extinção, é considerado Área de Preservação Permanente (APP) pela legislação brasileira (Mansur et al. 2007).

No estado do Rio de Janeiro é marcante a presença de restingas ao longo do litoral, situadas em cordões arenosos predominantemente retilíneos, dominando a paisagem desde a Baía de Sepetiba até o litoral norte. É também encontrado um grande número de lagoas e lagoas de tamanhos variados associadas a esses ecossistemas. Tanto lagoas quanto lagoas costeiras têm sua origem vinculada aos processos transgressivos e regressivos do mar que ocorreram a partir do Pleistoceno e prolongaram-se até os últimos dois mil anos do Holoceno, quando a grande maioria das lagoas costeiras brasileiras foi formada (Mansur et al. 2007, Martin et al. 1997).

Na região do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) ocorrem uma série de cordões arenosos internos pleistocênicos e um extenso cordão litorâneo transgressivo de idade holocênica, mais externo, que se prolonga de Macaé ao Cabo de São Tomé, isolando uma série de lagoas do contato com o mar (Dias e Silva 1984, Martin et al. 1997, Rocha 2013). As margens lagunares voltadas para a praia encontram-se retificadas por esse cordão. Por ser um litoral dominado pela ação erosiva das ondas, esta retificação ocorre, em menor escala, de forma contínua, sendo acelerada e perceptível principalmente em eventos de tempestade, quando sedimentos lagunares (turfas e argilas) afloram na face de praia atual (Silva 1987).

Segundo Scarano e Esteves (2004), a Restinga de Jurubatiba apresenta um mosaico de ecossistemas terrestres e aquáticos, abrangendo formações vegetais abertas em aspecto de ilhas e formações florestais, entremeadas por lagoas de águas doce e salobra. Estes mesmos autores sugeriram que a Restinga de Jurubatiba é um sistema estável, ou seja, um sistema com propriedades básicas (fisionomia, diversidade, complexidade, dentre outras) relativamente constantes, sem alterações dramáticas ao longo de determinado período de tempo.

Embora o PNRJ seja uma das mais bem estudadas porções do litoral brasileiro nas áreas de Geomorfologia, Botânica, Ecologia e Zoologia (ICMBio 2007), pesquisas sobre a gênese e a evolução de sua vegetação e suas lagoas ainda são necessárias. Para isso, a Palinologia apresenta-se como uma importante e profícua ferramenta. Quando aplicada ao Período Quaternário, especialmente ao Pleistoceno tardio e ao Holoceno, permite reconstituir comunidades vegetais e ambientes pretéritos e inferir dados paleoclimáticos, paleoecológicos e/ou histórico-arqueológicos. Já em uma aplicação para estudos modernos, é possível realizar a avaliação da chuva polínica, que pode ser definida como a quantidade total de grãos de pólen e esporos que caem sobre uma determinada área em certo intervalo de tempo. Essa estimativa é executada pelo estudo de amostras de sedimentos de superfície e de solos que retêm os palinomorfos (Suguio 2008). Outros métodos de coleta de chuva polínica podem ser utilizados, como, por exemplo, os tanques de bromélias que funcionam como armadilhas naturais (Salgado-Labouriau 2007).

Nos últimos anos, depósitos sedimentares pleistocênicos e holocênicos da região litorânea do estado do Rio de Janeiro vêm sendo analisados sob o enfoque palinológico, com o objetivo de conhecer

a evolução da flora e do ambiente costeiro. Podem ser citados os trabalhos de Barreto et al. (2015), Barth et al. (2006, 2013) e Bartholomeu et al. (2014) para a região da Baía de Guanabara e adjacências; Barros et al. (2013) para a Região dos Lagos; Coelho et al. (2002) e Santos et al. (2000) na Baía de Sepetiba; Toledo et al. (2009) na Lagoa Salgada, e Luz et al. (1999, 2006, 2011) já na porção continental da região norte. As análises palinológicas em sedimentos quaternários provenientes da região da Lagoa Comprida no PNRJ são incipientes e vão enriquecer e complementar esses estudos palinológicos quaternários costeiros já executados, tornando-se mais um capítulo sobre o entendimento da dinâmica do litoral fluminense e de suas formações vegetais.

Para o desenvolvimento do trabalho proposto, foram realizadas análises palinológicas em (i) sedimentos turfosos que afloram na face de praia na região da Lagoa Comprida, em (ii) sedimentos de testemunhos de sondagem provenientes desta lagoa, em (iii) sedimentos de superfície de fundo também desta lagoa, e em (iv) amostras de água retida em reservatórios foliares de exemplares da família Bromeliaceae.

3.2 LAGOA COMPRIDA E ADJACÊNCIAS

A área escolhida para as análises palinológicas foi a Lagoa Comprida (22° 16' S; 41° 39' W) e seu entorno. A lagoa possui 0,13 km² de área, 4 km de perímetro e profundidade média de 2 m, com água doce (0,4 us de salinidade), ácida (pH 5,54) e temperatura média de 22,7 °C. Apresenta cor escura devido à alta concentração de compostos húmicos oriundos da decomposição parcial de matéria orgânica proveniente das vegetações aquática e marginal da laguna. Não foram detectados biomarcadores que apontam a presença de esgoto sanitário ou de combustível fóssil no sedimento da lagoa, indicando que não há influência antrópica atual na área (Enrich-Prast et al. 2004, ICMBio 2007).

Lamego (1945) descreveu as lagoas Cabiúnas e Carapebus (e aqui pode ser incluída a Comprida também) como cursos d'água oriundos dos tabuleiros (florestas estabelecidas sobre um terraço sedimentar de baixa altitude e larga extensão ao norte de Campos) que conseguiram atravessar os cordões arenosos pleistocênicos e foram represados na praia devido às ondas.

De acordo com Esteves (1988), a Lagoa Comprida originou-se a partir do assoreamento da foz de um rio junto com o aporte de água do lençol freático. Para Alves et al. (2013), a Lagoa Comprida é considerada uma lagoa reliquiar, ou seja, uma lagoa ou laguna desenvolvida nas depressões entre os cordões arenosos construídos pelos processos de transgressão e regressão marinha. Acompanha as zonas paralelas de paleopraias, desde os cordões arenosos mais internos até a barra transgressiva junto ao mar, conferindo um aspecto de “espinha de peixe”.

A vegetação da área de estudo está agrupada em: Mata Seca – de porte arbóreo, localizada nos pontos topográficos mais altos do relevo ondulado da planície; Mata Inundada – de porte arbóreo, localizada nos pontos topográficos mais baixos do relevo ondulado da planície; Arbustiva Fechada – de porte arbustivo (ca. 5 m), com as copas contínuas; Arbustiva Aberta – de porte arbustivo (ca. 5 m), com as copas descontínuas; Herbácea – de porte herbáceo, com cobertura variável; e Campo de Dunas (Araújo 2000).

3.3 MATERIAIS ESTUDADOS

Para alcançar os objetivos propostos, foram analisados os seguintes materiais (figura 3.1):

- a) Sedimentos quaternários: um perfil de sedimento betuminoso com um tronco em posição de vida, da face de praia do cordão arenoso na região da Lagoa Comprida, e os testemunhos de sondagem JURUT1 e LC1 retirados desta lagoa.
- b) Sedimentos de superfície do fundo de lagoa: oito amostras retiradas de dois transectos da Lagoa Comprida.
- c) Água retida em rosetas de bromélia: 15 amostras ao longo de um transecto, na mata arbustiva aberta próxima à Lagoa Comprida.

3.3.1 Sedimentos Betuminosos da Face de Praia da Lagoa

Na face de praia do cordão litorâneo mais externo à frente da Lagoa Comprida, aflora o depósito de sedimentos betuminosos com aproximadamente oito metros de espessura e 800 metros de extensão lateral. Informação oriunda da população local de pescadores sugere a presença dos materiais betuminosos, iguais aos encontrados na frente de praia, ocorrendo além da zona de surfe e arrebentação, sendo resgatados aderidos junto a âncoras. Tal informação sugere uma extensão muito mais ampla vertical e horizontalmente desses depósitos.

Foram retirados blocos de sedimentos com o auxílio de martelo geológico e colher de pedreiro, além de canaletas, para estudos palinológicos (LC2a e LC2b) e datações por radiocarbono. Também foi extraído um tronco em posição de vida (LC3LOG) para datação e posterior análise botânica (figuras 3.1C e 3.2A-C).

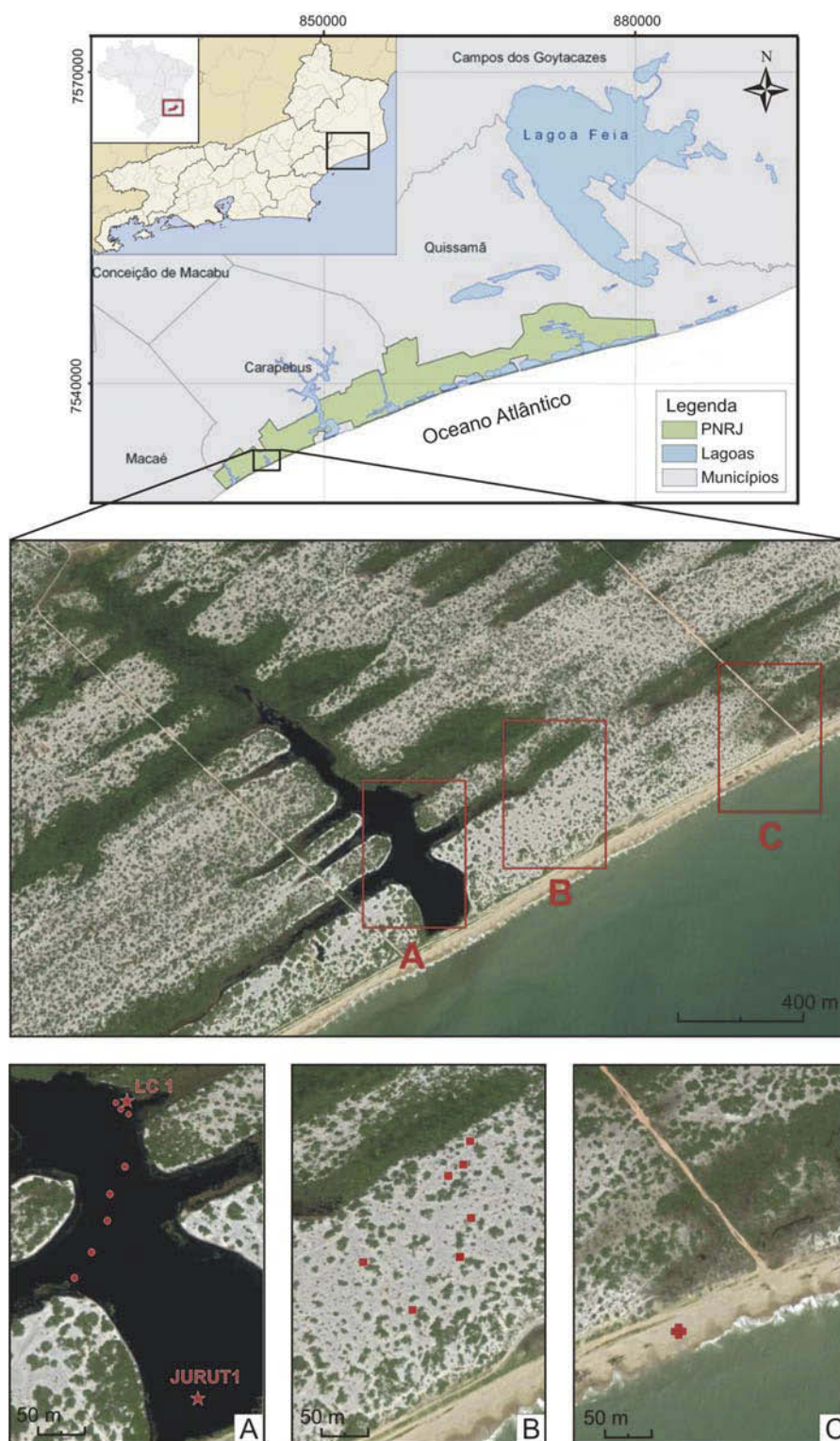


FIGURA 3.1 Mapa de localização do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba no Norte do estado do Rio de Janeiro (modificado de ROCHA, 2013) e imagens de satélite da Lagoa Comprida e de seu entorno assinalando em (A) os oito pontos de coleta de sedimentos de superfície de fundo (●) e dos testemunhos JURUT1 e LC1 (★) de dentro da lagoa; em (B) a restinga arbustiva aberta com as moitas contendo as bromélias das quais foram retirados água e resíduos orgânicos acumulados (■); em (C) a zona de praia com a localização do depósito betuminoso estudado (+). Disponível em: Google Earth-Mapas. Acesso em: 20 fev. 2019.



FIGURA 3.2 Imagens dos sedimentos betuminosos na face de praia e da testemunhagem na Lagoa Comprida. Em (A), tronco em posição de vida (amostra LC3LOG), em (B) afloramento de depósito betuminoso (amostra LC2), em (C) canaleta de 45 cm contendo sedimentos para as análises palinológicas, e em (D) coleta do testemunho LC1 na Lagoa Comprida (acervo de imagens do Laboratório de Palinologia, IGEO/UFRJ).

3.3.2 Testemunhos de Sondagem da Lagoa

Foi realizada a coleta dos testemunhos JURUT1 (153 cm) e LC1 (100 cm) com o auxílio de tubos de policloreto de vinila (PVC) e alumínio (figuras 3.1A e 3.2D). Os tubos foram inseridos manualmente no fundo da lagoa, sendo posteriormente retirados e devidamente vedados. Os testemunhos foram depositados no Laboratório de Palinologia e abertos no Laboratório de Geologia Sedimentar (LAGESED), ambos do Departamento de Geologia/IGEO/UFRJ.

3.3.3 Sedimentos de Superfície de Fundo da Lagoa

Com o objetivo de se examinar a deposição polínica na Lagoa Comprida, oito amostras de superfície de fundo foram retiradas de dois transectos. O transecto 1 foi traçado no sentido SE-NW na embocadura da segunda ramificação a nordeste da lagoa, a partir da linha de praia. O transecto 2 foi delineado no sentido NE-SW, ao longo do canal principal da lagoa (figura 3.1A). Os sedimentos de superfície de fundo foram coletados com o auxílio de um testemunhador de fundo do tipo Van-Veen, cedido pelo Laboratório Integrado de Química e Central Analítica (NUPEM/UFRJ). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos novos, devidamente identificadas e georreferenciadas (figuras 3.3A-B).

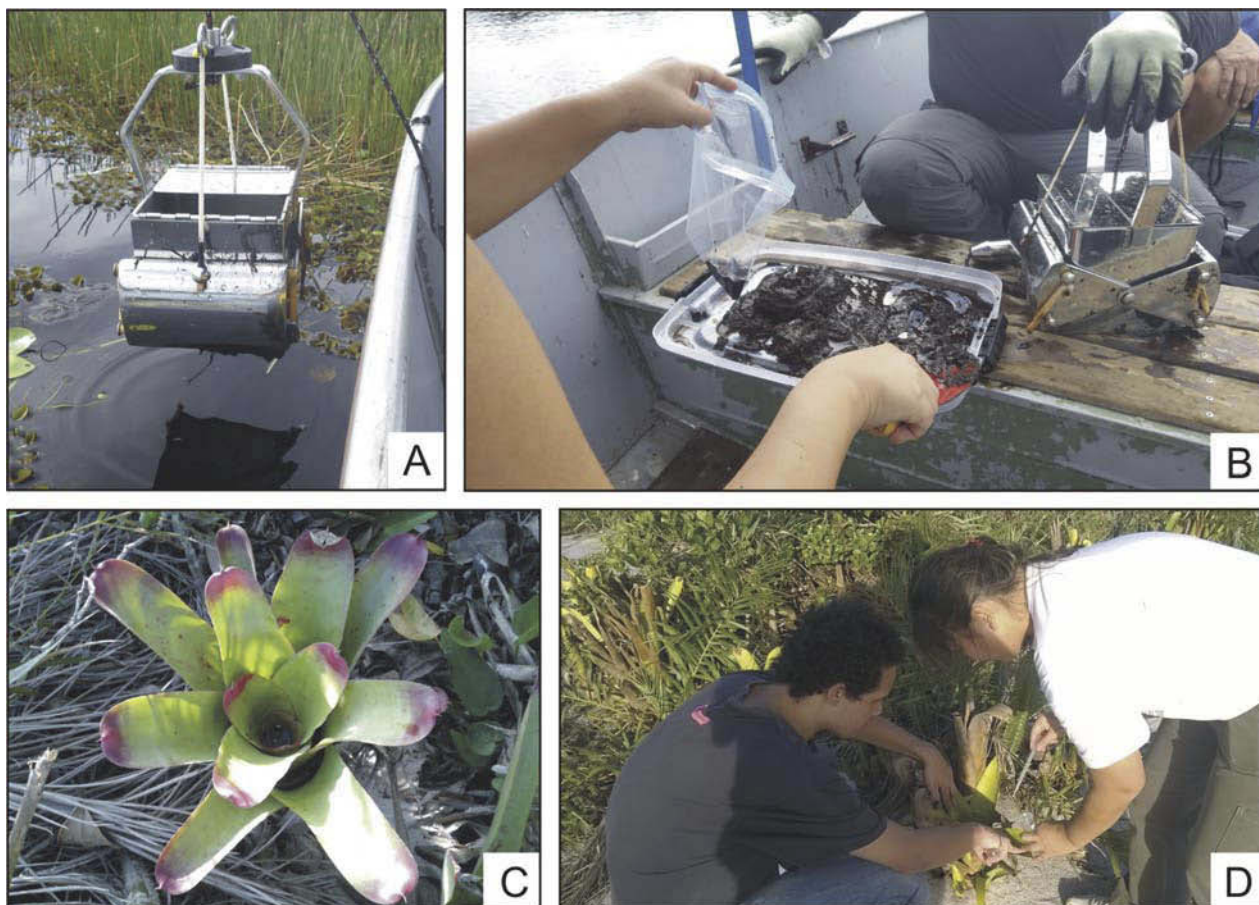


FIGURA 3.3 Imagens da coleta de sedimentos de superfície de fundo da lagoa e da coleta de água de bromélia. Em (A) o coletor de Van-Veen, em (B) acondicionamento dos sedimentos de superfície de fundo coletados, em (C) exemplar de bromélia evidenciando o tanque com água retida, e em (D) a coleta de água da bromélia com auxílio de pipetas (acervo de imagens do Laboratório de Palinologia, IGEO/UFRJ).

3.3.4 Água Retida em Tanques de Bromélias

Os exemplares da família Bromeliaceae são facilmente reconhecidos pela disposição entreposta em espiral de suas bainhas foliares imbricadas, formando um reservatório natural (tanque), que capta a precipitação atmosférica e outros componentes do ambiente, atuando como coletores de chuva polínica. Foram coletadas 15 amostras de água de bromélia de sete moitas arbustivas, ao longo de um transecto, na mata arbustiva aberta da Lagoa Comprida, presente no cordão arenoso pleistocênico (figura 3.1B). O transecto foi demarcado no sentido NE-SW, em amostragens de 50 em 50 metros. A água contendo resíduos orgânicos foi retirada com o auxílio de pipetas estéreis e acondicionada em tubos tipo Falcon de 50 mL (figuras 3.3C-D). Cada moita foi georreferenciada e cada amostra etiquetada com o código de identificação da bromélia proveniente, sua posição na moita e a data de coleta.

3.4 METODOLOGIA

3.4.1 Amostragem

Para as análises palinológicas dos sedimentos betuminosos localizados na face de praia, foram selecionados os níveis LC2a, LC2b e LC3, este último contendo o tronco em posição de vida.

Nos testemunhos de sondagem JURUT1e LC1, as amostras foram coletadas a cada 10 cm, seguindo a metodologia sugerida como padrão para estudos palinológicos proposta por Ybert et al. (1992).

Para cada amostra dos sedimentos acima descritos e dos sedimentos de superfície de fundo, 8 cm³ de material foram destinados para as análises palinológicas.

Já para a água de bromélia, foram processados 15 mL de suspensão de cada amostra.

3.4.2 Tratamento Químico das Amostras

As técnicas utilizadas no tratamento químico de sedimentos quaternários têm como objetivo remover e eliminar materiais existentes que possam dificultar a observação dos palinomorfos, permitindo a identificação precisa e a contagem de um número representativo dos mesmos (Barros, 2003).

As amostras de sedimentos provenientes da Lagoa Comprida e da face de praia foram processadas de acordo com a metodologia proposta como padrão por Ybert et al. (1992). Ao volume inicial de material, foram adicionadas pastilhas contendo esporos de *Lycopodium clavatum*, uma licófito exótica, para o cálculo de concentração dos palinomorfos. Foram utilizados em sequência ácido fluorídrico (HF) a 40 %, ácido clorídrico (HCl) a 10 %, hidróxido de potássio (KOH) a 10 %, ácido acético glacial e acetólise clássica, finalizando com tamisação em malha de cinco micrômetros (µm) por ultrassom.

Já as amostras de água de bromélia foram tratadas com ácido acético glacial, acetólise clássica e tamisação por ultrassom, em sequência, também com introdução prévia de esporos de *Lycopodium clavatum*.

Posteriormente, para todas as amostras, foi feita a montagem de lâminas permanentes do material residual com gelatina glicerizada e lutagem com parafina.

3.4.3 Contagem e Identificação dos Palinomorfos

Para a contagem dos palinomorfos foram observadas três lâminas de cada amostra. A identificação dos palinomorfos, baseada em suas características morfológicas (tamanho e forma do grão;

número, tipo e posição das aberturas; e estratificação e ornamentação da exina), foi realizada por meio de método comparativo com a palinoteca do Laboratório de Palinologia (IGEO/UFRJ) e bibliografia específica, como Barth e colaboradores (1962-1976), Gonçalves-Esteves e Crespo (1994a; 1994b), Gonçalves-Esteves e Ferreira (1994a; 1994b), Gonçalves-Esteves et al. (1992; 2007), Ybert et al. (2016a; 2016b; 2017a; 2017b; 2017c; 2018).

3.4.4 Descrição Sedimentológica

Para o material localizado na face de praia, foi feita a perfilagem geológica dos afloramentos com a identificação e a caracterização dos elementos sedimentares existentes. As amostras foram analisadas quanto a sedimentologia, litofaciologia e mineralogia, utilizando-se lupas binoculares, reagentes polares e apolares, para separar o betume dos grãos siliciclásticos, e peneiras granulométricas.

3.4.5 Datações Radiométricas

A datação radiométrica mede a radioatividade residual do carbono 14 em relação ao carbono 12. O carbono 14, ou radiocarbono, é um isótopo instável (os carbonos 12 e 13 são estáveis), levemente radioativo e formado continuamente na atmosfera superior, sendo oxidado e gerando dióxido de carbono. Este é absorvido e incorporado pelas plantas durante a fotossíntese. Uma vez que o organismo morre, não há mais essa assimilação de carbono 14 (C^{14}), que começa então a diminuir por decaimento radioativo. Isso significa que a quantidade de radiocarbono no organismo reduz pela metade a cada 5 500 anos aproximadamente. Essa taxa de decomposição do C^{14} é chamada de meia-vida (Beta Analytic 2018, University of Oxford 2018).

Esse método de datação só pode ser aplicado em materiais orgânicos e alguns inorgânicos e, devido à limitação da meia-vida do C^{14} , pode ser utilizado para o estabelecimento da idade de sedimentos holocênicos e do Pleistoceno tardio, alcançando no máximo 47 mil anos (Beta Analytic 2018).

Um dos pressupostos da datação por radiocarbono é que a quantidade desse isótopo manteve-se estável na atmosfera ao longo do tempo. Porém, o teor de C^{14} varia e as flutuações da radiação cósmica são a principal causa. Mais recentemente, os efeitos das bombas atômicas e da queima de combustível fóssil causaram alterações na quantidade de C^{14} na atmosfera. Então, é feita a correção da idade utilizando-se a datação precisa de amostras de anéis de crescimento de troncos de árvores, como pinheiros e carvalhos. A cada ano, um anel é formado, e nele fica o registro da concentração de C^{14} para aquele ano. Portanto, em uma árvore de 500 anos, é viável medir, em cada um dos 500 anéis, as taxas de C^{14} correspondentes. Essa medição, chamada de calibração, é possível somente para os últimos 14 mil anos (Beta Analytic 2018, University of Oxford 2018).

O princípio da calibração é muito simples: sabendo-se a medida de C^{14} de uma amostra de sedimento, procura-se encontrar a mesma proporção do isótopo em um anel de crescimento e, já que os anos-calendário dos anéis são previamente conhecidos, a idade da amostra é então dada. Porém, dois fatores devem ser considerados: há um certo limite de precisão nas medições dos anéis e das amostras, fornecendo um intervalo de anos-calendário possível; e, devido à variação de concentração de C^{14} na atmosfera, vários intervalos de idade são prováveis. Então, para calcular a faixa de idade de uma amostra, é utilizado o “método da probabilidade” que, por meio de cálculos matemáticos, fornece a datação com até 95 % de certeza (University of Oxford 2018).

Para as datações radiométricas, foram selecionadas três amostras dos sedimentos betuminosos LC2 e LC3LOG, localizados na face de praia, e sete amostras de sedimento orgânico do testemunho

JURUT1. As datações foram realizadas no Laboratório Beta Analytic Inc., na Flórida, EUA, por Espectrometria de Massas com Aceleradores (“Accelerator Mass Spectrometry” ou AMS). Esta é uma técnica mais moderna e mais eficiente de datação por radiocarbono e requer quantidades menores de amostras, de 20 a 500 mg (Beta Analytic 2018).

São apresentadas as idades convencionais por radiocarbono e as idades calibradas, acompanhadas das abreviaturas A.P. (Antes do Presente) e cal A.P. (calibrada Antes do Presente), respectivamente. Ambas são fornecidas com relação ao ano de 1950, justamente por causa dos efeitos das bombas atômicas. Os resultados das datações apresentam erros padrões obtidos por meios estatísticos, por isso os valores possuem o símbolo “ $\pm$ ” (Beta Analytic 2018, Mendes 1984, University of Oxford 2018).

3.5 RESULTADOS E INTERPRETAÇÕES

3.5.1 Sedimentos Betuminosos da Face de Praia da Lagoa

Vasconcellos et al. (2019) descreveram o depósito como uma associação de cinco camadas tabulares (A, B, C, D e E) plano-paralelas com pequena variação granulométrica, de areia grossa inferior a superior, com grãos quartzosos foscos bem selecionados quanto ao tamanho e moderadamente arredondados. Matéria orgânica na forma de uma massa betuminosa foi encontrada nos espaços intergranulares nas camadas A (base), B, D e E (topo). Já na camada C, essa matéria orgânica era maciça. Da base (ao nível do mar em maré baixa) para o topo (aproximadamente seis metros de altura) a contribuição orgânica (partículas vegetais indistintas) e betuminosa aumenta gradativamente. Resquícios vegetais macroscópicos também foram verificados, como um tronco com raízes associadas em posição de vida na camada C. Elementos vegetais decimétricos, sistemas radiculares preservados tridimensionalmente e raízes do tipo pneumatóforo, também preservados em posição de vida, foram constatados na camada E (figura 3.4). Em todas as camadas, o betume desempenha papel semelhante ao cimento, mantendo a coesão e a consolidação parcial das areias. Sugere-se aqui a atribuição nomenclatural de areia betuminosa (*tarsand*) ou arenito betuminoso para os depósitos acima descritos.

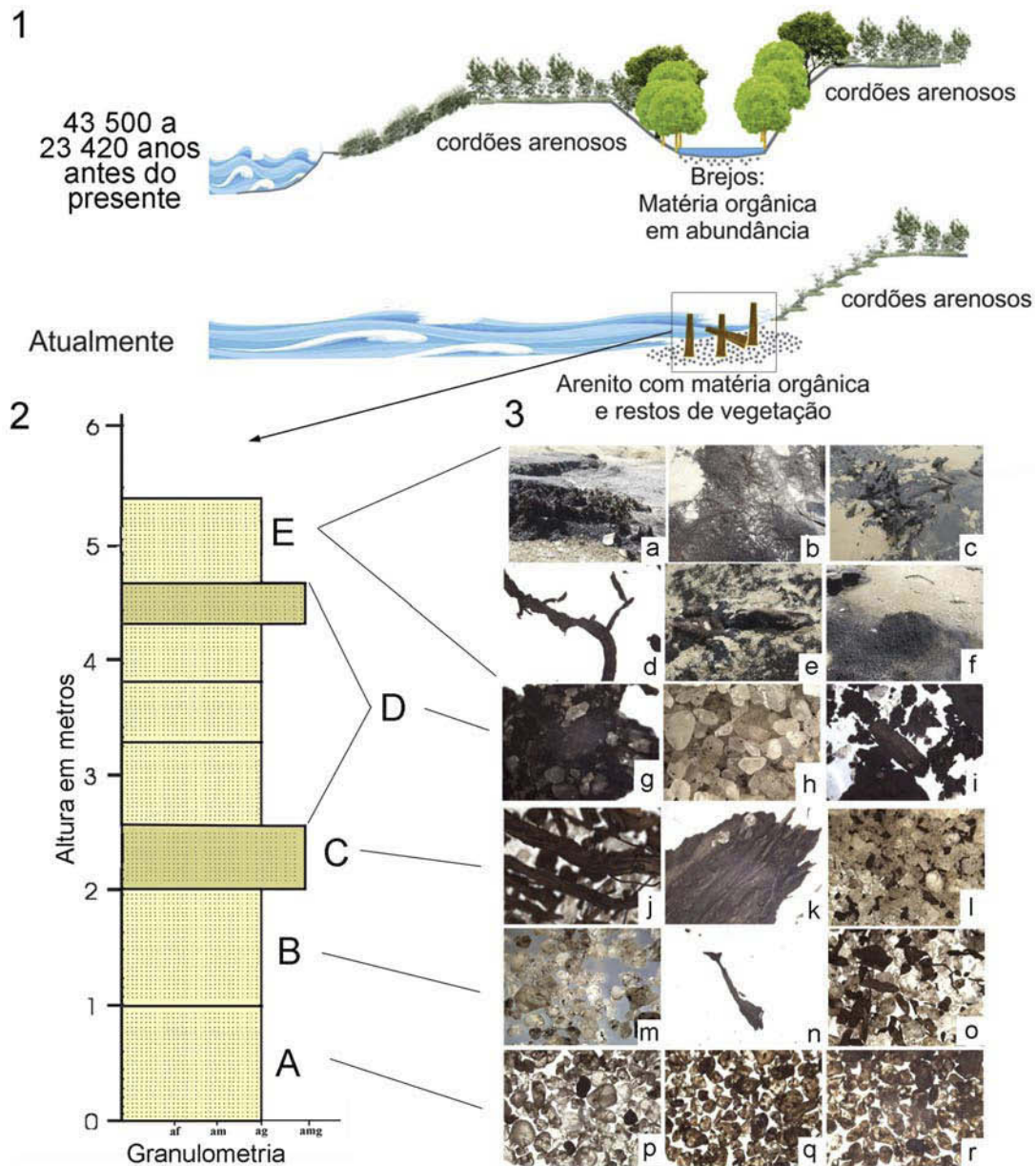


FIGURA 3.4 Imagens relacionadas ao depósito betuminoso mostrando em (1) o esquema ilustrativo do paleoambiente de formação dos arenitos ricos em matéria orgânica betuminosa entre 43 500 e 23 420 anos A.P., e que afloram na face de praia atualmente (modificado de Geoparque Costões e Lagunas 2020), em (2) o perfil estratigráfico do afloramento dos arenitos betuminosos e a identificação de cinco camadas (A, B, C, D e E), no qual o eixo vertical representa a espessura em metros do perfil e no eixo horizontal a classificação de tamanho granulométrico (af – areia fina, am – areia média, ag – areia grossa, e amg – areia muito grossa), e em (3) fotografias do afloramento realizadas em campo (imagens a, b, c, e, f) e fotomicrografias dos sedimentos sob lupa binocular com câmera embutida em aumento de 20x (imagens d, g – r). Na camada E: a) estruturas radiculares tridimensionais em posição de vida, b) estruturas radiculares bidimensionais em posição de vida, c) acumulação restos vegetais decimétricos, d) resto vegetal fibroso, e) resto vegetal com aproximadamente um metro de comprimento, f) raízes do tipo pneumotóforo em posição de vida. Na camada D: g) sedimentos tamanho areia com presença de matéria orgânica betuminosa, h) sedimentos tamanho areia com matéria orgânica betuminosa removida, i) restos vegetais fibrosos milimétricos. Na camada C: j) feixe difuso de restos vegetais fibrosos milimétricos, k) elemento vegetal fibroso milimétrico, l) sedimentos tamanho areia com matéria orgânica betuminosa removida. Na camada B: m) sedimentos tamanho areia com matéria orgânica betuminosa removida, n) elemento vegetal fibroso, o) sedimentos tamanho areia com elementos vegetais. Na camada A: p) sedimentos tamanho areia com matéria orgânica betuminosa removida, q) e r) sedimentos tamanho areia com matéria orgânica betuminosa parcialmente removida.

As datações radiométricas dos sedimentos betuminosos (das camadas A e E) e do tronco (da camada C), publicadas por Barros et al. (2015), resultaram em idades do Pleistoceno tardio (tabela 3.1). A datação por radiocarbono da camada A alcançou o limite de meia-vida do C^{14} , atingindo a idade de, pelo menos, 43 500 anos A.P., e por isso não apresentou o erro padrão, como nas outras duas amostras.

TABELA 3.1 Resultados das datações por AMS dos sedimentos betuminosos e do tronco

Dados das Amostras	Idade Convencional por Radiocarbono
Beta – 368612; Amostra – LC2b1; Material: sedimento orgânico; Camada E	23 420 ± 120 anos A.P.
Beta – 368613; Amostra – LC3LOG; Material: tronco; Camada C	34 530 ± 320 anos A.P.
Beta – 368611; Amostra – LC2a; Material: sedimento orgânico; Camada A	43 500 anos A.P. no mínimo

As análises palinológicas de Barros et al. (2015) dos sedimentos betuminosos apontaram o domínio de Poaceae e a presença de táxons relacionados a ambientes úmidos, com vegetação aberta, provavelmente relacionada a ecossistemas de restinga. Foram ainda encontrados grãos de pólen de plantas pioneiras de mata, como *Trema* e Melastomataceae, além de espécies da família Myrtaceae e esporos de samambaias/licófitas e de fungos (figura 3.5). O tronco em posição de vida corresponderia à família Arecaceae.

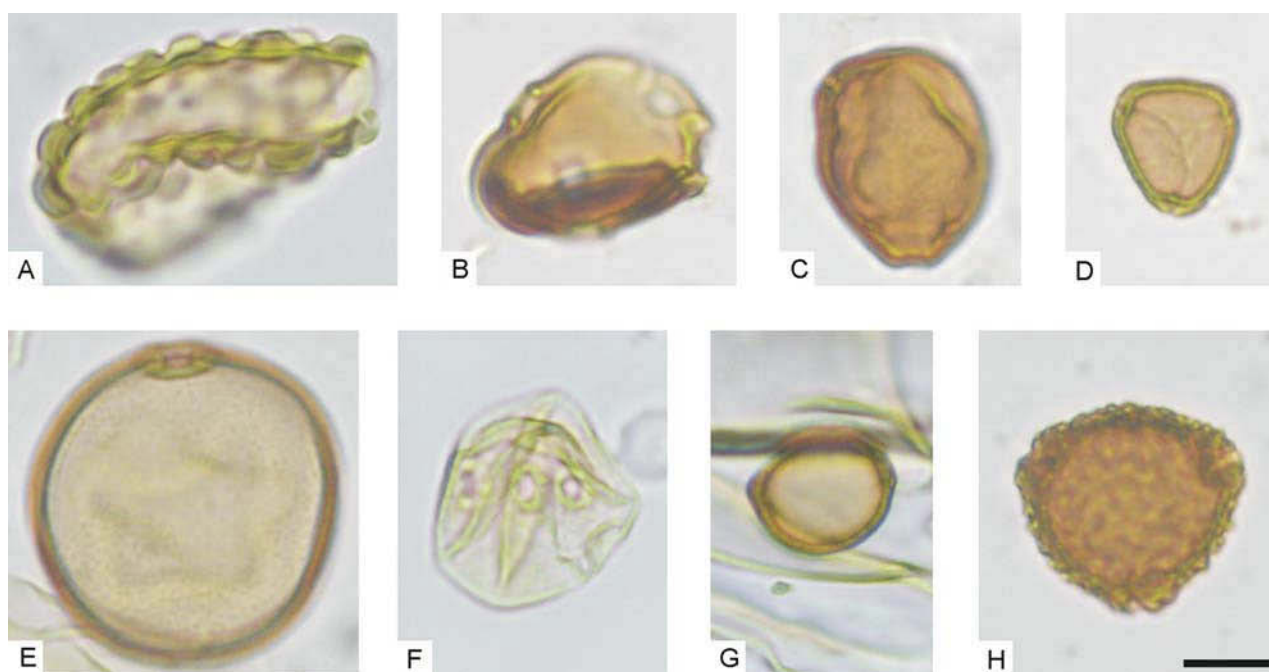


FIGURA 3.5 Palinomorfos observados nas amostras de sedimentos betuminosos: **A)** *Polypodium* (Polypodiaceae); **B)** Apocynaceae; **C)** *Myriophyllum* (Haloragaceae); **D)** Myrtaceae; **E)** Poaceae; **F)** Apocynaceae; **G)** *Trema* (Cannabaceae); **H)** Pólen não identificado. Escala = 10 μ m.

Pelo conjunto dos dados palinológicos, sedimentológicos e radiométricos, foi realizada a interpretação do paleoambiente como um corpo de água doce, entre dois cordões arenosos, com profundidade e espelho d'água oscilantes com a sazonalidade, diretamente ligado à drenagem continental com pouca ou nenhuma influência marinha durante o Pleistoceno tardio (figura 3.4), entre 43 500 anos A.P. (camada A) e 23 420 anos A.P. (camada E). Tal oscilação causava o afogamento da vegetação circundante, evidenciado pela presença de tronco com raízes encontrado em posição de vida (datado em 34 530 anos A.P.) e raízes do tipo pneumatóforo.

3.5.2 Testemunhos de Sondagem da Lagoa

Os resultados das datações radiométricas do testemunho, publicados por Luz et al. (2019; 2022), indicaram uma idade holocênica para a Lagoa Comprida (tabela 3.2).

TABELA 3.2 Resultados das datações por AMS e das datações calibradas do testemunho JURUT1

Código do laboratório	C ¹⁴ (anos AP)	Anos calibrados (anos cal AP) (média do intervalo)	Profundidade (cm)
Beta - 322813 (JURUT1-4)	5 710 +/- 40	6 570 a 6 410 (6 490)	27-29
Beta - 399322 (JURUT1-7)	5 890 +/- 30	6 580 a 6 570 (6 575)	47-49
Beta - 322812 (JURUT1-3)	4 700 +/- 30	5 420 a 5 320 (5 370)	57-59
Beta - 399323 (JURUT1-6)	6 000 +/- 30	6 860 a 6 730 (6 795)	77-79
Beta - 322811 (JURUT1-2)	6 090 +/- 40	7 020 a 6 860 (6 940)	87-89
Beta - 399324 (JURUT1-5)	6 350 +/- 30	7 275 a 7 170 (7 222)	117-119
Beta - 322810 (JURUT1-1)	6 140 +/- 40	6 920 a 6 910 (6 915)	147-149

De acordo com Lebrão et al. (2015), Luz et al. (2015, 2019, 2022), Pires (2015) e Pires et al. (2014), até o momento, os resultados dos sedimentos quaternários indicaram alta concentração de diatomáceas marinhas, correspondendo a uma possível submersão costeira a partir de sete mil anos, dentro do primeiro evento transgressivo do Holoceno, possibilitando a formação de uma paleolaguna. Posteriormente, as diatomáceas marinhas desapareceram do depósito, possivelmente devido à predominância da drenagem continental e aos muitos alagamentos de água doce no entorno, o que pode ter unido lagoas contíguas.

Ainda segundo Luz et al. (2015, 2022) e Pires et al. (2014), a vegetação de restinga encontra-se presente desde o Holoceno. A formação Arbustiva Aberta com a presença de *Clusia lanceolata* já ocorria na área e predominou pelo menos até $6\,490 \pm 80$ anos cal A.P., próximo ao topo do testemunho JURUT1. Este registro sugere maior amplitude em seu limite de distribuição do que o atual. Provavelmente as restingas na costa do Rio de Janeiro poderiam estar distribuídas mais ou menos de forma contínua, como sucede hoje entre as restingas do Espírito Santo e da Bahia.

A descrição morfológica de grãos de pólen e outros microfósseis encontrados nos sedimentos do testemunho JURUT1 resultou em um artigo publicado por Luz et al. (2019), com fotomicrografias, dados ecológicos gerais dos respectivos táxons de origem e seus *habitats* no PNRJ.

O testemunho LC1, estudado por Misumi (2020), também apresentou idades holocênicas, porém mais novas que as do testemunho JURUT1. Sua assembleia palinológica está relacionada à vegetação de restinga, semelhante à registrada em JURUT1.

3.5.3 Sedimentos de Superfície de Fundo da Lagoa

Os resultados das amostras de superfície de fundo da Lagoa Comprida mostraram-se muito profícuos para estudos de tafonomia de palinomorfos, ou seja, o estado de preservação dos mesmos. As análises apresentaram palinomorfos com danos diversos, sendo aqueles com lesões por danos mecânicos mais frequentes, ao contrário dos corroídos. Também foram observados palinomorfos degradados, assim como microfósseis que apresentavam mais de um tipo de lesão (Misumi 2020). A má preservação dos palinomorfos dificultou a identificação dos mesmos, porém esses resultados fornecem informações importantes sobre o ambiente, tais como oscilações do nível d'água da lagoa, e períodos de inundação e/ou estio.

Os palinomorfos observados nessas amostras de superfície de fundo foram descritos por Misumi et al. (2018, 2019) quanto à sua morfologia, apresentando fotomicrografias, dados ecológicos de seus táxons de origem e indicação de seus *habitats* no PNRJ. Esses trabalhos, assim como o de Luz et al. (2019), contribuem como material de referência para a identificação de táxons vegetais ocorrentes em restinga, além de elementos de ambientes marinhos e de água doce.

3.5.4 Água Retida em Tanques de Bromélias

Os dados obtidos até o momento confirmam que as bromélias podem ser excelentes captadoras de chuva polínica, como já havia sido observado por Barros et al. (2009), no Parque Estadual da Pedra Branca (RJ). Isso demonstra a possibilidade do uso dessas plantas como alternativa para captura de chuva polínica em locais com sedimentos impróprios para a preservação de palinomorfos, tais como areias. As amostras apresentam riqueza de palinomorfos (figura 3.6), bem preservados, refletindo a vegetação do ecossistema de restinga e seus arredores (Misumi 2020).

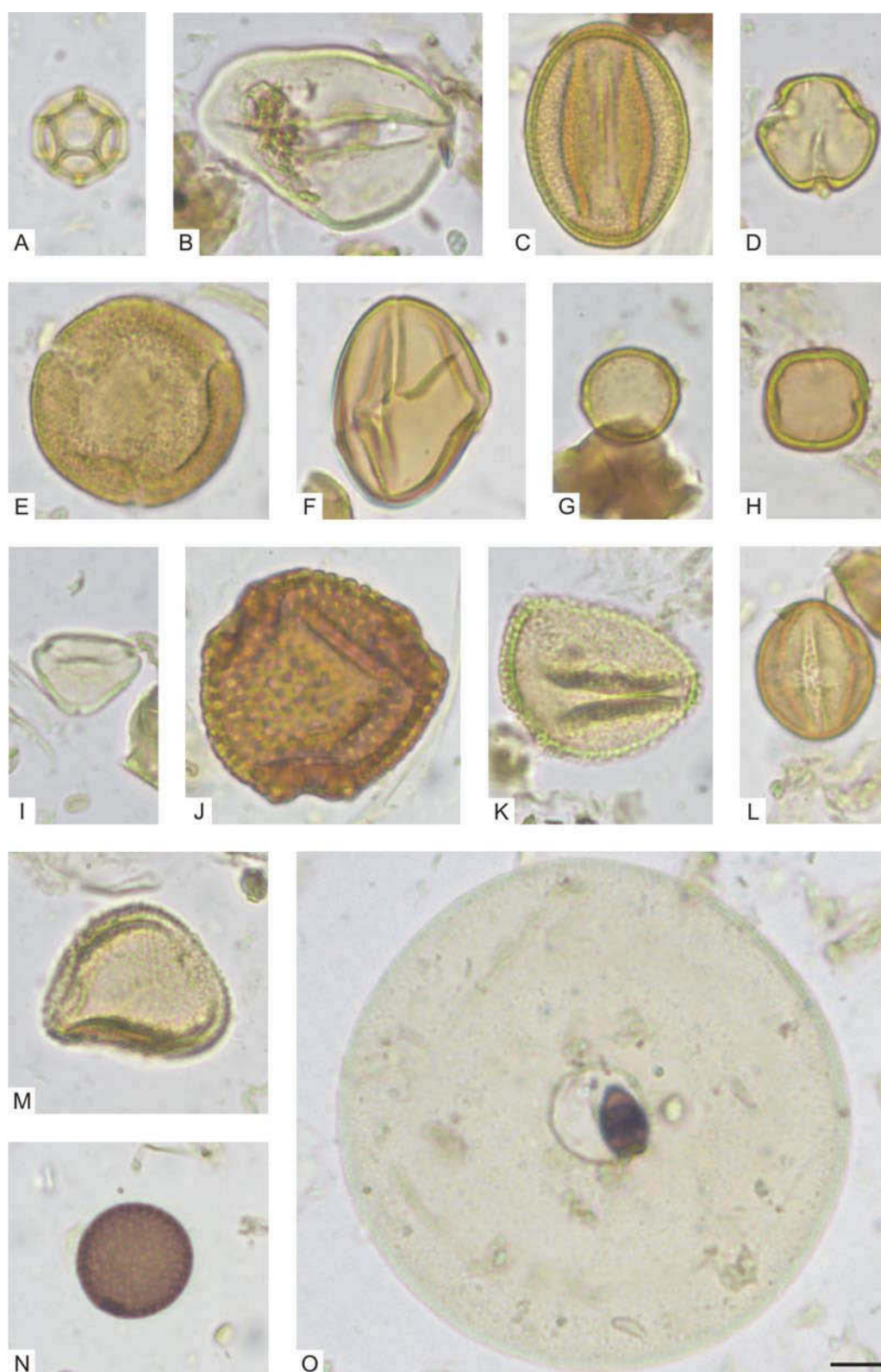


FIGURA 3.6 Palinomorfos encontrados em água de bromélia - **A)** *Alternanthera* (Amaranthaceae); **B)** Arecaceae; **C)** Bignoniaceae; **D)** *Garcinia* (Clusiaceae); **E)** Convolvulaceae; **F)** *Chamaecrista* (Euphorbiaceae); **G)** *Sorocea* (Moraceae); **H)** *Myrsine* (Myrsinaceae); **I)** Myrtaceae; **J)** *Tocoyena* (Rubiaceae); **K)** *Typha* (Typhaceae); **L)** pólen não identificado; **M)** esporo de samambaia/licófita; **N)** esporo de fungo; **O)** palinomorfo indeterminado. Escala = 10 µm.

3.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Durante o Pleistoceno tardio ocorria, no que hoje é a restinga no entorno da Lagoa Comprida, um corpo de água doce, entre dois paleocordões arenosos mais externos, com profundidade e espelho d'água oscilantes e sem elementos marinhos. Ali eram depositadas areias com altos teores de matéria orgânica, gerando o depósito betuminoso, possivelmente disóxico, ou seja, com baixa concentração de oxigênio. Ao redor, estava presente uma vegetação aberta, úmida, provavelmente relacionada a ecossistemas de restinga, com árvores esparsas, plantas pioneiras e gramíneas. Posteriormente, o paleocordão mais externo foi erodido devido à elevação do nível relativo do mar, expondo as areias betuminosas.

Já durante o Holoceno, um paleocanal de drenagem atravessou os cordões arenosos pleistocênicos da restinga, desaguardo no mar, dando início à gênese da atual Lagoa Comprida, sob influência das oscilações do nível do mar e climáticas mais recentes. Foi verificada a presença de elementos de restinga desde os últimos sete mil anos cal A.P., com possível distribuição mais contínua desse tipo de vegetação.

A análise tafonômica, isto é, o estado de preservação dos palinomorfos, associada à análise palinológica, pode fornecer dados adicionais sobre o ambiente e o local de deposição.

Em áreas com sedimentos arenosos, impróprios para a preservação dos palinomorfos, a utilização de bromélias para captação da chuva polínica é um método bastante satisfatório.

Depósitos betuminosos holocênicos também são encontrados no litoral do Brasil. No entanto, os apresentados aqui são os mais antigos observados em ambiente de restinga, tornando o afloramento no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba singular e significativo nos pontos de vista micropaleontológico, paleoambiental e paleoecológico, além de relevante para preservação como sítio de interesse paleoambiental no SIGEP (Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleobiológicos).

Ainda há muito a ser feito nas restingas fluminenses para conhecê-las e conservá-las. O Grupo de Pesquisa Laboratório de Palinologia, liderado pela Dra. Ortrud Monika Barth, continuará a desenvolver estudos na área, aumentando cada vez mais as informações científicas sobre a vegetação e o ambiente pretérito desses ecossistemas.

AGRADECIMENTOS

Ao NUPEM e à direção do Parque por possibilitarem as nossas pesquisas; à Prof^ª Dr^ª Claudia Gutterres Vilela (IGEO/UFRJ) por ceder o material do testemunho JURUT1; ao Prof. Dr. Maurício Mussi Molisani (NUPEM/UFRJ) pelo empréstimo do testemunhador de fundo; ao guia João Marcelo Silva de Souza (NUPEM/UFRJ) e ao Gabriel Aguiar Soares Costa pela cooperação na coleta dos materiais; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado concedida a S. Y. Misumi (Processo nº 141652/2015-2), pela bolsa de produtividade concedida a C. F. P. da Luz (Processo nº 307607/2022-4), pela bolsa de produtividade em Pesquisa PQ-Sr concedida a O.M. Barth (Processo nº 301992/2017-7) e pelo auxílio ao Laboratório de Palinologia – IGEO/UFRJ (Processo nº 486239/2012-8); e à FAPESP pela bolsa de mestrado (Processo nº 2013/01323-8), supervisionada por C. F. P. da Luz.

REFERÊNCIAS

- Alves, L. A. et al. 2013. Classificação geomorfológica das lagoas da Região Hidrográfica do Baixo Paraíba do Sul – RJ. – In: XV Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, Vitória, 2013. Anais, Vitória.
- Araújo, D. S. D. 2000. Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro. – Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.
- Barreto, C. F. et al. 2015. Palynological studies of Late Holocene Jurujuba Sound sediments (Guanabara Bay), Rio de Janeiro, southeast Brazil. – *Catena*, 126: 20-27.
- Barros, M. A. 2003. Transição Pleistoceno/Holoceno, médio vale do rio Paraíba do Sul (SP/RJ): uma abordagem palinológica. – Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.
- Barros, M. A. et al. 2009. Estudos palinológicos no Parque Estadual da Pedra Branca. – In: I Encontro Científico “Ciência para Gestão ou Gestão para a Ciência?”, Rio de Janeiro, 2009. Livro de Resumos, Rio de Janeiro, Secretaria Estadual de Ambiente, p. 47-50.
- Barros, M. A. et al. 2013. Análises palinológicas de sedimentos quaternários da Laguna de Maricá, RJ. – In: XIV Simpósio Brasileiro de Paleobotânica e Palinologia, Rio de Janeiro, 2013. Anais, Rio de Janeiro, Museu Nacional, p.36.
- Barros, M. A. et al. 2015. Datações radiométricas e análise palinológica em sedimentos turfosos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Estado do Rio de Janeiro. – In: XV Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário, Porto Alegre, 2015. Anais, Porto Alegre, UFRGS, v. 2. p. 24-25.
- Barth, O. M. e colaboradores. 1962-1976. Catálogo sistemático dos pólenes das plantas arbóreas do Brasil Meridional. Partes I a XXIV. – Memórias do Instituto Oswaldo Cruz.
- Barth, O. M. et al. 2006. Paleoenvironment interpretation of a 1760 years B.P. old sediment in a mangrove area of the Bay of Guanabara, using pollen analysis. – *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78 (2): 227-229.
- Barth, O. M. et al. 2013. Paleoambiente e Palinologia de um nível de sedimento de cerca 40.000 anos A.P. retirado da Lagoa de Itaipu, Estado do Rio de Janeiro. – *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ* 36 (2): 91-95.
- Bartholomeu, R. L. et al. 2014. Evolução paleogeográfica da planície costeira da Praia Vermelha, entrada da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, por meio de registros palinológicos. – *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ* 37 (1): 92-103.
- Beta Analytic Inc. 2018. Calibration of Carbon 14 Dating Results. Disponível em: <<https://www.radiocarbon.com/calendar-calibration-carbon-dating.htm>>. Acesso em: 30 mar.2020.
- Coelho, L. G. et al. 2002. Palynological records of environmental changes in Guaratiba mangrove area, southeast Brazil, in the last 6000 years B.P. – *Pesquisas em Geociências – UFRGS*, 29 (1): 71-79.
- Dias, G. T. M. e Silva, C. G. 1984. Geologia de depósitos arenosos costeiros emersos – Exemplos ao longo do litoral fluminense. – In: Lacerda, L. D. et al. (orgs.) *Restingas: Origem, Estrutura e Processos*. CEUFF, pp. 47-60.

- Enrich-Prast, A. et al. 2004. Lagoas costeiras da Restinga de Jurubatiba: Descrição de suas variáveis limnológicas. – In: Rocha, C. F. D. et al. (eds.). Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba – Ecologia, história natural e conservação. Editora RiMa, pp. 245-253.
- Esteves, F. A. 1998. Lagoas Costeiras: Origem, Funcionamento e Possibilidades de Manejo. – In: Esteves, F. A. (ed.). Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Nupem/UFRJ, pp. 63-87.
- Geoparque Costões e Lagunas do Rio de Janeiro. 2020. Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: Geodiversidade protegida. Disponível em: <<https://www.geoparquecostoeselagunas.com/parque-nacional-da-restinga-de-jurubatiba/>>. Acesso em 24 jul. 2020.
- Gonçalves-Esteves, V. e Crespo, S. R. M. 1994a. Estudo polínico em plantas de restinga do Estado do Rio de Janeiro – Bignoniaceae Juss. – Boletim do Museu Nacional, 91: 1-13.
- Gonçalves-Esteves, V. e Crespo, S. R. M. 1994b. Estudo polínico em plantas de restinga do Estado do Rio de Janeiro – Leguminosae A.L. Juss. – Faboideae Hutch. – Boletim do Museu Nacional, 96: 1-11.
- Gonçalves-Esteves, V. e Ferreira, C. B. 1994a. Estudo polínico em plantas de restinga do Estado do Rio de Janeiro – Anacardiaceae Lindl. e Capparaceae Juss. – Boletim do Museu Nacional, 90: 1-13.
- Gonçalves-Esteves, V. e Ferreira, C. B. 1994b. Estudo polínico em plantas de restinga do Estado do Rio de Janeiro – Convolvulaceae A.L. Juss. – Boletim do Museu Nacional, 95: 1-11.
- Gonçalves-Esteves, V. et al. 1992. Estudo polínico em plantas de restinga do Estado do Rio de Janeiro – Acanthaceae A. L. Juss. e Amaranthaceae Juss. – Boletim do Museu Nacional, 89: 1-21.
- Gonçalves-Esteves, V. et al. 2007. Palinologia de espécies de Malpighiaceae Juss. ocorrentes nas restingas do Estado do Rio de Janeiro. – Hoehnea, 34 (4): 519-529.
- ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2007. Plano de manejo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – Versão final. Rio de Janeiro, 670p.
- Lamego, A. R. 1945. O Homem e o Brejo. – IBGE.
- Lebrão, C. et al. 2015. Palinologia e mudanças ambientais durante o Holoceno médio no Parna da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. – In: XVI Simposio Argentino de Paleobotánica y Palinología, 2015, La Plata, Argentina. Libro de Resúmenes, Buenos Aires, ALPP, p. 72.
- Luz, C. F. P. et al. 1999. Evolução da história das Florestas Tropical Estacional Semidecidual e Ombrófila Densa durante o Holoceno médio na região Norte do Rio de Janeiro, baseado em dados da Palinologia. – Revista Universidade Guarulhos 4 (6): 74-84.
- Luz, C. F. P. et al. 2006. Dinâmica temporal na Lagoa do Campelo, região norte do Estado do Rio de Janeiro, baseada em estudos palinológicos. – Revista Brasileira de Paleontologia 9(1): 127-136.
- Luz, C. F. P. et al. 2011. Palynological evidence of the replacement of the hygrophilous forest by field vegetation during the last 7,000 years B.P. in the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. – Anais da Academia Brasileira de Ciências 83: 1-10.
- Luz, C. F. P. et al. 2015. Registro palinológico de *Clusia lanceolata* Cambess no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil, durante o Holoceno médio. – In: XV Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário, 2015, Imbé. Anais, Porto Alegre, UFRGS, v. 2. p. 30-31.

- Luz, C. F. P. et al. 2019. Microfósseis não polínicos como indicadores de mudanças ambientais no Holoceno médio da Lagoa Comprida, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. – *Hoehnea*, 46 (1). doi.org/10.1590/2236-8906-78/2018.
- Luz, C. F. P. et al. 2022. Palynological and microfossil-based environmental reconstruction at 7,147–6,435 cal yr BP of the Lagoa Comprida coastal lagoon in the restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. – *Journal of South American Earth Sciences* 118 (2022): 103851. doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103851
- Mansur, K. L. et al. 2007. Geologia da APA da Massambaba. – In: Mansur, D. R. et al. (org.) *Massambaba – Caminho para o Infinito*. 1a. ed. Iguaba Grande: Instituto de Pesquisas e Educação para o Desenvolvimento Sustentável (IPEDS), pp. 5-13.
- Martin, L. et al. 1997. Geologia do Quaternário costeiro do litoral norte do Rio de Janeiro e do Espírito Santo – CPRM.
- Mendes, J. C. 1984. *Elementos de Estratigrafia*. – T.A. Queiroz.
- Misumi, S. Y. 2020. Vegetação, Palinologia e Paleoambiente Holocênico na Região da Lagoa Comprida, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Estado do Rio de Janeiro. – Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.
- Misumi, S. Y. et al. 2018. Palinomorfos não polínicos provenientes de sedimentos de superfície de fundo da Lagoa Comprida, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil. – *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ* 41 (2): 344-350.
- Misumi, S. Y. et al. 2019. Grãos de pólen em sedimentos de superfície de fundo da Lagoa Comprida, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Sudeste do Brasil. – *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ* 42 (3): 13-35.
- Pires, C. L. A. 2015. Dinâmica temporal da vegetação em área de restinga do Parque Nacional de Jurubatiba, Rio de Janeiro, com base em microfósseis. – Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo, Brasil.
- Pires, C. L. A. et al. 2014. Evidências palinológicas da variação do nível do mar em Jurubatiba, Rio de Janeiro, no Holoceno Médio. – In: 47º Congresso Brasileiro De Geologia, Salvador, 2014. *Anais*, Salvador, SBG, p. 94.
- Rocha, T. B. 2013. A planície costeira meridional do Complexo Deltaico do Rio Paraíba do Sul (RJ) – arquitetura deposicional e evolução da paisagem durante do Quaternário Tardio. – Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil.
- Salgado-Labouriau, M. L. 2007. *Critérios e técnicas para o Quaternário*. – Editora Edgard Blücher.
- Santos, D. S. et al. 2000. Mudanças na vegetação do manguezal de Guaratiba, Estado do Rio de Janeiro, nos últimos 6.000 anos baseado em Palinologia. – *Geociências*, 5 (especial): 156-159.
- Scarano, F. R. e Esteves, F. A. 2004. Pesquisas ecológicas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: Hipótese central, estratégias de pesquisa e perspectivas. – In: Rocha, C. F. D. et al. (eds.) *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. 1.ed. RiMa Editora, pp. 15-22.
- Silva, C. G. 1987. Complexo Deltaico do Rio Paraíba do Sul. – In: 1º Simpósio de Geologia do Rio de Janeiro e Espírito Santo, Rio de Janeiro. *Anais*, Rio de Janeiro, SBG, p. 48.

- Souza, C. R. G. et al. 2008. Restinga: Conceitos e empregos do termo no Brasil e implicações na legislação ambiental – Instituto Geológico.
- Suguio, K. 2008. Mudanças Ambientais da Terra. – Instituto Geológico.
- Toledo, M. B. et al. 2009. Testing multivariate analysis in paleoenvironmental reconstructions using pollen records from Lagoa Salgada, NE Rio de Janeiro State, Brazil. – *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 81(4): 757-768.
- University of Oxford. 2018. Oxford Radiocarbon Accelerator Unit. Disponível em: <<https://c14.arch.ox.ac.uk/index.html>>. Acesso em: 30 mar. 2020.
- Vasconcellos, F. M. et al. 2019. Sedimentologia, Geocronometria e Palinologia de depósitos arenoso-betuminosos quaternários aflorantes no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, norte fluminense. – In: XXVI Congresso Brasileiro de Paleontologia, Uberlândia. Boletim de resumos, Uberlândia, SBP, p. 204-205.
- Ybert, J.-P. et al. 1992. Sugestões para padronização da metodologia empregada para estudos palinológicos do Quaternário. – *Revista do Instituto Geológico*, 13: 47-49.
- Ybert, J.-P. et al. 2016a. Grãos de pólen de plantas vasculares dicotiledôneas do Estado do Rio de Janeiro, Brasil – vol.1. – Museu Nacional.
- Ybert, J.-P. et al. 2016b. Esporos de samambaias do Estado do Rio de Janeiro, Brasil: Anemiaceae – Aspleniaceae. – Museu Nacional.
- Ybert, J.-P. et al. 2017a. Esporos e grãos de pólen de plantas aquáticas da planície costeira do Sudeste do Brasil. – Museu Nacional.
- Ybert, J.-P. et al. 2017b. Grãos de pólen de plantas vasculares do Estado do Rio de Janeiro, Brasil – vol. 2. – Museu Nacional.
- Ybert, J.-P. et al. 2017c. Grãos de pólen de plantas vasculares do Estado do Rio de Janeiro, Brasil – vol. 3. – Museu Nacional.
- Ybert, J.-P. et al. 2018. Grãos de pólen de plantas vasculares do Estado do Rio de Janeiro, Brasil – vol. 4. – Museu Nacional.

SEÇÃO II

Dinâmicas de Longa Duração em Ecossistemas, Comunidades e Espécies

4

ALTERAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA E GASES ESTUFA EM LAGOAS COSTEIRAS DO NORTE DO RIO DE JANEIRO

Estudos de Longa Duração

*Claudio Cardoso Marinho • André Luiz dos Santos Fonseca
Marcos Paulo Figueiredo-Barros • Murilo Minello
Rodrigo Weber Felix • André Megali Amado
Vinicius Fortes Farjalla*

Título Curto

ALTERAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA E GASES
ESTUFA EM LAGOAS COSTEIRAS

RESUMO

Nos ecossistemas aquáticos, transformações do carbono (C) ocorrem via metabolismo, envolvendo produção, respiração e decomposição da matéria orgânica, em aerobiose ou anaerobiose, com produção e consumo dos gases estufa, tais como dióxido de carbono (CO_2) e metano (CH_4). Lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba são ecossistemas rasos e densamente colonizados por macrófitas aquáticas, apresentando gradientes de salinidade e coloração da água. Isso ocorre em função da contribuição marinha e da matéria orgânica da vegetação de restinga. A partir de mais de duas décadas de estudos sobre dinâmica do C nesses ecossistemas, concluímos que: i) o aumento da precipitação pluviométrica tende a aumentar a atividade microbiana; ii) o aumento da concentração de matéria orgânica não reflete diretamente na atividade microbiana, pela limitação de sua qualidade, associada à elevada quantidade de substâncias húmicas (SH); iii) a fotodegradação de SH tende a aumentar a atividade microbiana em função da disponibilização de matéria orgânica lábil; iv) a presença de macrófitas aquáticas tende a potencializar a atividade microbiana, via matéria orgânica detrital; v) as macrófitas fornecem matéria orgânica detrital e exsudatos de raiz para o sedimento, potencializando a metanogênese; vi) as macrófitas emersas atuam de forma expressiva na emissão de CH_4 , via sistema lacunar; vii) a salinidade potencializa a metanogênese nas lagoas hipersalinas; viii) a concentração de sulfato é relevante para a diminuição da metanogênese, quando há reduzida disponibilidade de substrato, como na região limnética; e ix) a região litorânea representa um importante sítio produtor e emissor de CH_4 . Quanto à emissão de CH_4 , processos ebulitivos ou via macrófitas aquáticas foram os mais representativos na região litorânea. Nossos resultados não apontaram esses ecossistemas como importantes emissores de carbono para a atmosfera. Por outro lado, como as lagoas costeiras são ecossistemas potencialmente ameaçados por impactos antrópicos, essas podem apresentar considerável aumento da emissão de CH_4 , em função do processo de eutrofização artificial, mas principalmente pela expansão dos bancos de macrófitas.

Palavras-chave: carbono orgânico; dióxido de carbono; metabolismo aquático; metano; substância húmica.

4.1 INTRODUÇÃO

O carbono (C) é um dos elementos mais importantes nos ecossistemas, sendo um dos átomos mais abundantes na biomassa dos organismos. Além disso, o C é reconhecido como peça-chave no funcionamento do planeta pela interconexão entre ecossistemas terrestres e aquáticos; e pela regulação do clima global (Cole et al. 2007), principalmente via fluxo de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Nos ecossistemas aquáticos, as transformações do C ocorrem entre as frações orgânicas – particulada (COP) ou dissolvida (COD) – e inorgânicas – dióxido de carbono (CO_2) dissolvido, ou carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-).

Tais transformações ocorrem por meio do metabolismo desses ecossistemas (figura 4.1), caracterizadas pelo balanço entre os processos de produção de matéria orgânica, ou seja, incorporação de C, e os processos de consumo de matéria orgânica, ou seja, emissão de C. Sendo assim, quanto ao metabolismo, podemos classificar os ecossistemas aquáticos como: autotróficos, que incorporam mais CO_2 do que emitem para a atmosfera, ou heterotróficos, que emitem mais CO_2 para a atmosfera do que incorporam (Carmouze 1994).

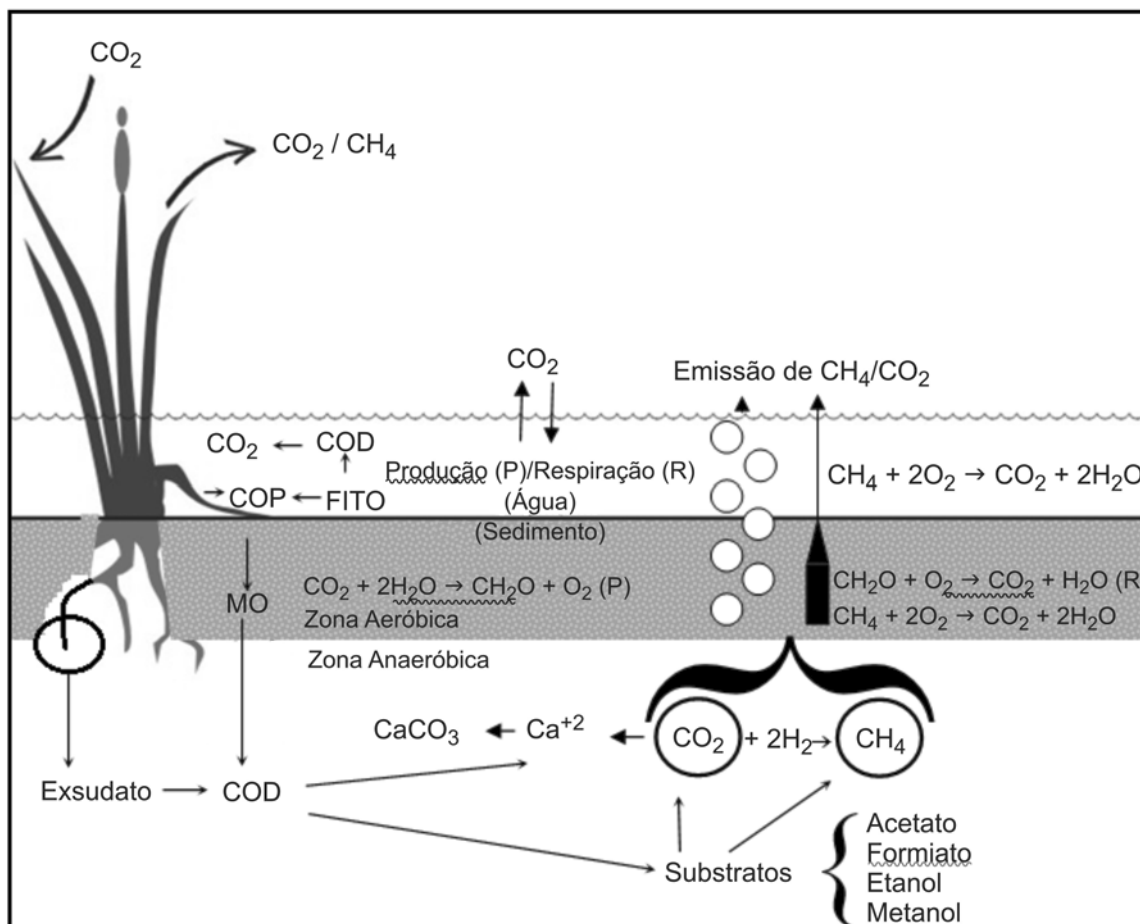


FIGURA 4.1 Balanço entre a incorporação e a emissão de CO_2 e CH_4 em ecossistemas aquáticos continentais (Fonte: MARINHO et al. 2016).

Em condições de intensa atividade de decomposição, ou seja, consumo de matéria orgânica, ocorre extinção de oxigênio (O_2) dissolvido na água, fazendo com que o sistema torne-se anaeróbico,

muito comum em compartimentos com elevada concentração de matéria orgânica, como o sedimento dos ecossistemas aquáticos. Nessas condições, um dos processos anaeróbicos mais relevantes é a metanogênese, ou seja, a produção de CH_4 via organismos metanogênicos. Para a ocorrência desse processo, são necessárias duas condições: a anaerobiose e a presença de determinados substratos (acetato, metanol, etanol, CO_2/H_2 , entre outros). Em aerobiose, o CH_4 pode ser oxidado a CO_2 por bactérias metanotróficas (figura 4.1).

Nos ecossistemas aquáticos, processos aeróbicos ou anaeróbicos podem ser controlados por fatores diversos:

1. climáticos, como temperatura, vento, intensidade e características (UV-visível) da radiação solar ou pluviosidade;
2. limnológicos, como salinidade, pH, concentração de nutrientes, qualidade e quantidade de matéria orgânica;
3. biológicos, como densidade, eficiência ou competição por substrato pela comunidade microbiana, presença de comunidade de macrófitas aquáticas, atividade de macroinvertebrados bentônicos; e
4. relacionados às ações antrópicas, como ocupação irregular de suas margens ou da bacia de drenagem, alteração do regime hidrológico ou processo artificial de eutrofização (Amado et al. 2015, Caliman et al. 2013, Farjalla et al. 2002, Fonseca et al. 2004, Fonseca et al. 2014, Fonseca et al. 2017a, Fonseca et al. 2019, Marinho et al. 2004, Marinho et al. 2016, Marotta et al. 2009, Marotta et al. 2012, Petruzzella et al. 2013, Suhett et al. 2007, Suhett et al. 2013, Sanches et al. 2019).

4.2 LAGOAS COSTEIRAS DO LITORAL NORTE DO RIO DE JANEIRO

Dentre os ecossistemas aquáticos, as lagoas costeiras apresentam grande importância para o homem em função de uma série de serviços proporcionados por esses ecossistemas. O uso das lagoas costeiras pelo homem, no entanto, pode provocar uma série de impactos antrópicos a esses ecossistemas. No Brasil, as lagoas costeiras são observadas em quase toda extensão do seu litoral. Em geral são ecossistemas rasos, o que possibilita uma intensa interação da coluna d'água com o sedimento e a presença de consideráveis estandes de macrófitas aquáticas. Além disso, em função de sua localização geográfica, podem-se destacar dois aspectos interessantes (Esteves 2011): (1) estão sujeitas a uma maior ou menor influência do mar em função de *spray* marinho, pela percolação da água ou pela presença de canal de comunicação direto; (2) em função da forte presença humana e por estarem situadas normalmente em área urbanizada entre o mar e o continente (Soffiati 1998), sofrem uma série de impactos antrópicos, como ocupação de suas margens, alteração da bacia de drenagem e lançamento de esgotos sem tratamento.

Exemplos desses ecossistemas são as lagoas costeiras do litoral norte do estado do Rio de Janeiro. Tais lagoas apresentam um impressionante espectro de variação dos valores de salinidade, além da quantidade e da qualidade de matéria orgânica, que conferem um gradiente singular quanto à concentração de COD e à coloração da água, em função da presença de substâncias húmicas (SH) (Farjalla et al. 2009a). Estas substâncias conferem uma coloração característica à água, que pode variar de amarelo a castanho – (castanho-escuro), dependendo da sua concentração. Outra questão relevante com relação às lagoas costeiras do litoral norte do Rio de Janeiro é que alguns ecossistemas encontram-se muito bem preservados, enquanto outros apresentam avançado estágio de degradação.

Esses ecossistemas aquáticos estão sendo estudados desde o início da década de 1980 (Bozelli et al. 1990, Esteves et al. 1988). Mas, na década de 1990, a temática relacionada ao ciclo do C, principalmente dos gases estufa CO_2 e CH_4 , se intensificaram (Farjalla et al. 2002, Furtado et al. 2002, Fonseca et al. 2004, Marinho et al. 2004). Desde então, foi produzida uma série de artigos científicos, em revistas nacionais e internacionais, além de teses e dissertações, defendidas e em andamento, no âmbito de vários programas de pós-graduação de diferentes instituições no Brasil (Marinho et al. 2016). Dois desses projetos apresentam caráter de longa duração: (1) projeto Estudos Ecológicos nas Lagoas Costeiras do Norte Fluminense – ECOLagoas (financiado pela Petrobras – 1992 a 2008), por meio de monitoramento mensal nas lagoas Comprida, Cabiúnas (ou Jurubatiba), Carapebus e Imboassica; (2) projeto vinculado ao Programa Ecológico de Longa Duração – PELD *sítio 5* (financiado pelo CNPq) fase I (Perturbações naturais e antrópicas... – 1998 a 2009) e fase II (Mudanças Climáticas Globais e o Funcionamento dos Ecossistemas Costeiros da Bacia de Campos: uma Perspectiva Espaço-Temporal – 2009 a 2019).

Esses estudos, em geral, buscaram:

1. Avaliar como as alterações nas variáveis climáticas, como radiação solar, temperatura e pluviosidade, podem influenciar temporalmente na dinâmica do CO_2 e do CH_4 nesses ambientes.
2. Verificar como a limitação de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), atua sobre os processos de produção, respiração e decomposição, alterando os processos de incorporação e emissão de C, por meio da dinâmica de CO_2 e CH_4 .
3. Avaliar como a salinidade, a concentração de sulfato e de nutrientes, a qualidade e a quantidade da MO podem controlar processos como produção e respiração bacteriana, metanogênese e metanotrofia na coluna d'água e sedimento das lagoas costeiras.
4. Avaliar como as comunidades aquáticas exercem influência sobre o ciclo do C nas lagoas costeiras. Neste sentido, destacam-se:
 - i) as comunidades autotróficas, representadas pelo fitoplâncton e macrófitas aquáticas, que, além de fornecerem substrato para a comunidade microbiana por meio da matéria orgânica detrital ou de exsudatos, também podem potencializar a emissão do CH_4 , e
 - ii) as comunidades heterotróficas, representadas pelas bactérias, e os macroinvertebrados bentônicos, que atuam no fluxo de energia, decomposição de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, realizados por processos de bioturbação.

4.3 PROCESSOS LIMNÉTICOS TRANSFORMADORES DE CARBONO

Os processos referentes à transformação do C na coluna d'água estão relacionados tanto à ação dos organismos, quanto à ação de fatores físicos, como a temperatura e a incidência da radiação solar. Como visto anteriormente, organismos autotróficos, como algas unicelulares, incorporam CO_2 e o transformam em carbono orgânico (CO), que pode ser utilizado na biomassa ou para ganho de energia, por meio da respiração. Organismos heterotróficos, como grande parte das bactérias, incorporam o COD, que pode ser transformado e utilizado na biomassa ou convertido em CO_2 , pela respiração. O COP e algumas formas de colóides também podem ser utilizados seja pelo consumo direto de outros organismos de maior porte, como flagelados, ciliados e alguns organismos zooplânctônicos, como pela ação de enzimas extracelulares lançadas na água por microrganismos, em um processo conhecido como digestão extracelular. Já a radiação solar é capaz de agir diretamente sobre a matéria orgânica, decompondo-a em compostos carbônicos menores ou liberando formas inorgânicas de C na água. A seguir serão descritos três processos principais de transformação do C na coluna d'água de lagoas

costeiras: a incorporação de CO na biomassa bacteriana, a respiração microbiana e a degradação do CO pela ação da radiação solar.

A produção bacteriana (PB) refere-se à incorporação de COD em biomassa bacteriana. Ela foi avaliada pela incorporação de um marcador radioativo ligado a um precursor celular (p. ex., ^3H -leucina) adicionado em amostras de água das lagoas costeiras. A incorporação desse marcador indica a capacidade das bactérias de produzir biomassa naquela amostra de água. Com o estabelecimento do paradigma da alça microbiana, ou seja, uma via alternativa na cadeia trófica tradicional nos ecossistemas aquáticos tradicionais, a PB ganhou grande notoriedade, pois seria um indicativo do potencial de as bactérias planctônicas servirem de alimento para níveis tróficos superiores (Azam et al. 1983). No geral, as lagoas costeiras apresentam PB semelhante em média, mas com valores máximos três vezes menores do que outros ambientes tropicais (tabela 4.1). Em comparação com ambientes da região temperada, a PB nas lagoas costeiras é uma ordem de magnitude inferior (tabela 4.1; Farjalla et al. 2002, Amado et al. 2013). Também não observamos qualquer relação positiva entre a PB e a concentração de COD (Farjalla et al. 2002). Interessantemente, a Lagoa Comprida, que apresentou as maiores concentrações de COD, foi também a que apresentou, no geral, ao longo de um ano, os menores valores de PB, indicando uma possível relação negativa entre a quantidade de substrato para o crescimento bacteriano e o crescimento bacteriano propriamente dito. Juntos, estes resultados indicam que as bactérias planctônicas teriam papel limitado na transferência de energia entre a matéria orgânica dissolvida e os níveis tróficos superiores nas lagoas costeiras do litoral norte do Rio de Janeiro.

TABELA 4.1 Descrição das taxas (média, máxima e mínima) de Produção Bacteriana (PB; $\mu\text{g C L}^{-1}\text{h}^{-1}$) e Respiração Bacteriana (RB; $\mu\text{g C L}^{-1}\text{h}^{-1}$) e Eficiência de Crescimento Bacteriano (ECB) das lagoas costeiras do litoral norte do Rio de Janeiro, outros ambientes de regiões tropicais e temperadas. Dados extraídos de Amado et al. (2013)

	Média	Máxima	Mínima
Lagoas Costeiras			
PB	1,65	2,74	0,70
RB	13,5	23,4	8,79
ECB	0,11	0,19	0,06
Ambientes Tropicais			
PB	1,70	9,71	0,03
RB	15,5	67,9	0,92
ECB	0,11	0,40	0,001
Ambientes Temperados			
PB	34,73	91,57	0,01
RB	36,2	92,4	0,05
BGE	0,36	0,69	0,001

Foi verificado que o P é o principal nutriente limitante para a produção bacteriana nas lagoas costeiras, sendo o principal responsável pelas baixas taxas observadas nesses ecossistemas (Farjalla et al. 2002). Porém, além do P, o COD foi, surpreendentemente, um importante fator limitante para a PB. A surpresa deveu-se ao fato de as lagoas costeiras serem notadamente riquíssimas em COD,

apresentando, inclusive, algumas das maiores concentrações encontradas na literatura (Farjalla et al. 2009a). Por outro lado, grande parte deste COD é composto por SH, que são, no geral, mais resistentes à degradação microbiana. Logo, concluiu-se que a qualidade do COD nesses ecossistemas também era um importante fator limitante para o crescimento bacteriano. Essa conclusão foi corroborada em seguida, a partir de uma série de experimentos laboratoriais, nos quais foram adicionadas outras fontes de C mais assimiláveis pela comunidade bacteriana (p. ex., lixiviados de macrófitas aquáticas) e quando foram observados, em todos os casos de adição, um grande incremento da PB (Farjalla et al. 2009b, Fonte et al. 2013). Os incrementos observados foram, inclusive, significativamente superiores ao que se esperaria, considerando apenas as fontes de C mais assimiláveis pela comunidade bacteriana, indicando que a adição dessas fontes estimulou a degradação das SH presentes nesses ecossistemas (Farjalla et al. 2009b, Fonte et al. 2013).

A respiração bacteriana (RB) é o processo pelo qual a comunidade bacteriana converte compostos carbônicos em CO_2 , para obtenção de energia. Esta foi avaliada por microssores de O_2 de alta *performance*, ligados a um picoamperímetro (e.g., Briand et al. 2004). No geral, também observamos valores relativamente baixos de RB nas lagoas costeiras do litoral norte do Rio de Janeiro, sendo comparáveis a outros ambientes tropicais, mas cerca de três vezes menores, em média, que ambientes da região temperada (tabela 4.1, Amado et al. 2013). De maneira semelhante à PB, a RB também foi estimulada pela adição de P e COD de melhor disponibilidade para o consumo microbiano (Farjalla et al. 2002).

Em relação aos dados de PB, os dados de RB foram comparativamente elevados, indicando que a maior parte do C assimilado pelas bactérias é destinado ao ganho de energia (respiração), e não ao crescimento celular (produção). A razão entre a PB e o total de C assimilado pelas bactérias, que inclui a própria PB e a RB, é chamada de Eficiência de Crescimento Bacteriano (ECB). De uma maneira geral, essa razão indica qual o verdadeiro papel das bactérias nos ecossistemas aquáticos: como possível ligação entre a matéria orgânica e os níveis tróficos superiores (alta eficiência) ou como mineralizadores de C orgânico em CO_2 (baixa eficiência). Observamos nas lagoas costeiras baixas razões de ECB, que em condições naturais (sem adição de nutrientes ou outras formas de CO) variaram de 6 a 18, mas que foram aumentadas com a adição de nutrientes (Farjalla et al. 2002), indicando que a produção é mais limitada do que a respiração por nutrientes nesses ecossistemas. As baixas eficiências de crescimento observadas em condições naturais das lagoas costeiras também corroboram a conclusão de que a alça microbiana, como fonte alternativa de energia para os níveis tróficos superiores, tem importância bastante limitada nesses ecossistemas.

Apesar da baixa disponibilidade para a degradação microbiana, as SH presentes em grandes quantidades nas lagoas costeiras são muito susceptíveis ao processo de fotodegradação (figura 4.2). Esse processo consiste na quebra de ligações químicas das moléculas orgânicas pela incidência da energia da radiação solar nos espectros visíveis e ultravioleta (Salonen e Vähätalo 1994). Esse processo é intensificado em ecossistemas ricos em substância húmicas, como nas lagoas costeiras do litoral norte do Rio de Janeiro, uma vez que esses compostos são ricos em anéis aromáticos, eficientes na absorção da radiação luminosa. A fotodegradação pode afetar direta ou indiretamente a degradação e as concentrações de COD.

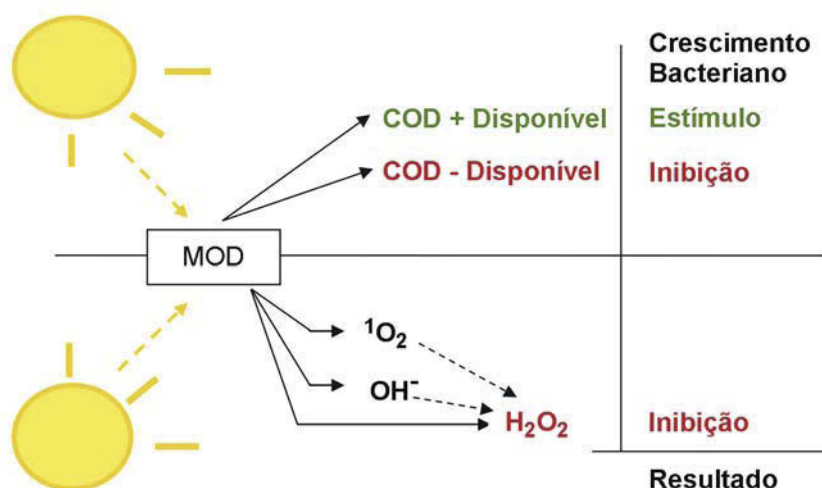


FIGURA 4.2 Modelo conceitual dos efeitos da fotodegradação do COD para o crescimento bacteriano. Além da oxidação total da Matéria Orgânica Dissolvida (MOD), ocorre a produção de moléculas mais lábeis ou menos lábeis do que as moléculas iniciais. Ao mesmo tempo, a fotodegradação estimula a produção de peróxidos de hidrogênio (H_2O_2), oxigênio singlete ($^1O_2$), radicais hidroxila ($OH^\cdot$), entre outras espécies reativas de oxigênio. Tanto o $^1O_2$ quanto o $OH^\cdot$ decaem, formando mais H_2O_2 , que é tóxico às bactérias, inibindo-as até a sua decomposição. O efeito final sobre o crescimento bacteriano será um balanço entre todas as interações. Esse balanço final deve variar de acordo com a composição e as características químicas das moléculas que compõem a COD, bem como a sua origem, intensidade das radiações solares, além da composição da comunidade bacteriana. Figura adaptada de Amado et al. 2015.

De maneira direta a fotodegradação pode resultar na mineralização total da Matéria Orgânica Dissolvida (MOD), produzindo CO_2 que pode ser liberado para a atmosfera (figura 4.2). A intensidade dessa degradação depende diretamente da intensidade da radiação solar, mas também da concentração de C rico em SH (Suhett et al. 2006). Com isso, o período chuvoso na região do litoral norte do Rio de Janeiro, que determina a entrada de SH nas lagoas costeiras a partir da restinga, apresenta as maiores taxas de foto-degradação e de produção de CO_2 (Suhett et al. 2007).

De maneira indireta, a foto-degradação pode estimular ou inibir a degradação bacteriana (*i.e.*, PB e RB), uma vez que pode, respectivamente, degradar moléculas refratárias (pouco disponíveis à degradação biológica) em moléculas mais simples e lábeis, ou consumir algumas moléculas, como alguns aminoácidos, que também são biodisponíveis (figura 4.2; Amado et al. 2007). Ainda, a radiação solar pode produzir espécies reativas de oxigênio (como peróxido de hidrogênio e oxigênio singlete) que são tóxicas aos micro-organismos, como as bactérias heterotróficas. O processo de fotodegradação incrementou em 13 % a degradação do COD na Lagoa Comprida (lagoa rica em compostos húmicos) pela produção de moléculas orgânicas de menor complexidade. Por outro lado, inibiu em cerca de 12 % a degradação bacteriana na Lagoa Imboassica (lagoa eutrófica, dominada por algas) pela competição por compostos biodisponíveis como aminoácidos aromáticos (Amado et al. 2007). Portanto, concluiu-se que o efeito estimulatório ou inibitório da fotodegradação sobre a decomposição bacteriana depende da COD na água, das suas características químicas e da sua origem (Amado et al. 2015; figura 4.2).

4.4 DECOMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA NO SEDIMENTO E SUAS IMPLICAÇÕES COM RELAÇÃO À DINÂMICA DO CH₄

A matéria orgânica que chega ao sedimento de um ecossistema aquático encontra diversos destinos possíveis. A matéria orgânica pode ser mineralizada e liberada para a atmosfera na forma de CO₂ ou CH₄, incorporada nas cadeias tróficas ou ser estocada por longos períodos no sedimento. A taxa na qual a matéria orgânica é processada determina qual desses destinos é predominante e tem importantes implicações para o funcionamento dos ecossistemas.

Fatores intrínsecos e extrínsecos aos detritos influenciam a taxa de decomposição da matéria orgânica. A composição química dos detritos é considerada o principal fator intrínseco que influencia a sua decomposição. Entre os principais fatores extrínsecos estão a temperatura, o potencial redox, o pH, a disponibilidade de substratos orgânicos, a concentração de nutrientes e a salinidade (Fey e Conrad 2000). Nos estudos sobre a metanogênese nas lagoas costeiras no litoral norte do Rio de Janeiro, foram abordados tanto a influência de fatores intrínsecos quanto extrínsecos aos detritos de macrófitas aquáticas sobre o seu processo de decomposição no sedimento. As macrófitas aquáticas apresentam padrão de colonização do ecossistema com uma presença predominante de plantas emersas, formando densos estandes na região litorânea, enquanto na região limnética são encontradas plantas submersas e de folhas flutuantes ou mesmo a ausência de macrófitas aquáticas. Os estudos realizados no litoral norte do Rio de Janeiro abrangem essas diferentes regiões das lagoas costeiras e as diversas espécies de macrófitas aquáticas encontradas.

No âmbito do PELD, foram desenvolvidos estudos sobre a concentração, a produção e a emissão de CH₄ no sedimento e nas interfaces sedimento-água e água-ar de diversas lagoas costeiras do litoral norte do Rio de Janeiro. As diferenças iniciais encontradas entre as concentrações de CH₄ no sedimento da Lagoa Jurubatiba (ou Cabiúnas), observadas no primeiro estudo (Fonseca et al. 2004), que detectou a presença de metano em uma lagoa costeira do PARNA Jurubatiba permitiram a elaboração de diversas pesquisas sobre o ciclo do CH₄ nesses ecossistemas.

O estudo de Marinho et al. (2010) verificou que as macrófitas aquáticas determinam a composição química do sedimento por meio do acúmulo de matéria orgânica, resultando em maiores concentrações de C, N e P no sedimento colonizado por macrófitas aquáticas emersas (*Typha domingensis* Pers. e *Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem. & Schult.), seguidas de valores intermediários de nutrientes no sedimento colonizado por uma macrófita aquática submersa (*Potamogeton stenostachys* K. Schum.) e posteriormente pela região limnética (sem colonização de macrófitas aquáticas). A influência das diferentes composições químicas do sedimento sobre o processo de metanogênese foi analisada em experimentos de produção de CH₄ em diferentes lagoas costeiras do PARNA Jurubatiba. No estudo de Fonseca et al. (2017), realizado nos mesmos estandes de macrófitas aquáticas na Lagoa Jurubatiba (também conhecida por Cabiúnas), as maiores taxas potenciais de produção de CH₄ foram observadas no sedimento colonizado pelas macrófitas aquáticas emersas, seguido pelo sedimento colonizado pelas macrófitas aquáticas submersas e, por fim, a região limnética. As maiores concentrações de C lábil no sedimento (carboidratos), originado em parte, provavelmente, por exsudatos de raiz, foi o fator responsável pelas diferenças observadas, evidenciando a importância da qualidade do carbono disponível no sedimento para a metanogênese. Esses resultados indicam que a maior produção potencial de CH₄ observada é um dos agentes responsáveis pelas maiores concentrações de CH₄ na região litorânea das lagoas costeiras em relação à região limnética, conforme observado por Fonseca et al. (2004) na Lagoa Jurubatiba e por Petruzzella et al. (2013) em outras cinco lagoas costeiras do PARNA Jurubatiba.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos desempenha um relevante papel no sedimento, com relação ao fluxo de matéria e energia. Além do processo de decomposição da matéria orgânica, as diferentes formas de forragear determinam diferentes alterações na estrutura do sedimento. Algumas espécies provocam trincheiras no sedimento, outros provocam tubos em forma de “j” ou “u”. Existem aquelas que apresentam modificações em regiões bem mais profundas, além de outras espécies que constroem complexas redes interligadas, como galerias. Por meio dessas estruturas, os organismos bentônicos promovem o processo de bioturbação. Este processo provoca mudanças na estrutura do sedimento, proporcionando o aporte de materiais da coluna d’água e a sua oxigenação. O efeito contrário consiste na transferência de substâncias do sedimento para coluna d’água, nutrientes e gases, como CO_2 e CH_4 . No estudo realizado com a espécie *Heteromastus similis*, em sedimento da Lagoa Imboassica, foi observado um efeito positivo com relação à concentração de CH_4 na água e na atmosfera interna de microcosmos, em relação ao tratamento controle (Figueiredo-Barros et al. 2009). Outro estudo, nesse mesmo ambiente, foi demonstrado que tanto o número quanto a composição de espécies de bioturbadores, são fatores importantes para determinar padrões espaciais da concentração de CH_4 no sedimento (Caliman et al. 2013). Nesse estudo, a riqueza de espécies de organismos bentônicos bioturbadores reduziu de forma significativa a concentração de metano no sedimento (Caliman et al. 2013).

Um fator extrínseco relevante nos estudos sobre a metanogênese no PARNA Jurubatiba é a salinidade, devido à presença de um espectro de lagoas que vai dos ambientes de água doce aos hipersalinos. As Archaeas metanogênicas podem habitar desde ambientes com valores de salinidade menores que 0,1 a ambientes com valores acima de 300 (Ferry 1993). Aquelas que crescem em água doce necessitam ao menos da concentração de 1 mM de sódio, pois este elemento é importante no processo metanogênico (Kaesler e Schönheit 1989). Aquelas que vivem em ambientes de maior salinidade apresentam adaptações para a regulação osmótica, como, por exemplo: acúmulo intracelular de íons inorgânicos, como potássio; presença de enzimas tolerantes a elevadas concentrações de sal (em alguns casos, dependentes de elevadas concentrações de sal); acúmulo intracelular, pelo transporte ou síntese de moléculas orgânicas (Martin et al. 1999). Quanto à diversidade de espécies, percebe-se uma grande diversidade de metanogênicas dulcícolas quando comparada aos ambientes hipersalinos. Garcia et al. (2000) identificaram todas as espécies hipersalinas pertencendo à família Methanosarcinaceae.

Outro aspecto relevante para os estudos sobre a metanogênese nas lagoas costeiras é a presença de enxofre, que favorece as bactérias sulfato-redutoras no processo de decomposição da matéria orgânica em ambientes aquáticos (Castro et al. 2000). Essas bactérias reduzem o sulfato a gás sulfídrico e, devido à sua maior afinidade por hidrogênio e a maiores taxas de crescimento (Kristjansson et al. 1982, Robinson e Tiedje 1984), o hidrogênio é mantido em concentrações muito baixas, e a comunidade metanogênica é inibida (Lovley 1985). No PARNA Jurubatiba, Nielsen et al. (2004) apontam que a sulfato-redução na Lagoa Comprida não é um caminho importante da decomposição da matéria orgânica devido à sua baixa concentração. No entanto, Fonseca et al. (2015) demonstraram que o sulfato pode ser um fator relevante quando a quantidade de CO no sedimento não é suficiente para suprir os processos de metanogênese e sulfato redução simultaneamente, fato que ocorre na região limnética da lagoa, onde não há a ocorrência de macrófitas aquáticas como fonte de matéria orgânica. Analisando mais detalhadamente essa questão, Fonseca et al. (2019), estudando o efeito da adição de acetato e sulfato ao sedimento das regiões litorânea, colonizada por *Typha domingensis* (conhecida pelo nome comum de Taboa), e limnética da Lagoa Jurubatiba, demonstraram que o acetato e o sulfato são reguladores efetivos da metanogênese. O acetato aumentou a produção de metano na região limnética, devido à menor disponibilidade de C no sedimento. Em

contraste, o sulfato diminuiu a produção de CH_4 na região litorânea, que naturalmente apresenta menor disponibilidade de sulfato.

Odum (1988) apresenta um gráfico teórico que mostra a variação da emissão de CH_4 e gás sulfídrico em ambientes aquáticos. Nesse gráfico, observa-se uma relação negativa entre a produção de CH_4 e a salinidade. Já a produção de gás sulfídrico aumenta enquanto aumenta a salinidade. O autor interrompe o gráfico e a discussão sobre a competição dos grupos de bactérias nos valores de salinidade em torno de 36, referentes ao valor encontrado na água do mar. No entanto, alguns autores como Keltjens e Vogels (1993), Oren (1994), Munson et al. (1997) e Thauer (1998) demonstraram que há maior produção de CH_4 em ambientes hipersalinos graças à presença dos então chamados “substratos não competitivos”. Estes substratos são produzidos por organismos que vivem sob intensa salinidade e servem como substâncias osmoprotetoras. Quando esses organismos liberam tais substâncias para o ambiente, eles servem exclusivamente a um grupo específico de metanogênicas, por isso são chamados de “substratos não competitivos”. Esse apontamento é corroborado por Petruzzella et al. (2013), que indicam que o sedimento das lagoas hipersalinas do PARNA de Jurubatiba são sítios importantes na produção de CH_4 . Uma maior produção de CH_4 no sedimento pode ser responsável por maior emissão desse gás para a atmosfera. Nesse contexto, Minello (2004) propõe uma complementação teórica ao gráfico de Odum (1988), incluindo taxas crescentes de emissão de CH_4 conforme a salinidade atinge valores superiores a 36 (figura 4.3).

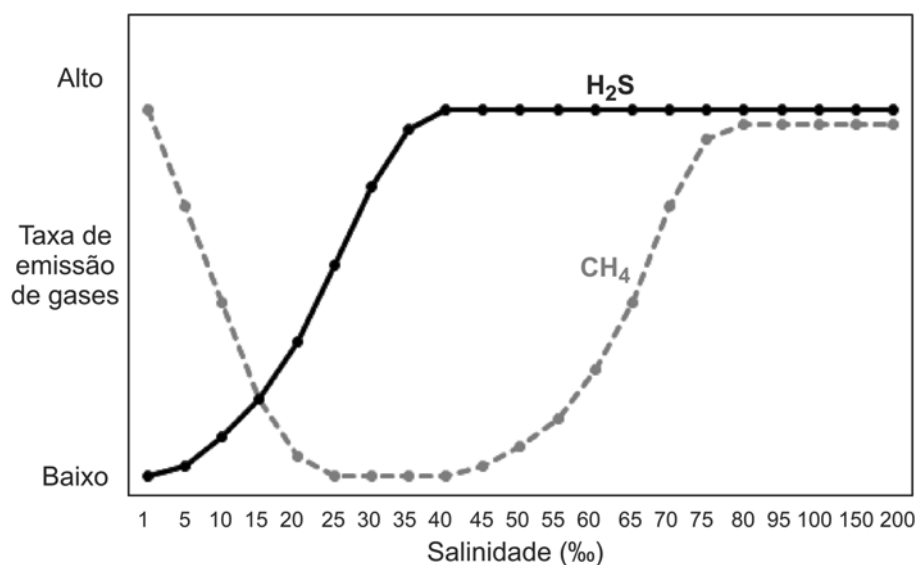


FIGURA 4.3 Gráfico teórico mostrando as tendências hipotéticas nas taxas de emissão de gases em ambientes aquáticos continentais em diferentes gradientes de salinidade. Adaptado de Odum (1988) e Minello (2004).

No artigo em que Odum (1988) sugere o gráfico mencionado, ele reforça a necessidade de se obter mais dados, principalmente em ambientes com salinidades intermediárias, em que parece haver maior competição por substratos e, por isso, menor emissão de CH_4 . Nós sugerimos que mais dados de emissão em ambientes hipersalinos também são necessários para a análise da complementação proposta por Minello (2004).

A figura 4.4 apresenta um diagrama de correlação teórico sobre a influência do aumento ou diminuição da precipitação e da contribuição marinha, via alterações de salinidade e concentração de sulfato, sobre variáveis como a produção de CH_4 , a quantidade de matéria orgânica, o tamanho do banco de macrófitas aquáticas, a coluna d'água e a competição entre a comunidade metanogê-

nica e as sulfato-redutoras. Esse diagrama apresenta quatro possíveis cenários. No primeiro cenário [A], há um aumento da precipitação e diminuição da contribuição marinha. Com isso, haveria um aumento da coluna d'água, diminuição dos bancos de macrófitas emersas, diminuição da concentração de oxigênio próximo ao sedimento, diminuição da concentração de sulfato, o que deve favorecer a produção de CH_4 . No cenário [B], há uma diminuição da coluna d'água e consequente expansão dos bancos de macrófitas emersas, gerando um aumento da matéria orgânica e diminuição na concentração de sulfato, consequentemente haveria maior produção e emissão de CH_4 . No cenário [C], há o aumento da coluna d'água e entrada de água do mar, o que aumentaria a salinidade e consequente redução dos bancos de macrófitas aquáticas. Com o aumento do sulfato, haveria redução da produção de metano pelo consequente aumento na competição entre as comunidades bacterianas. Finalmente, no cenário [D], a diminuição da precipitação e o aumento da contribuição de água do mar poderiam resultar na formação de ambientes hipersalinos. Nesses ambientes, há redução na competição entre as metanogênicas e as sulfato-redutoras, devido à produção dos substratos não competitivos.

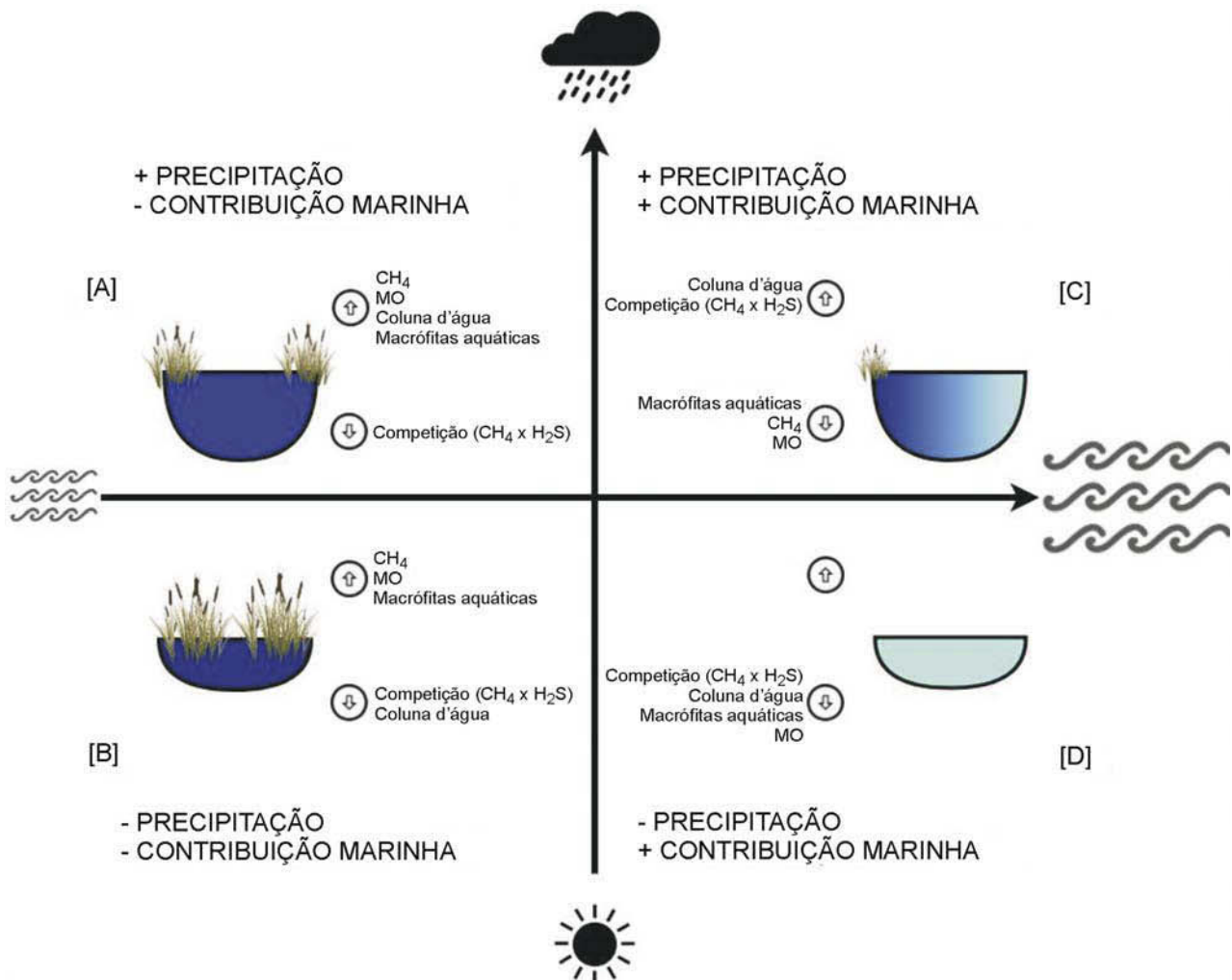


FIGURA 4.4 Diagrama de correlação indicando os principais efeitos da ação da precipitação e da influência marinha sobre algumas variáveis das lagoas costeiras, entre elas: a concentração e a emissão de metano (CH_4); a matéria orgânica; a coluna d'água; as macrófitas aquáticas; e a competição entre as bactérias metanogênicas e as sulfato-redutoras ($\text{CH}_4 \times \text{H}_2\text{S}$).

4.5 EMISSÃO DE CH₄ PELAS LAGOAS COSTEIRAS DO PARNA DE JURUBATIBA

As áreas alagadas, incluindo as lagoas costeiras, são os maiores emissores naturais de CH₄ para a atmosfera (Bridgham et al. 2013). Por essa razão, identificar os fatores controladores e os padrões espaciais e temporais de emissão existentes é fundamental para a compreensão e a previsão de alterações desse processo. Marinho (2012) estudou os fluxos difusivos e ebulitivos de CH₄ em algumas lagoas costeiras do PARNA Jurubatiba. O período chuvoso (de novembro a abril), que corresponde também ao de maiores temperaturas médias anuais, apresentou os maiores valores de emissão difusiva nas lagoas Jurubatiba (ou Cabiúnas), Comprida, Carapebus e Piripiri. Isso ocorre porque o período chuvoso promove a percolação de matéria orgânica originária da restinga circundante para o interior das lagoas e, além disso, a elevação do nível d'água ocasiona a morte das macrófitas aquáticas emersas, disponibilizando matéria orgânica para o sedimento. A maior disponibilidade de matéria orgânica associada às maiores temperaturas favorece o processo de metanogênese no sedimento, ocasionando maior fluxo difusivo de CH₄ para a atmosfera. No caso dos fluxos ebulitivos avaliados nas lagoas Carapebus e Comprida, o autor verificou que a região limnética apresentou valores irrisórios, e que a região litorânea foi um importante sítio de emissão em função da colonização de macrófitas aquáticas.

Em um estudo sobre emissão de CH₄, utilizando imagens de satélite (satélites GeoEye-1 e Ikonos) para estimar a área ocupada por estandes de macrófitas aquáticas e pela região limnética nas lagoas Comprida e Jurubatiba, Félix (2014) pôde fazer estimativas mais precisas sobre a emissão de CH₄ por meio de fluxos difusivos, ebulitivos e via macrófitas aquáticas emersas. Os fluxos via plantas e por difusão foram mensurados por câmaras flutuantes, e o fluxo por bolhas, por meio de funis invertidos.

Ambas as lagoas apresentaram balanço final de emissão de CH₄, sendo a Lagoa Comprida regulada principalmente por emissões via macrófitas aquáticas emersas, e a Lagoa Jurubatiba, por processos ebulitivos. Em relação aos fluxos via macrófitas e ebulitivo, a região litorânea da Lagoa Jurubatiba apresentou valores significativamente superiores às regiões limnéticas de ambos os ambientes e, inclusive, superiores à região litorânea da Lagoa Comprida, a qual apresentou padrão de emissão distinto do observado para lagos rasos, com menor fluxo ebulitivo em relação ao fluxo via macrófitas. Geralmente, lagos rasos de até 5 m de profundidade liberam bolhas de gases em larga escala pela baixa pressão hidrostática que atua sobre o sedimento (Bastviken et al. 2004, Joyce e Jewell 2003, Keller e Stallard 1994). Apesar de apresentar reduzida profundidade e teor de carbono orgânico superior ao da Lagoa Jurubatiba, a Lagoa Comprida apresentou pH ácido (entre 4,1 e 4,4) e carbono orgânico refratário. Por um lado, o pH ácido inibe a mineralização anaeróbica de C (Dunfield et al. 1993, Ye et al. 2012) e, por outro lado, a colonização por vegetação terrestre de restinga na área da Lagoa Comprida anterior à sua formação, resultando na presença de material orgânico muito refratário à decomposição, contribuem para a baixa emissão de CH₄ na região litorânea via macrófitas e ebulitivo desse ambiente. Outro fator que provavelmente contribuiu para as menores emissões na região litorânea da Lagoa Comprida foi a elevada concentração de COD, que atenua incidência solar e não permite o estabelecimento de uma densa comunidade fitoplanctônica e de macrófitas aquáticas. Considerando essas diferenças observadas entre os dois ambientes, os valores totais de emissão ao longo de cinco campanhas em 2012 e 2013 extrapolados pelas áreas totais de cada sistema em 2012 (Comprida = 0,235 km² e Jurubatiba = 0,827 km²), considerando as duas regiões (limnética e litorânea), indicaram a Lagoa Comprida com emissão de 5,18 kg CH₄ d⁻¹ e a Jurubatiba igual a 23,66 kg CH₄ d⁻¹. As proporções de emissão de CH₄ por cada uma das vias analisadas são apresentadas na figura 4.5, sendo a maior proporção do CH₄ emitida via macrófitas aquáticas na Lagoa Comprida (78,5 %) e pelo fluxo ebulitivo na Lagoa Jurubatiba (70,8 %).

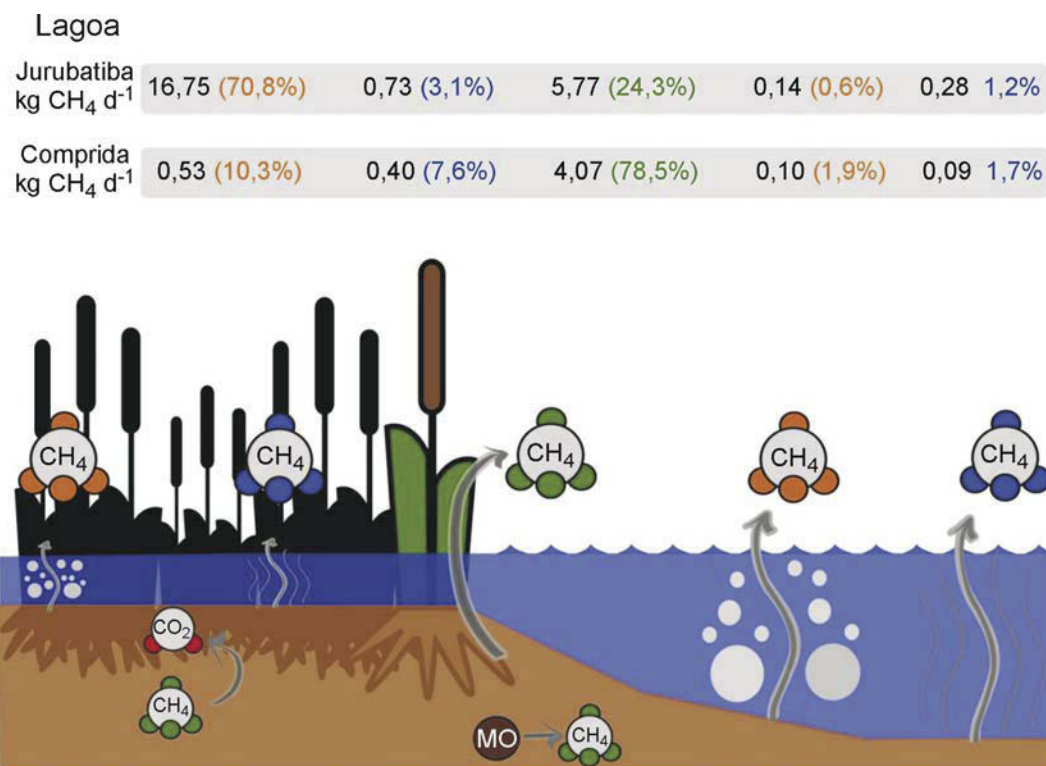


FIGURA 4.5 Esquema representativo da emissão de CH₄ da lagoas Jurubatiba (ou Cabiúnas) e Comprida nos diferentes compartimentos, por meio de processos ebulitivo, difusivo ou via estrutura lacunar das macrófitas aquáticas.

A Lagoa Jurubatiba, apesar da grande participação dos fluxos ebulitivos no total de CH₄ emitido entre as áreas alagadas, não se enquadra como grande emissora de CH₄ para a atmosfera. Os valores totais observados foram mais baixos do que sistemas amazônicos (Bartlett et al. 1990, Belger et al. 2011, Devol et al. 1988) e pantaneiros (Bastviken et al. 2010, Marani e Alvalá 2007). Esse resultado foi observado mesmo com o elevado aporte de carbono orgânico autóctone oriundo das macrófitas aquáticas, que foi ainda potencializado pelas fortes chuvas sobre a lagoa e ampla senescência desses vegetais no período imediatamente anterior ao do estudo.

Félix (2014) observou ainda a expansão e a retração da colonização de macrófitas aquáticas na Lagoa Jurubatiba (ou Cabiúnas) em diferentes anos (2008, 2011 e 2012), o que reflete diretamente no aporte de matéria orgânica para o ambiente. O autor verificou que em 2008 a região litorânea ocupava 38 % da área da lagoa, 56 % em 2011 e 42 % em 2012. Como as regiões litorâneas são conhecidas como maiores contribuidoras de emissão de CH₄, seja via macrófitas, seja por meio ebulitivo, tais alterações culminam em diferentes quantidades de emissão de CH₄. O autor reportou as estimativas de emissão de metano de 16 kg CH₄ d⁻¹ em 2008, de 22 kg CH₄ d⁻¹ em 2011 e 18 kg CH₄ d⁻¹ em 2012. Com isso, fica evidente que as alterações climáticas, como, por exemplo, nos regimes pluviométricos, podem alterar a ocupação das macrófitas aquáticas e consequentemente as emissões totais de CH₄.

O estudo realizado por Gripp (2011) também avaliou a emissão de CH₄ por meio de fluxos difusivos, ebulitivos e via macrófitas aquáticas emersas (*Typha domingensis* e *Eichhornia azurea*), porém, analisando a variação diária da emissão no período do verão (dezembro de 2009 e janeiro de 2010) na Lagoa Jurubatiba. Tal como no estudo de Félix (2014), os fluxos via plantas e por difusão foram mensurados por câmaras flutuantes, e o fluxo por bolhas, por meio de funis invertidos. O fluxo ebuliente, difusivo e via plantas contribuiu com 75,1 %, 3,6 % e 21,3 % da emissão pela lagoa, respectivamente. Cabe ressaltar que esses valores foram muito semelhantes aos observados no estudo de Félix (2014).

O fluxo difusivo foi o que menos contribuiu para a emissão de CH_4 pela Lagoa Jurubatiba (ou Cabiúnas), chegando a apresentar absorção de CH_4 no período noturno (fluxos da ordem de $0,9 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) na região litorânea. Na região limnética, também foi observado padrão de assimilação de CH_4 , mas, nos momentos em que o gás foi emitido, esse mecanismo correspondeu a 100 % da emissão, sendo 96,9 %, no período diurno, e 3,1 %, no período noturno. Os estandes de *T. domingensis* apresentaram taxas semelhantes durante ambos os períodos do dia, mas sempre mais altas do que as áreas abertas e do que os estandes de *E. azurea*. De modo geral, a emissão por difusão na Lagoa Jurubatiba (ou Cabiúnas) esteve provavelmente mais associada à produção de CH_4 no sedimento que ao potencial de oxidação na interface sedimento-água, uma vez que os maiores valores de emissão foram observados mesmo nos locais com maiores concentrações de O_2 dissolvido. O fluxo ebulitivo nos estandes de *T. domingensis* e *E. azurea* alcançaram uma taxa média de 9,44 e 11,5 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente, correspondendo a 67,3 % e 91,8 % do CH_4 emitido em cada sítio. Já a região limnética apresentou valores desprezíveis de emissão por bolhas. A emissão de CH_4 via macrófitas aquáticas apresentou valores intermediários, correspondendo a 24,8 % do CH_4 total emitido pela Lagoa Jurubatiba (ou Cabiúnas). No estande de *T. domingensis*, a emissão de CH_4 via macrófitas aquáticas correspondeu a 29,3 % do fluxo do estande (variou de $0,14 \text{ mgCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ a $8,55 \text{ mgCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e a 9,2 % no estande de *E. azurea*, sendo menores em ambos os períodos do dia.

A maior importância do fluxo ebulitivo justifica-se pelo fato das lagoas costeiras serem ecossistemas rasos e com ampla colonização por macrófitas aquáticas. Além de contribuírem com o aporte de matéria orgânica para o ecossistema, as macrófitas aquáticas são também uma via substancial para a emissão de CH_4 . Dessa forma, a emissão por difusão perde relevância para esse tipo de ecossistema.

A variação diária do consumo de CH_4 (metanotrofia), realizado na rizosfera de macrófitas aquáticas flutuantes *Salvinia auriculata* Aubl. e de macrófitas aquáticas de folhas flutuantes *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth, foi analisada no estudo de Fonseca et al. (2017) na Lagoa Cabiúnas. Os autores verificaram que houve maior consumo de CH_4 e de oxigênio dissolvido na coluna d'água com a presença de plantas no período diurno. Esses resultados evidenciaram um papel importante das macrófitas aquáticas flutuantes e de folhas flutuantes na diminuição da emissão de CH_4 para a atmosfera. Por outro lado, é preciso analisar em que medida a presença dessas plantas na coluna d'água aumenta o aporte de matéria orgânica para o ecossistema e atenua a entrada da radiação solar, o que poderia favorecer a metanogênese.

Outro aspecto interessante sobre a emissão de metano estudado nas lagoas costeiras do PARNA Jurubatiba foi o dano potencial que insetos herbívoros podem causar na folhagem das macrófitas aquáticas e seu efeito na emissão de CH_4 (Petrizzella et al. 2015). Os autores verificaram que os danos causados pela herbivoria podem aumentar a emissão de CH_4 para a atmosfera, mas somente em uma alta pressão de herbivoria não esperada nesses ecossistemas. Os autores sugeriram que o efeito da herbivoria foi apenas físico, reduzindo a resistência à difusão do gás por abrir um caminho livre para o fluxo de CH_4 do sedimento para a atmosfera via plantas.

4.6 CONSIDERAÇÕES SOBRE A DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA, CH_4 E CO_2 NAS LAGOAS COSTEIRAS ESTUDADAS

Alterações da matéria orgânica em ecossistemas aquáticos podem promover uma série de mudanças na sua estrutura e no seu metabolismo. De uma forma geral, podemos destacar alguns padrões observados, como:

1. O aumento da precipitação pluviométrica tende a aumentar a atividade microbiana nas lagoas costeiras, via aporte de material autóctone ou alóctone, lixiviados de macrófitas ou vegetação de restinga, respectivamente.
2. O aumento da concentração de COD não reflete de forma direta na atividade microbiana, em função da limitação de sua qualidade, associada à elevada quantidade de SH.
3. O processo de fotodegradação das SH tende a aumentar a atividade microbiana em função da maior disponibilidade de matéria orgânica mais lábil.
4. A presença de macrófitas aquáticas tende a potencializar a atividade microbiana, tanto na coluna d'água como no sedimento, via aporte de matéria orgânica detrital.
5. No sedimento, as macrófitas atuam por meio do aporte de matéria orgânica detrital, mas também por meio de exsudatos de raiz, ricos em carboidratos, potencializando a atividade metanogênica.
6. As macrófitas emersas atuam de forma decisiva na emissão de CH₄, por meio de valores expressivos, via sistema lacunar dessas plantas.
7. A salinidade tende a potencializar a metanogênese nas lagoas hipersalinas.
8. A concentração de sulfato pode ser um fator relevante para a diminuição da metanogênese, em condições de reduzida disponibilidade de substrato, como a região limnética das lagoas.
9. A região litorânea das lagoas representa um importante sítio produtor e emissor de CH₄.
10. Em relação à emissão de CH₄, os processos ebulitivos ou via macrófitas aquáticas foram os mais representativos na região litorânea das lagoas.

Os dados mais recentes apresentados neste capítulo reforçam a importância de se acompanhar os processos que alteram a precipitação pluviométrica, a salinidade, a quantidade e a qualidade da matéria orgânica e a comunidade de macrófitas aquáticas dos ambientes aquáticos continentais. Tais alterações podem ser fundamentais na dinâmica da decomposição da matéria orgânica, seja pela alteração na pressão osmótica, pela competição por substratos entre grupos diferentes de bactérias, ou pela participação na emissão de gases de efeito estufa e na oxigenação do sedimento. Em uma escala global, alterações no nível dos oceanos ou no regime de chuvas, que modifiquem a dinâmica hídrica nos ecossistemas aquáticos continentais, devem alterar também a dinâmica da matéria orgânica e dos gases de efeito estufa desses ambientes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a colaboração do corpo técnico do NUPEM/UFRJ e ao laboratório de Limnologia/UFRJ por toda colaboração, sem a qual o desenvolvimento destas pesquisas não seria possível. Ao CNPq, à CAPES, à FAPERJ e à Petrobras, que, por meio dos financiamentos, possibilitaram o pagamento de bolsas, compra e manutenção de equipamentos e diárias de campo para a realização das atividades necessárias.

REFERÊNCIAS

- Amado, A. M. et al. 2007. Contrasting interactions mediate dissolved organic matter decomposition in tropical aquatic ecosystems. – *Aquat. Microb. Ecol.* 49: 25-34.
- Amado, A. M. et al 2013. Tropical freshwater ecosystems have lower bacterial growth efficiency than temperate ones. *Front. Microbiol.* 4:167.

- Amado, A. M. et al. 2015. Disentangling the interactions between photochemical and bacterial degradation of dissolved organic matter: amino acids play a central role. – *Microb. Ecol.* 69(3): 554-566.
- Azam, F. et al. 1983. The ecological role of water microbes in the sea. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10: 257-263.
- Bartlett, K.B. et al. 1990. Methane flux from the Amazon River floodplain: Emissions during rising water. – *J. Geophys. Res.* 95: 16773-16788.
- Bastviken, D. et al. 2004. Methane emissions from lakes: Dependence of lake characteristics, two regional assessments, and a global estimate. – *Global Biogeochem. Cycles* 18: n/a-n/a.
- Bastviken, D. et al. 2010. Methane emissions from Pantanal, South America, during the low water season: toward more comprehensive sampling. – *Environ. Sci. Technol.* 44: 5450-5455.
- Belger, L. et al. 2011. Carbon dioxide and methane emissions from interfluvial wetlands in the upper Negro River basin, Brazil. – *Biogeochemistry* 105: 171-183.
- Bozelli, R. L. et al. 1990. Dinâmica nictemeral dos principais nutrientes inorgânicos e clorofila a em duas lagoas costeiras fluminenses. – *Acta Limnol. Bras.* 3(1): 319-346.
- Briand, E. et al. 2004. The use of oxygen microprobes to measure bacterial respiration for determining bacterioplankton growth efficiency. – *Limnol. Oceanogr. Meth.* 2: 406-416.
- Bridgman, S. D. et al. 2013. Methane emissions from wetlands: Biogeochemical, microbial, and modeling perspectives from local to global scales. – *Glob. Chang. Biol.* 19: 1325-1346.
- Caliman, A. et al. 2013. Biodiversity effects of benthic ecosystem engineers on the spatial patterns of sediment CH₄ concentration in an urban Neotropical coastal lagoon. – *Acta Limnol. Bras.* 25(3): 302-314.
- Castro, H. F. et al. 2000. Phylogeny of sulfate-reducing bacteria. – *FEMS Microbiol. Ecol.* 31: 1-9.
- Carmouze, J. P. 1994. O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. Edgard Blucher.
- Cole, J. J. et al. 2007. Plumbing the Global Carbon Cycle Integrating Inland Waters into the Terrestrial Carbon Budget – *Ecosystems*. 10: 171-184.
- Devol, A. et al. 1988. Methane emissions to the troposphere from the Amazon floodplain. – *J. Geophys. Res.* 93: 1583-1592.
- Dunfield, P. et al. 1993. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: response to temperature and pH. – *Soil Biol. Biochem.* 25: 321-326.
- Esteves, F. A. et al. 1988. Variação diária (24 horas) de temperatura, O₂ dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. – *Acta Limnol. Bras.* 2(1): 99-127.
- Esteves, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. – Interciência.
- Farjalla, V. F. et al. 2002. The relationship between DOC and planktonic bacteria in tropical coastal lagoons. – *Arch. Hydrobiol.* 156: 97-119.
- Farjalla, V. F. et al. 2009a. DOC removal paradigms in highly humic aquatic ecosystems. – *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16: 531-538.

- Farjalla, V.F. et al. 2009b. Synergy of fresh and accumulated organic matter to bacterial growth. – *Microb. Ecol.* 57: 657-666.
- Felix, R. W. 2014. Fluxos de metano e dióxido de carbono em lagoas costeiras húmicas: uma abordagem espaço-temporal.
- Ferry, J. G. 1993. Methanogenesis ecology, physiology, biochemistry and Genetics. – Chapman and Hall Microbiology series.
- Fey, A. e Conrad, R. 2000. Effect of temperature on carbon and electron flow and on the archaeal community in methanogenic rice field soil. – *Appl. Environ. Microbiol.* 66: 4790-4797.
- Figueiredo-Barros, M. P. et al. 2009. Benthic bioturbator enhances CH₄ fluxes among aquatic compartments and atmosphere in experimental microcosms. – *Can. Journal of Fish. and Aqu. Sci.* 66: 1649-1657.
- Fonseca, A. L. S. et al. 2004. Methane concentration in water column and in pore water of a coastal lagoon (Cabiúnas Lagoon, Macaé, RJ, Brazil). – *Brazilian Arch. Biol. Technol.* 47: 301-308.
- Fonseca, A. L. S. et al. 2015. Aquatic macrophytes detritus quality and sulfate availability shape the methane production pattern in a dystrophic coastal lagoon. – *Am. J. Plant Sci.* 06: 1675-1684.
- Fonseca, A. L. S. et al. 2017a. Potential methane production associated with aquatic macrophytes detritus in a tropical coastal lagoon. – *Wetlands* 37: 763-771.
- Fonseca, A. L. S. et al. 2017b. Floating aquatic macrophytes decrease the methane concentration in the water column of a tropical coastal lagoon: Implications for methane oxidation and emission. – *Brazilian Arch. Biol. Technol.* 60: 1-16.
- Fonseca, A. L. S. et al. 2019. Acetate and sulphate as regulators of potential methane production in a tropical coastal lagoon. – *J. Soils Sediments.* 19(5): 2604-2612.
- Fonte, E. S. et al. 2013. The combination of different carbon sources enhances bacterial growth efficiency in aquatic ecosystems. – *Microb. Ecol.* 66(4): 871-878.
- Garcia, J. L. et al. 2000. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic Archaea. – *Anaerobe* 6: 205-226.
- Gripp, A. R. 2011. Variação diária da emissão de metano por uma lagoa costeira tropical durante o verão: avaliação do potencial de emissão pelos fluxos ebuliente, difusivo e via macrófitas aquáticas.
- Joyce, J. e Jewell, P.W. 2003. Physical controls on methane ebullition from reservoirs and lakes. – *Environ. Eng. Geosci.* IX: 167-178.
- Kaesler, B. e Schönheit, P. 1989. The sodium cycle in methanogenesis. – *Eur. J. Biochem.* 186: 309-316.
- Keller, M. S. e Tallard, R. F. 1994. Methane emission by bubbling from Gatun Lake, Panama. – *J. Geophys. Res.* 99: 8307-8319.
- Keltjens, J. T. e Vogels, G. D. 1993. Conversion of methanol and methylamines to methane and carbon dioxide. – In: Ferry, J. G. (ed), *Methnogenesis*. Chapman & Hall, pp. 253-303.
- Kristjansson, J. K. et al. 1982. Different K_s values for hydrogen of methanogenic bacteria and sulfate reducing bacteria: An explanation for the apparent inhibition of methanogenesis by sulfate. – *Arch. Microbiol.* 131: 278-282.

- Lovley, D. R. 1985. Minimum threshold for hydrogen metabolism in methanogenic bacteria. – *Appl. Environ. Microbiol.* 49: 1530-1531.
- Marani, L. e Alvalá, P. C. 2007. Methane emissions from lakes and floodplains in Pantanal, Brazil. – *Atmos. Environ.* 41: 1627-1633.
- Marinho, C. C. et al. 2004. Resultados e perspectivas sobre o estudo do metano nas lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba e na Lagoa Imboassica na Região Norte do Estado do Rio de Janeiro. – In: Rocha, C. F. D.; Esteves, F. A.; Scarano, F. R. (eds), *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. RiMa, pp. 273-294.
- Marinho, C. C. et al. 2010. Aquatic macrophytes drive sediment stoichiometry and the suspended particulate organic carbon composition of a tropical coastal lagoon. – *Acta Limnol. Bras.* 22: 208–217.
- Marinho, C. C. 2012. Dinâmica do metano nas lagoas costeiras do litoral norte do Rio de Janeiro.
- Marinho, C. C. et al. 2016. Impactos antrópicos nas lagoas costeiras do norte do estado do Rio de Janeiro: uma revisão sobre a eutrofização artificial e gases de efeito estufa. – *RBPG* 13(32): 703-728.
- Marotta, H. 2005. O aporte de carbono orgânico dissolvido e a eutrofização: processos direcionadores do metabolismo das lagoas costeiras tropicais.
- Marotta, H. 2009. Dióxido de carbono nos lagos tropicais: de controles locais a padrões globais.
- Marotta, H. et al. 2010. Long-term CO₂ variability in two shallow tropical lakes experiencing episodic eutrophication and acidification events. – *Ecosystems* 13: 382-392.
- Marotta, H. et al. 2012. Synergistic control of CO₂ emissions by fish and nutrients in a humic tropical lake. – *Oecologia* 168: 839-847.
- Martin, D. D. et al. 1999. Osmoadaptation in archaea. – *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 1815-1825.
- Minello, M. 2004. Metanogênese sob a variação de salinidade em lagoas costeiras do norte fluminense: implicações nas condições osmóticas e na competição por substratos.
- Munson, M. A. et al. 1997. Phylogenetic diversity of Archaea in sediment samples from a coastal salt marsh. – *Appl. Environ. Microbiol.* 63: 4729-4733.
- Nielsen, L. P. et al. 2004. Pathways of organic matter mineralization and nitrogen regeneration in the sediment of five tropical lakes. – *Acta Limnol. Bras.* 16: 193-202.
- Odum, W. E. 1988. Comparative Ecology of Tidal Freshwater and Salt Marshes. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 14: 147-176.
- Oren, A. 1994. The ecology of the extremely halophilic archaea. – *FEMS Microbiol. Rev.* 13: 415-439.
- Petruzzella, A. et al. 2013. Magnitude and variability of methane production and concentration in tropical coastal lagoons sediments. – *Acta Limnol. Bras.* 25: 341-351.
- Petruzzella, A. et al. 2015. Herbivore damage increases methane emission from emergent aquatic macrophytes. – *Aquat. Bot.* 127: 6-11.
- Robinson, J. A. e Tiedje, J. M. 1984. Competition between sulfate-reducing and methanogenic bacteria for H₂ under resting and growing conditions. – *Arch. Microbiol.* 137: 26-32.
- Saches, L. F. et al. 2019. Global regulation of methane emission from natural lakes. – *Scientific Reports.* 9(1): 255.

- Salonen, K. e Vähätalo, A. 1994. Photochemical Mineralization of Dissolved Organic-Matter in Lake Skjervatjern. *Environment International*, 20:307-312.
- Suhett, A. L. et al. 2006. O papel da foto-degradacao do carbono organico dissolvido (COD) nos ecossistemas aquaticos. – *Oecol. Bras.* 10(2):186-204.
- Suhett, A. L. et al. 2007. Seasonal changes of DOC photo-oxidation rates in a tropical humic lagoon: the role of rainfall as a major regulator. – *Can. Journal of Fish. and Aqua. Sci.* 64: 1266-1272.
- Thauer, R. K. 1998. Biochemistry of methanogenesis: a tribute to Marjory Stephenson. – *Microbiology* 144: 2377-2406.
- Ye, R. et al. 2012. pH controls over anaerobic carbon mineralization, the efficiency of methane production, and methanogenic pathways in peatlands across an ombrotrophic–minerotrophic gradient. – *Soil Biol. Biochem.* 54: 36-47.

5

RESPOSTAS DA ICTIOFAUNA DO SÍTIO PELD-RLaC AO REGIME DE PRECIPITAÇÃO

Uma Síntese de 20 Anos de Monitoramento

Ana Cristina Petry • Bruno Cortat Felice
Jorge Iván Sánchez-Botero • Mônica Pacheco de Araújo
Ellen Martins Camara • João Vítor Paschoal de Souza
Ariadne Vieira Lobo dos Santos • Carlos Eduardo Valério dos Santos
Edson Avelar Guimarães • João Marcelo Silva de Souza
Taís de Fátima Ramos Guimarães • Michael Maia Mincarone
Fabio Di Dario • Luciano Gomes Fischer
Pedro Hollanda Carvalho • Bruno Vasconcellos Guimarães Forte
Aline Gomes Dias Pinto Monteiro • Marcos Paulo Figueiredo-Barros
Maurício Mussi Molisani • Francisco de Assis Esteves
Érica Pellegrini Caramaschi

Título Curto

RESPOSTAS DA ICTIOFAUNA AO REGIME DE PRECIPITAÇÃO

RESUMO

A série de lagoas que integram o Sítio PELD-RLaC localiza-se na planície costeira do Norte Fluminense. Nos últimos 20 anos, a intensa variação no regime de precipitação regional determinou sequências de anos com precipitação acumulada abaixo e acima das médias históricas, promovendo eventos de dessecação e conexão hidrológica entre lagoas e de algumas delas, inclusive, com o mar. Neste capítulo apresentamos uma síntese dos padrões de diversidade, avaliando de que maneira o regime de precipitação afeta a composição e a persistência das espécies de peixes nesses sistemas. Foram exploradas as variações interanuais e intra-anuais da ictiofauna em 12 lagoas orientadas paralelamente e sete lagoas orientadas ortogonalmente em relação à linha da costa. Entre 2000 e 2019, foram registradas 108 espécies de peixes, sendo 65 % de origem marinha e 35 % de origem continental. Praticamente todas as espécies de peixes registradas nas lagoas paralelas ocorreram nas lagoas ortogonais. Foi detectada uma relação positiva entre a riqueza de espécies e a área das lagoas. Em parte, isto reflete a entrada de espécies marinhas nas lagoas ortogonais, que são maiores e mais sujeitas aos eventos de abertura da barra arenosa, especialmente a Lagoa Imboassica, em Macaé. As aberturas de barra elevam temporariamente os teores de sais dissolvidos nas lagoas ortogonais, enquanto o dessecação das lagoas paralelas submete os peixes a níveis de salinidade que ultrapassam a salinidade do mar. As espécies que dominam numericamente as comunidades são as persistentes, com destaque para espécies de origem continental, em geral de pequeno porte e curto ciclo de vida, com elevada capacidade de dispersão. As lagoas costeiras do Norte Fluminense representam um ecótono para a ictiofauna, em que espécies eurihalinas atenuam alterações drásticas desencadeadas pelo regime de precipitação na estrutura das comunidades.

Palavras-chave: abertura de barra; colonização; extinção local; Lagoa Imboassica; lagoas costeiras; Norte Fluminense.

5.1 INTRODUÇÃO

Os peixes que vivem no complexo de lagoas costeiras do Norte Fluminense são testemunhos das intensas transformações da região em múltiplas escalas temporais. A extensa planície costeira que se desenvolveu no limite setentrional da Serra do Mar tem origem no Período Quaternário (Suguio et al. 1985). Entre a foz dos rios Paraíba do Sul e Macaé, a feição do relevo é marcada por uma sequência de cristas arenosas paralelas à linha de costa, resquício dos recorrentes períodos de transgressão e regressão marinha. Com o aumento do nível do mar desde o último máximo glacial (há cerca de 15 mil anos), sedimentos flúvio-marinhos passaram a obliterar a foz dos rios de menor porte que atravessavam essa planície arenosa e desaguavam no mar (Dominguez et al. 1983, Bastos e Silva 2000). Também nesse período, dois braços do Rio Paraíba do Sul deixaram a semilaguna onde desaguavam (a atual Lagoa Feia) e migraram para a direção Nordeste (Soffiati 2014). Esse processo converteu os ambientes lóticos e a semilaguna em lagoas orientadas ortogonalmente em relação à linha de costa (doravante nomeadas lagoas ortogonais). Lagoas mais rasas, efêmeras e orientadas paralelamente à linha de costa (doravante nomeadas lagoas paralelas) são mais recentes que as ortogonais, pois se instalaram entre o cordão arenoso da praia atual, formado nos últimos 8 mil anos, e o anterior, formado há mais de 12 mil anos (capítulo 2). Os peixes que ocupam essas lagoas costeiras derivam tanto de grupos marinhos, que adentram os ambientes aquáticos continentais atraídos por água salobra e uma maior disponibilidade de abrigo e recursos alimentares, quanto de grupos continentais, originários das bacias hidrográficas da vertente oriental da Serra do Mar que drenam para as lagoas ortogonais e dessas, para as lagoas paralelas (Petry et al. 2016).

Os estudos ecológicos sobre os peixes nas lagoas costeiras do Norte Fluminense antecedem a implantação do Sítio Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense (PELD-RLaC), em 1999. Essas primeiras investigações voltaram-se mais para aspectos da composição de espécies e seus hábitos alimentares em lagoas sujeitas a aberturas artificiais da barra arenosa (Aguiaro e Caramaschi 1998, Frota e Caramaschi 1998, Reis et al. 1998, Saad et al. 2002, Aguiaro et al. 2003). Uma característica marcante das lagoas costeiras do Norte Fluminense é o longo histórico de ocupação e intervenções hidráulicas a que foram submetidas (Soffiati 2014). Compreender esses aspectos e a sua relação com as respostas da ictiofauna é fundamental na perspectiva de estudos de longo prazo.

O uso mais intensivo da planície costeira do Norte Fluminense remonta ao século XIX e envolveu atividades agropastoris e a escavação de um canal com 106 km de extensão, conectando o curso inferior dos rios Paraíba do Sul e Macaé para escoamento da produção canavieira. Em seu percurso, o canal Campos-Macaé conecta a Lagoa Feia às maiores lagoas ortogonais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), sendo elas as lagoas Paulista, Carapebus e Jurubatiba (Esteves 2011). Em meados do século XX, com o propósito de dessecar as áreas alagáveis da planície para a expansão agropecuária, o Departamento Nacional de Obras e Saneamento promoveu o soerguimento de diques e a escavação de uma complexa rede de canais que aumentaram a conexão de rios, lagoas e brejos com a Lagoa Feia, e dessa com o mar. O mais importante deles é o Canal da Flecha, que suplantou uma extensa e sinuosa conexão natural que a Lagoa Feia estabelecia esporadicamente com o mar por um canal retilíneo, com 13 km de extensão e 120 m de largura, controlado por comportas (Soffiati 2014). Já, para as lagoas situadas junto à linha de costa, estabelecer a conexão com o mar é um processo muito mais rápido e tem como principal propósito o ingresso de peixes marinhos e crustáceos, além da drenagem de áreas. A partir dos anos 1980, com o aumento populacional provocado pela economia do petróleo no Norte Fluminense, a expansão urbana alcançou a área marginal de algumas lagoas e, assim, as aberturas de barra passaram a configurar uma prática frequente para o controle de alagamentos e de escoamento de efluentes ao mar.

Em curto prazo, a abertura de barra incrementa a composição e a abundância de peixes marinhos nas lagoas costeiras, enquanto a longo prazo pode levar à redução dos estoques dos peixes de água doce. Sánchez-Botero et al. (2009, 2016) investigaram o efeito dessas aberturas da barra sobre os estoques de peixes e apontaram um intervalo de 24 meses como o tempo mínimo para a recomposição das populações entre dois eventos em uma mesma lagoa. A conexão da lagoa com o ambiente marinho também altera a composição dos recursos alimentares para os peixes. A sardinha costeira *Platanichthys platana*, por exemplo, consome uma quantidade maior de microalgas filamentosas em ambientes mais frequentemente conectados ao mar, enquanto é essencialmente carnívora (consome microcrustáceos e larvas de insetos) em lagoas onde a abertura da barra arenosa é esporádica (Aguiar et al. 2003). Resumidamente, os estudos iniciais com foco nos efeitos de abertura da barra arenosa das lagoas costeiras do Norte Fluminense forneceram as bases para o delineamento dos estudos de longo prazo da ictiofauna no Sítio PELD-RLaC, um dos nove sítios pioneiros do PELD.

Desde o ano 2000, um programa de amostragens regulares e sistematizadas da ictiofauna passou a ser empreendido nas lagoas costeiras do Sítio PELD-RLaC, o qual compreende as 17 lagoas do PNRJ, a lagoa urbana Imboassica e, mais recentemente, a Lagoa Feia, o relicto da antiga semilaguna e maior corpo lântico do estado do Rio de Janeiro. Nesses 20 anos de pesquisas, o banco de dados da ictiofauna tem servido para responder questões ecológicas em diferentes escalas espaciais e temporais (Caramaschi et al. 2004; Di Dario et al. 2013; Camara et al. 2018). Em sua essência, esses estudos buscam compreender de que forma as lagoas costeiras contribuem para a conservação do conjunto regional de espécies e processos ecossistêmicos nos quais peixes desempenham um papel-chave, seja como recurso pesqueiro ou como elo nas cadeias alimentares. Outro ponto a ser destacado é que o Sítio PELD-RLaC localiza-se em uma região costeira com histórico de séculos de ocupação e sob forte impacto atual de urbanização que foi impulsionada pelas atividades de exploração *offshore* de óleo e gás (Esteves 2011).

Os peixes das lagoas costeiras do Norte Fluminense foram incluídos em um estudo de escala continental que destacou o papel desses ambientes na conservação de espécies, uma vez que 16 das 271 espécies de peixes com ocorrência registrada em lagoas costeiras sul-americanas são endêmicas (Petry et al. 2016). A despeito da relevância biológica dessas espécies, ainda é baixa a fração de lagoas costeiras inseridas em unidades de conservação no Brasil. Uma exceção são justamente as lagoas do PNRJ que, incluem localidades-tipo dos pequenos peixes *Atlantirivulus jurubatibensis* (Rivulidae) e *Jenynsia darwini* (Anablepidae), espécies de Cyprinodontiformes endêmicas que foram descritas nos últimos 15 anos (Costa 2008, Amorim 2018). Ao verificar a influência relativa de fatores históricos e contemporâneos na composição das espécies entre pares de 129 lagoas costeiras sul-americanas, incluindo todas as lagoas do Sítio PELD-RLaC, aqueles relacionados com a conformação de paleodrenagens foram mais importantes que fatores de origem antrópica, como a introdução de espécies ou a ocorrência de aberturas de barra (Guimarães et al. 2021). Esses resultados sugerem que uma fração considerável dos peixes que habitam ambientes geologicamente recentes, como as lagoas costeiras, reflete os movimentos de expansão e contração dos ambientes aquáticos continentais costeiros provocados pelos recuos e avanços do mar em direção ao continente, especialmente desde o último máximo glacial (Tschá et al. 2017).

É possível que a salinidade atue como barreira para a dispersão e promova o isolamento de subpopulações que no passado compartilhavam uma mesma paleodrenagem. Em longo prazo, esse processo pode levar à especiação. Em uma escala temporal muito mais curta e atual, que compara o uso do entorno de lagoas costeiras fluminenses com lagoas costeiras do sul do país entre as décadas de 1980 e 2010, a acelerada urbanização mostra-se determinante da maior riqueza de espécies de peixes das primeiras, muito mais expostas a eventos de abertura de barra (Guimarães et al. 2022). Já em

uma escala mais curta, que acompanhou a perda gradual de espécies pelo dessecamento de lagoas costeiras e poças associadas durante a estiagem prolongada que assolou o sudeste brasileiro entre 2010 e 2014, o incremento da salinidade da água sobressai como o fator que determina extinções locais das espécies estenohalinas, ou seja, aquelas menos tolerantes a variações na salinidade da água (dos Santos et al. submetido).

Há 10 anos, foi publicada a última revisão sobre a composição das espécies de peixes do Sítio PELD-RLaC (Di Dario et al. 2013). Essa iniciativa demonstrou que as lagoas ortogonais, apesar de mais ricas em espécies, compartilham menos espécies entre si que com as lagoas paralelas. As espécies de origem marinha são as responsáveis por esse padrão, pois sua ocorrência nas lagoas depende do ingresso de estoques presentes na costa durante os eventos de abertura da barra. Como nem todas as lagoas ortogonais passam por aberturas de barra e quando passam são em períodos e frequências diferentes, elas são mais heterogêneas na composição de peixes. Considerando a tendência de intensificação nas variações do regime de precipitação devido às mudanças climáticas (IPCC, 2021), espera-se maior frequência de eventos extremos relacionados com a precipitação, como o dessecamento de lagoas paralelas e a abertura de barra de lagoas costeiras ortogonais.

Peixes representam o maior grupo de vertebrados que dependem da conectividade hidrológica para dispersão. Em planícies alagáveis, em que a conexão hidrológica dá-se tanto no eixo longitudinal dos rios quanto no eixo lateral, entre os rios e as lagoas marginais, a persistência regional das espécies está relacionada ao tamanho das populações (Amoros e Roux 1988, Petry et al. 2003, Ganzotti et al. 2022). As influências de variações da precipitação na composição, abundância e persistência das espécies representam um aspecto muito importante e que ainda precisa ser elucidado para a ictiofauna dos ambientes lênticos especialmente do Norte Fluminense. Portanto, este capítulo tem por objetivo sintetizar os principais resultados das duas décadas de pesquisas ecológicas com peixes no Sítio PELD-RLaC, um período marcado por intensa variação no regime de precipitação. Ao assumir a precipitação como o principal condutor das mudanças ambientais em sistemas lênticos e que essas mudanças, por sua vez, moldam as características das populações e das comunidades, neste capítulo exploramos a variação interanual e intra-anual da ictiofauna das lagoas costeiras do Sítio PELD-RLaC. Os resultados obtidos nas 19 lagoas monitoradas poderão ser utilizados como referencial para estudos com dezenas de outras lagoas distribuídas pela costa brasileira. Desse modo, será possível aprimorar o manejo e a gestão de corpos hídricos e seus recursos pesqueiros, uma vez que parte dessas lagoas está fora de unidades de conservação, além de direcionar pesquisas para a próxima década no Sítio PELD-RLaC.

5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

5.2.1 Amostragem da Ictiofauna, Parâmetros Limnológicos e Regime de Precipitação

Entre 2000 e 2019, foram empreendidas 287 campanhas de amostragem da ictiofauna nas 17 lagoas costeiras do PNRJ, além das lagoas Imboassica e Feia, localizadas fora da unidade de conservação (figura 5.1). Os peixes foram capturados com o emprego de diversos apetrechos de pesca, que variaram de acordo com a profundidade e a complexidade de cada ambiente. Arrastos com uma rede de 5 m de comprimento e malha de 5 mm entre-nós foram empregados em três trechos de 30 m na região marginal, enquanto um conjunto de redes de espera de malha com 15, 20, 25, 30, 35, 40 e 45 mm entre-nós permanecia por pelo menos quatro horas na região pelágica de cada lagoa. Adicionalmente, peneiras e puçás foram empregadas para a amostragem dos peixes em poças e na região marginal vegetada das lagoas.

Na primeira fase do projeto (2000-2009), as lagoas do PNRJ e Imboassica foram amostradas semestralmente (fevereiro e agosto), sendo que, entre 2002 e 2003, todas as lagoas paralelas dessecaram. Em 2010 e 2011, as amostragens limitaram-se às lagoas Jurubatiba e Comprida, que se tornaram alvos das pesquisas na segunda fase do projeto. A partir desse período, passou a ser utilizado um conjunto de redes de espera em quatro regiões de cada lagoa ortogonal, por 12 h. Adicionalmente, com auxílios financeiros do CNPq e da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa no Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), amostragens trimestrais (fevereiro, maio, agosto e novembro) foram empreendidas, entre 2010 e 2014, nas lagoas Garças, Piripiri, Catingosa e 13 poças a elas associadas. A terceira fase do projeto (2012-2016) foi marcada por outro dessecamento de todas as lagoas paralelas. Após um intervalo de dois anos em que não houve coletas (2015 e 2016), o monitoramento foi retomado em 2017, na quarta fase do projeto (2016-2020), quando a Lagoa Feia foi incorporada ao Sítio PELD-RLaC e passou a ser monitorada. Desde 2017 o monitoramento nas lagoas costeiras do Sítio PELD-RLaC passou a ocorrer a cada dois anos, em virtude de redução no aporte financeiro ao projeto. As coletas foram autorizadas pelo SISBIO (33278) e exemplares de todas as espécies foram depositados na Coleção de Peixes do NUPEM/UFRJ.



FIGURA 5.1 Delimitação do Sítio PELD-RLaC (linha branca) e do PNRJ (linha amarela), com a identificação das 19 lagoas (tabela 5.1) incluídas neste estudo. O polígono do Sítio PELD-RLaC localiza-se entre as coordenadas 21.894774 e 22.427388 Sul e 41.179387 e 41.866758 Oeste (Datum SIRGAS 2000).

Concomitantemente à amostragem dos peixes, variáveis limnológicas, como a temperatura e os teores de sais e oxigênio dissolvido, foram registradas com auxílio de um medidor multiparâmetro (YSI Yellow Spring). Em laboratório, foram determinados o pH e as concentrações de nutrientes, clorofila-*a* e carbono orgânico dissolvido das amostras de água.

Os dados de precipitação anual acumulada do Norte Fluminense entre 1961 e 2019 foram obtidos a partir dos registros da estação meteorológica de Campos dos Goytacazes, disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020). A média da precipitação anual acumulada entre 1961 e 1999 (média histórica) serviu para determinar os desvios do acumulado anual de cada ano investigado entre 2000 e 2019 em relação à média histórica. No contexto deste capítulo, anos chuvosos foram definidos como sendo aqueles com desvios positivos em relação à média histórica, ao passo que anos secos são aqueles com desvios negativos em relação a essa média.

Quatro imagens de satélite da área do PNRJ foram obtidas no mês de dezembro de anos que marcaram a transição entre sequências de anos secos e chuvosos (2003, 2009, 2013 e 2018). Foi realizada uma classificação semiautomática dessas imagens em duas classes de uso: cobertura por água e/ou vegetação e cobertura por solo exposto. A área de cada classe foi calculada para cada um desses anos. Já a área das lagoas foi calculada a partir de imagens de satélite de 2014 (Landsat 8, resolução espacial de 30 m) em ArcGIS 10.2.

5.2.2 Análise de Dados

Matrizes de ocorrência e de abundância das espécies foram elaboradas considerando cada lagoa e ano como uma observação. Após conferir a nomenclatura atualizada das espécies de acordo com Fricke et al. (2022), cada uma delas foi categorizada como possuindo origem continental, quando pertencente às famílias das Divisões primária e secundária de peixes de água doce (*sensu* Myers 1938), ou como de origem marinha, quando pertencente a grupos de peixes marinhos ou da divisão periférica (*sensu* Nichols 1928). *Platanichthys platana* (Clupeidae) e *Pseudophallus mindii* (Syngnathidae), duas espécies pertencentes a famílias de peixes predominantemente marinhas, mas que são mais associadas ou totalmente restritas a ambientes estuarinos ou de água doce, foram aqui consideradas continentais (anexo 5.1).

Desde o início do projeto, foram registradas diversas espécies atribuídas ao gênero *Astyanax* (Characidae) (*A. cf. giton*, *A. cf. hastatus*, *A. intermedius*, *A. janeiroensis*, *Psalidodon parahybae*, *A. taeniatus*, *Astyanax* sp. 1). Entretanto, tendo em vista as modificações mais recentes na taxonomia desse gênero, e considerando a grande similaridade anatômica dessas formas, que leva à possibilidade de erros de identificação, em função das diferentes equipes envolvidas no projeto, optamos por agrupar nas análises a maioria dos morfotipos atribuídos a *Astyanax* em uma única entidade, *Astyanax* spp. A exceção é *Astyanax* sp. gr. *A. bimaculatus*, um táxon com características conspícuas e bastante distintivas das outras formas do gênero na região. Um critério similar de agrupamento de espécies foi utilizado para as tilápias *Coptodon rendalli* e *Oreochromis niloticus* (Cichlidae), espécies amplamente distribuídas em ambientes aquáticos do Norte Fluminense e cujos indivíduos juvenis são de difícil distinção. Cabe destacar que Characidae e Cichlidae são famílias de peixes de origem continental, porém pertencentes às divisões primária e secundária de peixes de água doce, respectivamente.

A composição de espécies registrada em cada lagoa em todo o período investigado (diversidade alfa) foi utilizada para explorar a relação entre a riqueza de espécies e a área das lagoas. Uma Ordenação Multidimensional Não Métrica (NMDS) foi empregada com o objetivo de explorar a similaridade das lagoas em função da composição das espécies. Para isso, a matriz de ocorrência (presença e ausência) de espécies foi utilizada, considerando cada lagoa e ano como uma observação. Curvas de acumulação de espécies foram construídas com o propósito de comparar o número de espécies para esforços similares de coleta em lagoas ortogonais e paralelas, em anos secos e chuvosos.

Uma correlação de Pearson foi empregada com a finalidade de explorar a associação entre os valores médios e de desvio-padrão de salinidade, utilizando cada lagoa como uma observação. O com-

primento máximo de cada espécie foi obtido de Froese e Pauly (2022), e um teste *t* para variâncias heterogêneas foi utilizado para comparar o comprimento máximo entre espécies continentais e marinhas. Os padrões de dominância e persistência das espécies em cada lagoa costeira foram explorados da seguinte forma: para cada espécie foi calculada sua (i) persistência, como a proporção de amostras em que foi registrada e a (ii) abundância local média, como a média aritmética da abundância de exemplares da espécie nas amostras em que foi registrada. Em seguida, o logaritmo da abundância foi plotado contra a função *logit* da persistência. Correlações de Pearson foram empregadas com a finalidade de explorar a associação entre a abundância e a persistência das espécies em cada lagoa. Três lagoas foram pouco amostradas, em função da alta frequência de dessecamento (Encantada e Bezerra) ou por ter sido apenas recentemente incorporada à malha amostral do Sítio PELD-RLaC (Feia). Por esse motivo, as espécies identificadas exclusivamente nessas lagoas não foram incluídas na regressão linear, na NMDS, nas curvas de acumulação de espécies, no teste *t* e na análise dos padrões de dominância e de persistência das espécies.

Com a finalidade de registrar alterações limnológicas no processo de dessecamento em lagoas e poças associadas, foi aplicada uma Análise de Componentes Principais (ACP) sobre a matriz de correlação de valores padronizados (z-escore) de todas as variáveis limnológicas registradas trimestralmente entre 2010 e 2014. Os dados foram previamente logaritmizados [$\log(x+1)$], exceto o pH. A concentração dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) foi expressa pela razão N:P. Foram retidos para interpretação apenas os dois primeiros eixos principais. Essa mesma matriz foi posteriormente utilizada em uma análise de correspondência canônica (ACC), que teve por objetivo ordenar a composição e a abundância de espécies em função das variáveis limnológicas. A matriz de espécies também passou por transformação prévia dos dados [$\log(x+1)$]. Para fins de exploração visual dos padrões, as amostras foram ordenadas no espaço formado pelos dois primeiros eixos da ACP e a alocação das espécies seguiu os padrões gerais de seu ordenamento na ACC. Para essas análises, o pacote *vegan* foi utilizado (Oksanen et al. 2019).

Todas as análises foram desenvolvidas em ambiente R (R Core Team 2018), e o nível de significância assumido em todos os testes foi $P < 0,05$.

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Regime da Precipitação e seus Efeitos na Hidrologia das Lagoas Costeiras do Norte Fluminense

As duas décadas de monitoramento da ictiofauna foram marcadas por anos de precipitação acumulada acima (nove anos) e abaixo (11 anos) da média histórica para a planície costeira do Norte Fluminense (1 000 mm entre os anos de 1961 e 1999) (figura 5.2a). Entre 2000-2003, 2010-2012, e 2014-2017, a precipitação anual esteve abaixo da média histórica (barras cinza-claras; figura 5.2a), culminando no dessecamento das 12 lagoas paralelas do PNRJ em 2002-2003 e em 2016-2017. Mesmo com precipitação acima da média histórica, o acumulado de chuva em 2013 não foi suficiente para evitar o dessecamento das lagoas paralelas. O período mais prolongado de chuvas acima das médias históricas ocorreu entre 2004-2009 e passou a se repetir a partir de 2018 (barras cinza-escuras; figura 5.2a).

Pelo menos dois anos seguidos de precipitação acima de 800 mm foram necessários para a recarga do volume de água e o retorno do registro de peixes em todas as lagoas paralelas que dessecaram nas décadas de 2000 e 2010; isto ocorreu respectivamente em 2005 e 2019. Nessas fases de maior precipitação, o nível das lagoas ortogonais também aumentou de forma pronunciada. Ao extravasarem nos anos 2004 e 2018, as lagoas ortogonais passaram a inundar as depressões entre as cristas arenosas e reestabeleceram conexões superficiais com lagoas adjacentes (figura 5.2b).

Mais de 50 % da área do PNRJ esteve coberta por água e/ou vegetação ao final do período pluri-anual úmido (ano 2009: 78,53 km² ou 53 % da área), enquanto nos três anos que sucederam períodos pluri-anuais secos essa cobertura foi consideravelmente menor (ano 2004: 41,76 km² ou 28 % da área; ano 2013: 66,20 km² ou 45 % da área; ano 2018: 48,81 km² ou 33 % da área) (figura 5.2b).

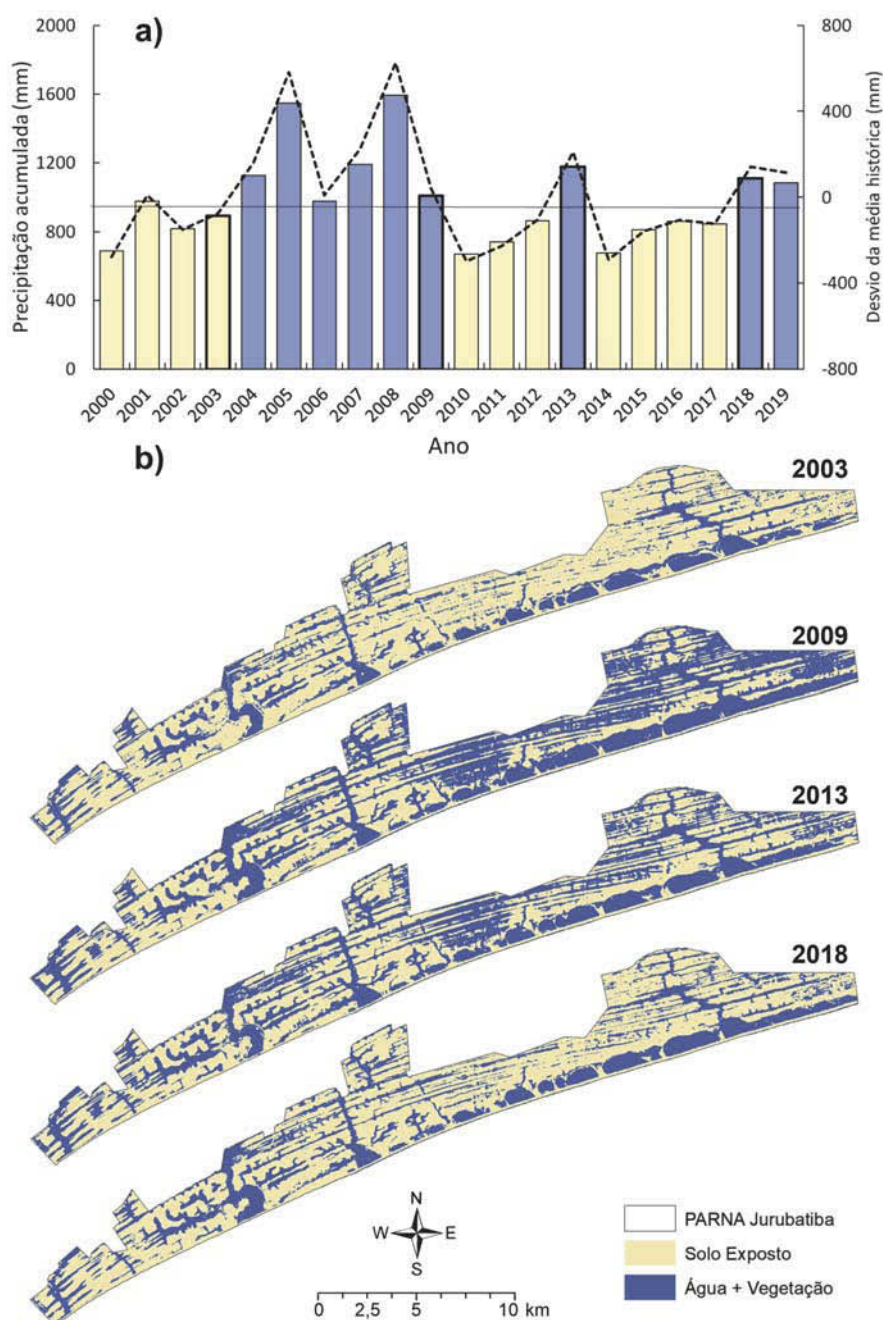


FIGURA 5.2 Precipitação anual acumulada entre os anos 2000 e 2019 (barras) na planície costeira do Norte Fluminense, de acordo com os registros da Estação Meteorológica de Campos dos Goytacazes (INMET, 2022) (a). Em (a), a linha tracejada representa a magnitude do desvio entre a precipitação acumulada de cada ano (barra) e a linha contínua representa a média histórica registrada entre 1961 e 1999 (1 000 mm). As barras com borda mais espessa indicam anos que sucederam períodos pluri-anuais secos (2003, 2013 e 2018) e úmidos (2009). A cobertura da área do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba por água e/ou vegetação (azul) foi calculada para cada um desses quatro anos (b).

Um total de 17 eventos de aberturas da barra arenosa foi registrado durante o período investigado, todos eles em lagoas ortogonais, sendo sete deles apenas na Lagoa Imboassica. As aberturas da barra na Lagoa Imboassica ocorreram tanto em anos secos (2001, 2012, 2016, 2017) quanto em anos chuvosos (2007, 2008, 2009). Já nas lagoas do PNRJ, as aberturas de barra ocorreram exclusivamente em anos chuvosos (Carapebus, em 2004, 2008, 2009, 2013 e 2019; Jurubatiba, em 2005, 2008 e 2019; e Paulista, em 2007 e 2019). As lagoas Comprida e Preta não foram submetidas à abertura de barra, enquanto a Lagoa Feia apresenta uma conexão permanente com o mar pelo Canal da Flecha (tabela 5.1).

TABELA 5.1 Lagoas costeiras pertencentes ao Sítio PELD-RLaC, sua orientação em relação à linha de costa, número de eventos de abertura de barra, registro de dessecamento (X) e amplitude dos registros de salinidade entre 2000 e 2019, número de anos amostrados, e riqueza de espécies (S, diversidade alfa). A ordem das lagoas (ID) segue o gradiente latitudinal.
* Lagoas pouco amostradas e excluídas das análises quantitativas

Lagoa	Orientação	Abertura de barra	Dessecamento	Salinidade	Anos amostrados	S
Imboassica	Ortogonal	7		0,1-31,0	11	53
Jurubatiba	Ortogonal	3		0,1-0,2	12	30
Comprida	Ortogonal			0,1-0,2	12	10
Carapebus	Ortogonal	5		1,0-13,4	12	62
Encantada*	Paralela		X	0,4-0,8	2	5
Paulista	Ortogonal	2		0,3-4,7	10	27
Bezerra*	Paralela		X	1,4-1,9	2	5
Garças	Paralela		X	13,9-48,3	12	18
Piripiri	Paralela		X	6,2-68,6	14	13
Maria Menina	Paralela		X	21,8-74,3	5	5
Robalo	Paralela		X	38,8-231,2	3	9
Visgueiro	Paralela		X	42,0-104,8	5	5
Catingosa	Paralela		X	12,7-52,0	8	19
Pires	Paralela		X	20,7-48,8	7	9
Preta	Ortogonal			5,7-62,9	10	11
Barrinha	Paralela		X	6,9-11,1	4	9
Casa Velha	Paralela		X	11,8-34,5	8	11
Ubatuba	Paralela		X	14,2-14,7	6	10
Feia*	Ortogonal			0,1	1	40

5.3.2 A Diversidade de Espécies de Peixes das Lagoas Costeiras do Norte Fluminense

Entre os anos 2000 e 2019, 108 espécies de peixes foram registradas, sendo 70 delas de origem marinha e 38 de origem continental (anexo 5.1). Com raras exceções (*Atlantirivulus jurubatibensis*, *Acentronichthys* cf. *leptos* e *Synbranchus marmoratus*), todas as 27 espécies registradas em lagoas paralelas também ocorreram em lagoas ortogonais, enquanto 70 espécies foram registradas apenas em lagoas ortogonais. A Lagoa Feia foi o único ambiente em que espécies migradoras foram observadas, dentre elas, a piabanha *Brycon insignis*, espécie endêmica das bacias dos rios Paraíba do Sul, São João, Itabapoana e Itapemirim, categorizada como Em Perigo (Akama et al. 2018) (anexo 5.1). Exemplares de quase todas as espécies registradas nesses 20 anos de pesquisas estão catalogados na coleção de peixes do NUPEM/UFRJ (NPM), que é referência do acervo biológico do PELD-RLaC (anexo 5.1). Além de representarem o testemunho das espécies coletadas, esses exemplares também são importantes para estudos de taxonomia, evolução, variação fenotípica, ecologia funcional e, potencialmente, a descrição de novas espécies, principalmente de espécies crípticas que vivem na região.

Uma relação positiva e significativa foi detectada entre a riqueza de espécies e a área das lagoas ($F = 7,15$; g.l. = 1;14; $P = 0,02$) (figura 5.3a), mas a área explicou apenas 34 % da variação na riqueza de espécies. Isto significa que deve(m) existir outro(s) fator(es) tão ou mais importante(s) como preditor(es) do número de espécies. Um desses fatores está relacionado com a maior representatividade de espécies de origem marinha em lagoas ortogonais, pois essas lagoas são maiores e mais sujeitas aos eventos de abertura da barra arenosa, com destaque para Imboassica e Carapebus (tabela 5.1; figura 5.3b).

A maior similaridade na composição das espécies entre as lagoas paralelas reflete-se na maior proximidade entre elas no espaço formado pelos dois primeiros eixos da NMDS (figura 5.3b). Além disso, por possuírem menores dimensões e ausência de aporte fluvial, as lagoas paralelas estão muito mais sujeitas à contração do volume devido aos *deficits* de pluviosidade. Assim, a ictiofauna das lagoas paralelas está mais vulnerável aos efeitos de condições ambientais locais, que funcionam como filtros que determinam a persistência de um subgrupo de espécies mais tolerantes aos fatores que limitam a sobrevivência dos indivíduos (Mouillot et al. 2007, Bray et al. 2019) (figura 5.3b). Em 2014, por exemplo, as lagoas Garças e Maria Menina tornaram-se hipersalinas, e apenas o barrigudinho *Poecilia vivipara* (Poeciliidae) foi encontrado. Apesar de continental, esta espécie eurihalina pertence à família da divisão secundária de peixes de água doce (*sensu* Myers 1938), sendo a sua tolerância a amplas variações na salinidade possivelmente devido à sua história filogenética relacionada ao ambiente marinho.

Foi encontrada uma relação positiva e altamente significativa entre os valores das médias e os valores dos desvios-padrões da salinidade ($r = 0,94$; g.l. = 15; $P < 0,01$), indicando que as lagoas que alcançam os maiores valores médios são praticamente as mesmas que apresentam as maiores oscilações na salinidade da água.

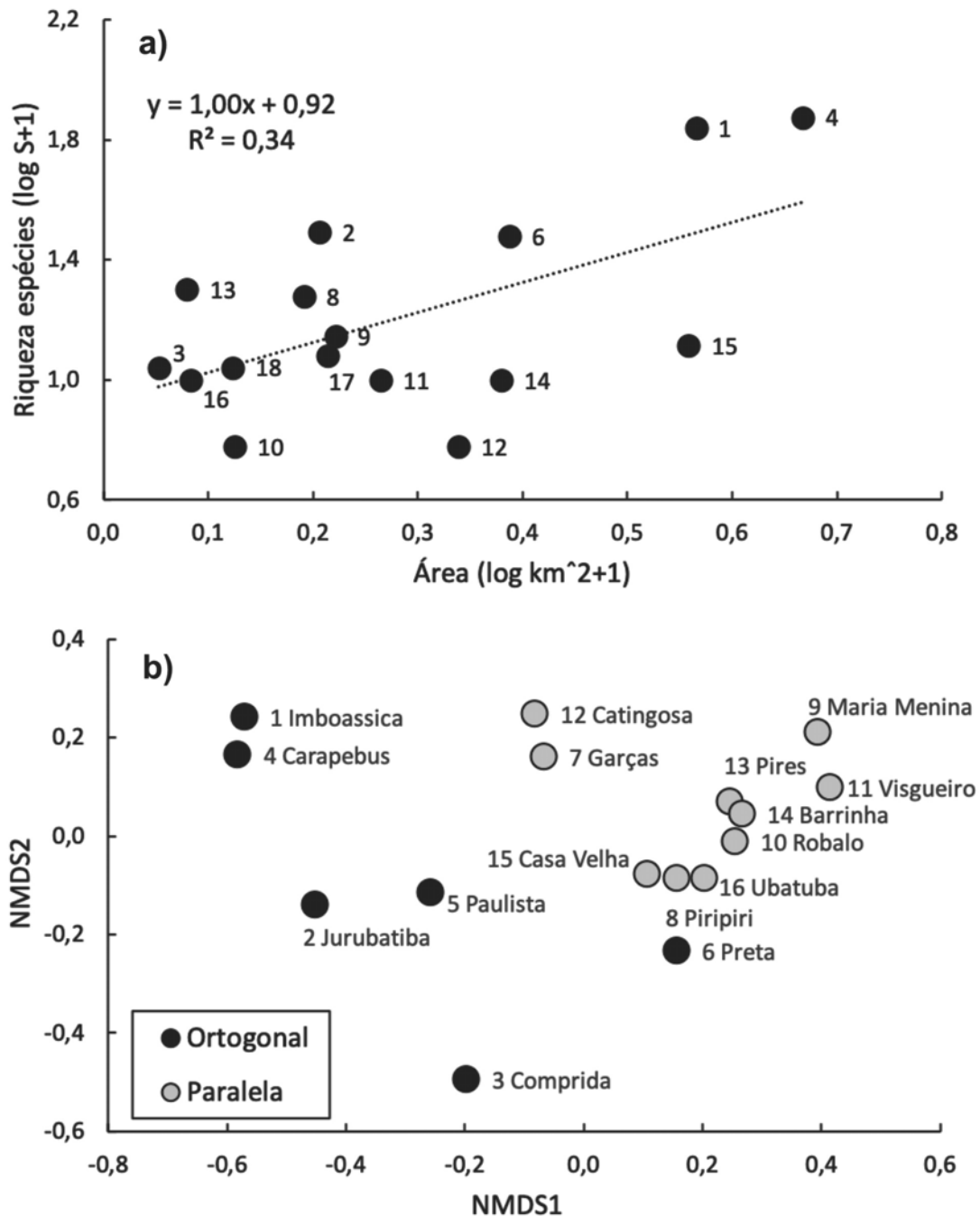


FIGURA 5.3 Relação entre a área e o número de espécies de peixes (diversidade alfa) (a) e ordenação de 16 das 19 lagoas costeiras do Sítio PELD-RLaC, em função da composição das espécies (b). A identificação das lagoas é a mesma em (a) e (b).

O reconhecimento de que aberturas artificiais da barra arenosa representam pontos de mudança na estrutura das comunidades de peixes das lagoas ortogonais não é recente (Caramaschi et al. 2004, Sánchez-Botero et al. 2009, Di Dario et al. 2013, Camara et al. 2018). Esses eventos repercutem na mídia regional e historicamente são geradores de conflitos entre os gestores municipais, uma vez que, com a abertura de barra, grande parte da matéria orgânica produzida nas lagoas costeiras (plantas aquáticas, peixes e outros animais) é transportada para o mar. Nesse contexto, os resultados das

pesquisas sobre a ictiofauna do Sítio PELD-RLaC foram fundamentais para o desenvolvimento de documentos técnicos norteadores dos procedimentos de abertura da barra, aprovados pelos conselhos consultivos do PNRJ (ICMBio 2012) e Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Macaé e Ostras (CBH, 2018). Por exemplo, a intervenção de abertura de barra arenosa, que ocorreu na Lagoa Carapebus, em 2013, seguiu o protocolo de procedimentos e foi considerada exitosa pelos gestores da Unidade de Conservação.

Mesmo que as 17 aberturas artificiais da barra registradas no período de estudo tenham possibilitado novos registros de espécies nas lagoas costeiras, a partir da entrada de espécies marinhas, a comparação das estimativas de riqueza para o mesmo número de campanhas sugere que, em geral, a saturação no número de espécies é alcançada com cerca de 20 campanhas. A assíntota no número de espécies foi alcançada com menos campanhas em lagoas ortogonais em anos chuvosos e em lagoas paralelas em anos secos (figura 5.4). Enquanto as aberturas de barra promovem aumentos mesmo que temporários na riqueza de espécies e nos teores de sais dissolvidos das lagoas ortogonais, o dessecamento concentra os peixes e aumenta os níveis de salinidade das lagoas paralelas, que podem ultrapassar em até três vezes a salinidade do mar (tabela 5.1). Esses dois processos contribuem para que a saturação no número de espécies seja alcançada com um menor esforço amostral.

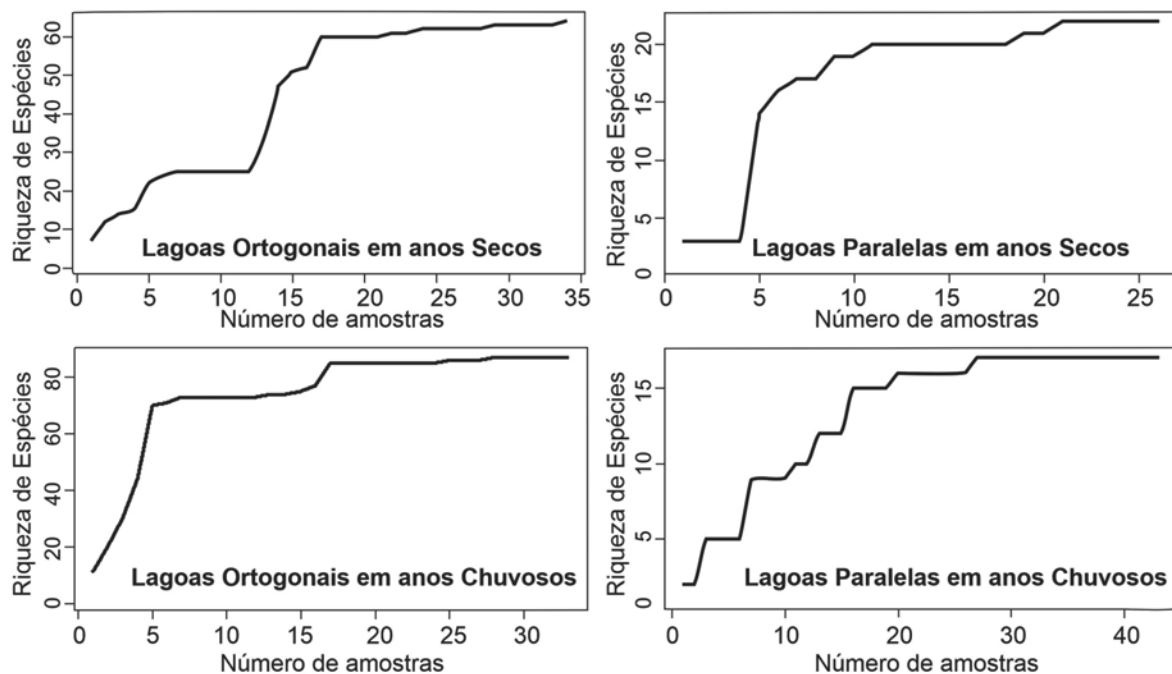


FIGURA 5.4 Curvas de acumulação de espécies por campanhas de coleta nas seis lagoas ortogonais (à esquerda) e dez lagoas paralelas (à direita) do Sítio PELD-RLaC.

A amplitude de tamanho das espécies variou de forma pronunciada (comprimento total entre 2,5 e 150,0 cm). A menor espécie registrada foi *Phalloptychus januarius* (Poeciliidae) e a maior espécie foi o muçum *Synbranchus marmoratus* (Synbranchidae), ambas de origem continental. Mesmo que a maior amplitude de tamanho tenha sido verificada entre as espécies de origem continental (média = 28,1; mediana = 17,5 cm), foram as espécies de origem marinha que apresentaram tamanhos de corpo significativamente maiores (média = 42,3; mediana = 32,1 cm) ($t = -2,32$; g.l. = 76,11; $P = 0,02$) (figura 5.5b).

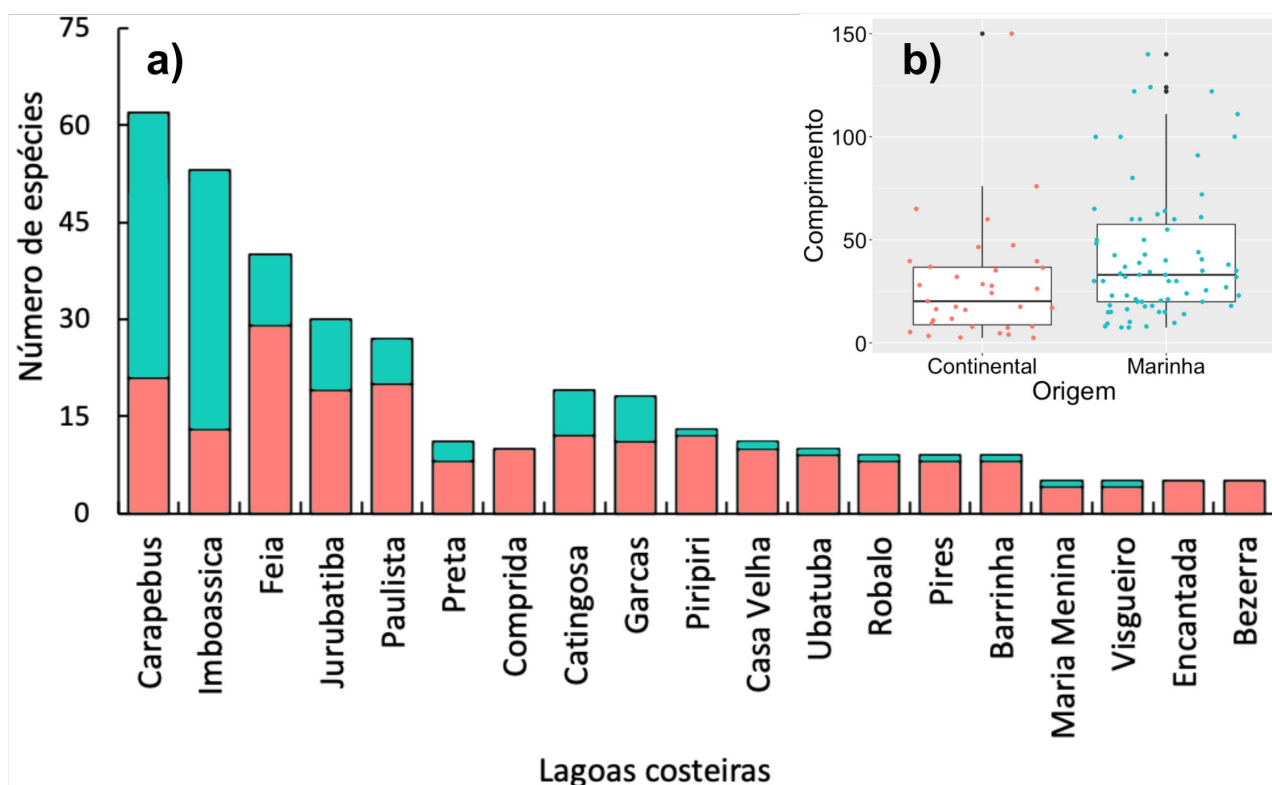


FIGURA 5.5 Proporção das espécies de peixes de origem marinha e continental e comprimento total máximo (cm) dos peixes registrados nas campanhas do Sítio PELD-RLaC nas 19 lagoas costeiras do Norte Fluminense. No eixo da abscissa, as lagoas ortogonais (Carapebus-Comprida) e paralelas (Catingosa-Bezerra) estão em ordem decrescente na riqueza de espécies. *Outliers* são representados pelos pontos pretos em (b).

Foi encontrada uma relação positiva e significativa entre a frequência da ocupação temporal (medida pelo número de coletas nas quais uma determinada espécie foi registrada) e a representatividade média de cada espécie na abundância em cada lagoa (tabela 5.2). Com exceção da Lagoa Preta em anos chuvosos, as espécies de origem continental que dominam numericamente são as mais persistentes em lagoas costeiras do Norte Fluminense. Destacam-se aquelas espécies de pequeno porte e curto ciclo de vida das famílias Characidae (*Hyphessobrycon bifasciatus*), Poeciliidae (*Poecilia vivipara* e *Phalloptychus januarius*) e Anablepidae (*Jenynsia darwini*), sendo as duas últimas eurihalinas e vivíparas. Em geral, essas espécies persistem até a extinção local em eventos de dessecação completo. Na Lagoa Imboassica, aquela localizada fora da unidade de conservação e frequentemente submetida aos eventos de abertura de barra, tanto em anos secos como chuvosos, espécies invasoras dominam numericamente e são as mais persistentes (tabela 5.2).

TABELA 5.2 Correlação entre a persistência (*logit* da ocupação temporal) e a dominância (*log* da abundância média) das espécies de peixes em nove lagoas do Sítio PELD-RLaC. A espécie mais persistente e numericamente dominante é indicada. Lista completa das espécies pode ser encontrada no anexo 5.1

	Anos Secos					Anos Chuvosos			
	r	g.l.	P	Espécie		r	g.l.	P	Espécie
Imboassica	0,81	13	< 0,01	Tilápias		0,83	57	< 0,01	Tilápias
Jurubatiba	0,75	23	< 0,01	<i>H. bifasciatus</i>		0,69	22	< 0,01	<i>D. luetkenii</i>
Comprida	0,93	7	< 0,01	<i>H. bifasciatus</i>		0,58	5	0,17	<i>H. bifasciatus</i>
Carapebus	0,82	19	< 0,01	<i>H. bifasciatus</i>		0,76	71	< 0,01	<i>G. rufomarginatus</i>
Paulista	0,60	19	< 0,01	<i>P. vivipara</i>		0,37	19	0,10	<i>G. rufomarginatus</i>
Garças	0,81	13	< 0,01	<i>P. vivipara</i>		0,70	8	0,02	<i>P. vivipara</i>
Piripiri	0,80	10	< 0,01	<i>P. vivipara</i>		0,88	9	< 0,01	<i>P. vivipara</i>
Catingosa	0,80	16	< 0,01	<i>P. januarius</i>		0,77	8	< 0,01	<i>P. vivipara</i>
Preta	0,63	8	< 0,01	<i>J. darwini</i>		1,00	7	< 0,01	<i>A. brasiliensis</i>

5.3.3 A Dinâmica do Dessecamento de Lagoas Costeiras e Poças

No período de 36 meses em que lagoas e poças associadas foram monitoradas trimestralmente, em geral, os valores de salinidade variaram inversamente à profundidade da coluna da água (figura 5.6a). No período, os valores de salinidade nas lagoas costeiras variaram entre 4 e 52 ‰ e entre 0,1 e 69 ‰ nas poças associadas. Para um pequeno conjunto de três poças localizadas sob vegetação arbustiva adjacente às lagoas das Garças, Piripiri e Catingosa (poças abrigadas), os valores de salinidade da água foram invariavelmente baixos (entre 0 e 0,2 ‰). Essas poças de água doce são hipóxicas (< 2 mgL⁻¹ de oxigênio dissolvido), enquanto as dez poças situadas mais próximas à linha de costa (poça costeiras) caracterizaram-se por maiores concentrações de COD e clorofila-*a*. Juntos, os dois primeiros eixos da ACP explicam 51 % da variação da matriz das variáveis limnológicas dos ambientes monitorados (figura 5.6b). A ordenação das amostras no espaço bidimensional formado pelos dois primeiros eixos da ACP revelou grupos de ambientes que compartilham valores similares para as principais características limnológicas. Essas três lagoas (Garças, Piripiri e Catingosa), as três poças abrigadas e as 10 poças mais próximas da costa são mais semelhantes entre si quanto às variáveis abióticas (figura 5.6b).

Quando a composição das 20 espécies de peixes registradas nesses 16 ambientes é associada ao tipo de ambiente, é possível verificar que a ocorrência de espécies de origem marinha *Anchoa clupeioides*, *Lycengraulis grossidens*, *Atherinella brasiliensis*, *Gobionellus oceanicus* está limitada às lagoas, enquanto as espécies continentais *Atlantirivulus jurubatibensis*, *Phallocceros* cf. *harpagos*, *Gymnotus* sp., *Callichthys callichthys*, *Hoplerythrinus unitaeniatus* e *Hyphessobrycon reticulatus* são restritas às poças dulcícolas e hipóxicas. Outras espécies de origem continental foram encontradas em poças mais próximas à costa apenas nos primeiros meses do monitoramento. Com o tempo, e em função da redução dos índices de pluviosidade e aumento da salinidade da água, *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Synbranchus marmoratus* e *Astyanax* cf. *A. gr. Bimaculatus* foram extintas localmente nos corpos hídricos amostrados, enquanto *Geophagus rufomarginatus*, *Poecilia vivipara*, *Phalloptychus januarius*, *Jenynsia darwini* e *Platanichthys platana* foram registradas sob condições hipersalinas até, no máximo, 38 ‰ (figura 5.6b).

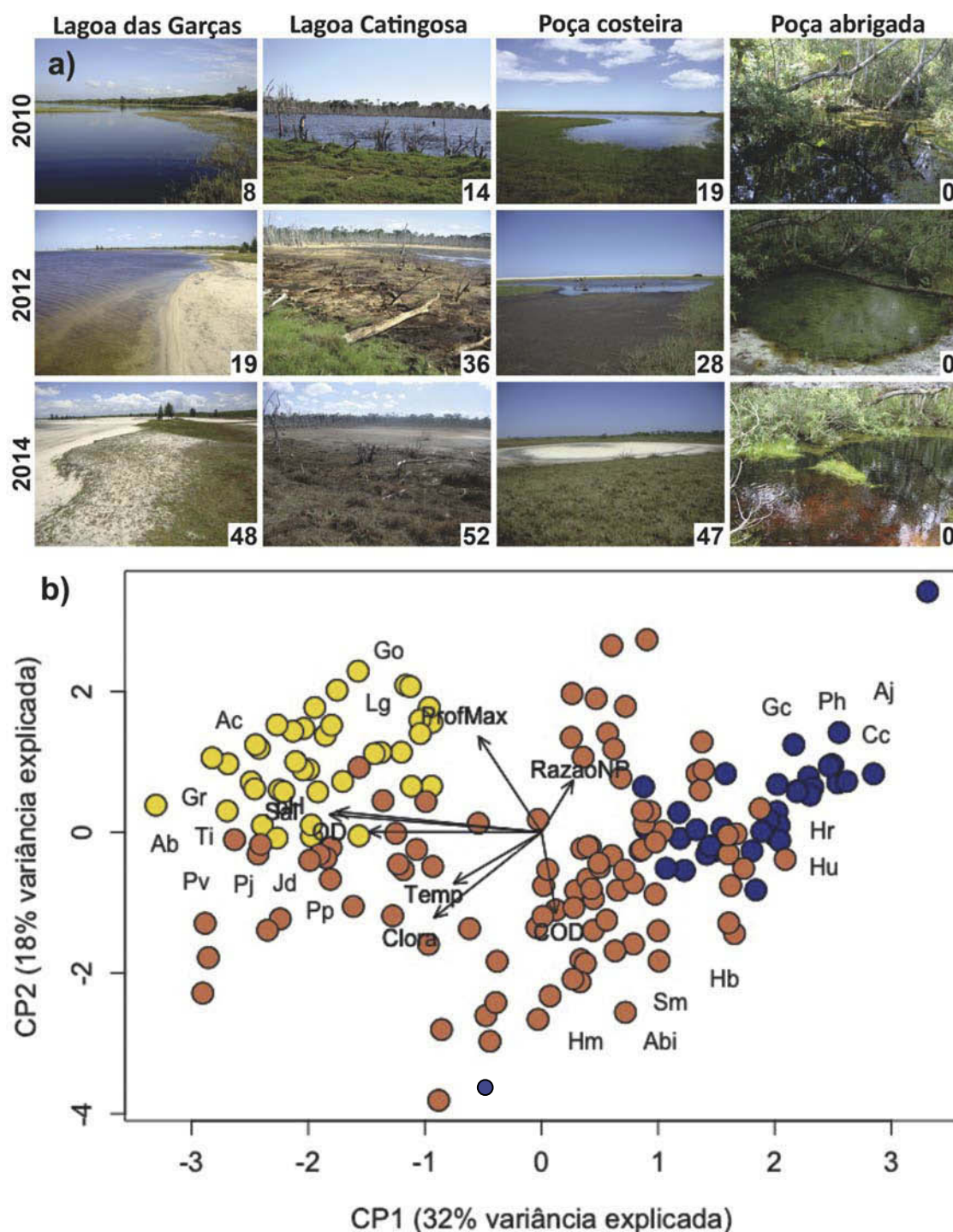


FIGURA 5.6 A dinâmica hidrológica dos 16 ambientes aquáticos monitorados trimestralmente entre 2010 e 2014 (a) influencia a ordenação das amostras de lagoas (●), poças costeiras (●) e abrigadas (●) em função de suas similaridades em relação aos oito fatores limnológicos (b). Em (a), o valor da salinidade da água na ocasião do registro fotográfico é indicado. Em ordem de importância na Análise de Componentes Principais, os oito fatores limnológicos são: Salinidade (Sal), pH, Oxigênio dissolvido (OD), Profundidade máxima (ProfMax), Clorofila-*a* (Clora), Temperatura (Temp), Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e razão nitrogênio: fósforo (RazãoNP). A posição das espécies de peixes encontradas em cada tipo de ambiente foi estabelecida com base em uma Análise de Correspondência Canônica. As espécies estão identificadas pelas iniciais. Apenas a poça localizada sob a vegetação e distante da costa respondeu positivamente à maior precipitação registrada no ano 2013 e apresentou constância em baixos teores de sais dissolvidos na água.

5.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os 20 anos de pesquisas no Sítio PELD-RLaC possibilitaram acompanhar as respostas da ictiofauna a dois eventos plurianuais de precipitação acima e abaixo das médias históricas. Esses eventos que aconteceram em cada uma das duas décadas conduziram a graus extremos de grande conectividade hidrológica do sistema, marcados por aberturas artificiais de barra das lagoas ortogonais e dessecação das lagoas paralelas. Conclui-se que os ambientes lênticos do Sítio PELD-RLaC são adequados para a realização de estudos ecológicos em múltiplas escalas temporais. Dado o elevado número de espécies de peixes registradas na Lagoa Feia na única campanha realizada até o momento, ela provavelmente representa uma fonte de espécies (*source*) para as lagoas do PNRJ. Devido às aberturas artificiais da barra e ao dessecação, as lagoas do PNRJ podem funcionar, por sua vez, como sumidouros (*sinks*) de espécies, uma condição que pode ser ainda mais ressaltada na Lagoa Imboassica, em função de suas constantes aberturas de barra.

Um problema adicional associado às aberturas de barra nas lagoas ortogonais localizadas no PNRJ e região são as espécies não nativas. Com forte potencial invasor, essas espécies podem se disseminar mais facilmente pela intensificação do fluxo de água provocado pelas aberturas de barra. O aumento do fluxo de água também pode romper açudes localizados fora do PNRJ e aumentar a vazão do canal Campos-Macaé. Até o momento, apesar de as tilápias figurarem entre os invasores mais disseminados na região (capítulo 13), felizmente elas ainda não são tão abundantes nas lagoas do PNRJ, quando comparada à situação da Lagoa Imboassica. Nesse sentido, aberturas da barra arenosa devem ser evitadas, sob o risco da disseminação de outras espécies invasoras com potencial de dano ambiental ainda maior do que as tilápias. Em resumo, os resultados indicam que as lagoas costeiras do Norte Fluminense representam um ecótono para a ictiofauna, onde principalmente espécies eurihalinas atenuam as alterações drásticas desencadeadas pelo regime de precipitação na estrutura das comunidades.

A seguir, listamos recomendações aos gestores do Sítio PELD-RLaC, do PNRJ e das prefeituras municipais de Macaé, Carapebus e Quissamã (cidades abrangidas pelo PNRJ), visando a uma proteção mais eficiente do patrimônio ictiológico concentrado nas lagoas costeiras do Norte Fluminense:

- Aumentar estudos voltados para compreender a hipótese de que as lagoas ortogonais são reservatórios temporários de espécies de origem marinha e que, portanto, não se justifica a abertura de suas barras arenosas com a finalidade de incrementar a pesca de espécies marinhas.
- Identificar as fontes difusas de poluentes e coibir o lançamento de efluentes domésticos e industriais nas lagoas costeiras, uma fonte adicional de impacto ambiental.
- Desenvolver atividades voltadas à conscientização dos proprietários de terras em áreas contíguas ao PNRJ sobre os riscos associados ao escape de espécies não nativas cultivadas em confinamento, bem como apoiar o monitoramento e o desenvolvimento de medidas de proteção contra a introdução acidental dessas espécies.
- Apoiar o monitoramento da ictiofauna das lagoas do PNRJ e Imboassica com periodicidade mínima anual, como forma de acompanhar as respostas das comunidades de peixes aos ciclos plurianuais da precipitação e eventuais introduções de espécies em longo prazo.
- Apoiar o monitoramento da ictiofauna da Lagoa Feia com periodicidade semestral, como forma de acompanhar a sazonalidade das espécies migradoras, algumas das quais são ameaçadas de extinção.
- Investir em campanhas de educação ambiental direcionadas aos moradores dos enclaves e da zona de amortecimento do PNRJ e aos pescadores das lagoas Imboassica e Feia, com foco nos riscos e impactos de espécies invasoras de peixes.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 no provimento de bolsas Demanda Social para B. C. Felice, E. M. Camara, T. F. R. Guimarães, M. P. Araújo e A. V. L. dos Santos, e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico no provimento de bolsas de iniciação científica para B. C. Felice e J. V. P. de Souza. Os autores agradecem à Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa no Estado do Rio de Janeiro (Processo nº E-26/111.738/2012) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Processos nºs 558270/2009-3, 403841/2012-7, 441610/2016-1, 438266/2018-8, 441927/2020-3), pelo financiamento parcial das pesquisas no Sítio PELD-RLaC, e pela concessão de bolsa de produtividade à M. M. Mincarone (Processo nº 314644/2020-2). Agradecemos à chefia do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, pelo apoio logístico, e às dezenas de estudantes de graduação e de pós-graduação da Universidade Federal do Rio de Janeiro, que auxiliaram nas atividades de campo e de triagem, identificação e catalogação do material biológico.

REFERÊNCIAS

- Aguiaro, R. e Caramaschi, E. P. 1998. Trophic guilds in fish assemblages in three coastal lagoons of Rio de Janeiro State (Brasil). – Proc. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol. 26(5): 2166-2169.
- Aguiaro, T. et al. 2003. Diet of the Clupeid fish *Platanichthys platana* (Regan, 1917) in two different Brazilian coastal lagoons. – Braz. Arch. Biol. Tech. 46(2): 215-222.
- Akama, A. et al. 2018. *Brycon insignis* Steindachner. 1877. – In: Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Vol. VI – Peixes. 1ª. Ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA.
- Amorim, P. J. 2018. *Jenynsia lineata* species complex, revision and new species description (Cyprinodontiformes: Anablepidae). – J. Fish Biol. 92 (5): 1312-1332. <https://doi.org/10.1111/jfb.13587>
- Amoros, C. e Roux, A. L. 1988. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. – In: Schreiber K. F. (ed.), Connectivity in Landscape Ecology. Münst. Geogr. Arb. 29, pp. 125-130.
- Bastos, A. C. e Silva, C. G. 2000. Caracterização morfodinâmica do litoral Norte Fluminense, RJ, Brasil. – Rev. Bras. Ocean. 48(1): 41-60.
- Bray, J. P. et al. 2019. Biological interactions mediate context and species-specific sensitivities to salinity. – Phil. Trans. Royal Soc. B 374: 20180020.
- Camara, E. M. et al. 2018. Short-term changes in two tropical coastal lagoons: effects of sandbar openings on fish assemblages. – J. Coast. Res. 34(1): 90-105.
- Caramaschi, E. P. et al. 2004. Peixes das lagoas costeiras do Norte Fluminense. pp. 309-337. – In: Rocha, C. F. D. et al. (org.). Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. RiMa.
- Costa, W. J. E. M. 2008. *Rivulus jurubatibensis*, a new aplocheiloid killifish from the southeastern Brazilian coastal plains (Cyprinodontiformes: Rivulidae). – Ichthyol. Expl. Fresh. 19: 135-140.

- Dominguez, J. M. L. et al. 1983. O papel da deriva litorânea de sedimentos arenosos na construção das planícies costeiras associadas às desembocaduras dos rios São Francisco (SE-AL), Jequitinhonha, (BA), Doce (ES) e Paraíba do Sul (RJ). – *Rev. Bras. Geoc.* 13(2): 98-105.
- Fricke, R. et al. (eds.). 2020. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. Disponível em: <<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>>. Versão eletrônica acessada em: 15 Fev 2022.
- Frota, L. O. R. e Caramaschi, E. P. 1998. Aberturas artificiais da barra da lagoa Imboassica e seus efeitos sobre a fauna de peixes. – In: Esteves, F. A. (ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé (RJ) Programa de Pós-Graduação em Ecologia/NUPEM*, p. 327-350.
- Granzotti, R. V. et al. 2021. Rescue effect drives local persistence of fish species in the Upper Paraná River floodplain. – *Fresh. Biol.* 66(5): 914-925 <https://doi.org/10.1111/fwb.13686>
- Guimarães, T. F. R. et al. 2021. Influence of past and current factors on the beta diversity of coastal lagoon fish communities in South America. – *J. Biogeogr.* 48: 639-649. <https://doi.org/10.1111/jbi.14029>
- Guimarães, T. F. R. et al. 2022. Relations between land use and fish species richness in Neotropical coastal lagoons. – *Hydrobiol.* <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04845-5>
- Hollanda-Carvalho, P. et al. 2003. Temporal variation of fish community richness in coastal lagoons of the Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. – *Acta Limnol. Bras.* 15: 31-40.
- ICMBio 2013. Relatório da Oficina Manejo das lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Carapebus, RJ. 37p.
- INMET 2020. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em <<https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A001>>
- IPCC 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. – In: Stocker, T. et al. (eds.). Working Group I Contribution to the IPCC 6th Assessment Report – Changes to the underlying Scientific/Technical Assessment.
- Mouillot, D. et al. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. – *Est. Coas. Shelf Sci.* 71: 443-456. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.08.022>
- Myers, G. S. 1938. Fresh-water fishes and West Indian zoogeography. – *An. Rep. Board Reg. Smithson. Inst.* 55: 561-572.
- Nichols, J. T. 1928. Fishes from the White Nile. – *Am. Mus. Novit.* 319: 1-7.
- Oksanen, J. et al. 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Petry, A. C. et al. 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. – *Neotrop. Ichthyol.* 1(2): 111-119.
- Petry, A. C. et al. 2016. Fish composition and species richness in eastern South American coastal lagoons: additional support for the freshwater ecoregions of the world. – *J. Fish Biol.* 89: 280-314. <https://doi.org/10.1111/jfb.13011>

- R Core Team 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Reis, R. A. et al. 1998. Distribuição espacial dos peixes em duas lagoas costeiras do município de Macae, RJ. – In: Esteves, F. A. (ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé, RJ*. Programa de Pos-Graduação em Ecologia/NUPEM, p. 313-325.
- Saad, A. et al. 2002. Effects of artificial canal openings on fish community structure of Imboassica coastal lagoon, Rio de Janeiro, Brazil. – *J. Coast. Res.* 36: 634-639.
- Sánchez-Botero, J. I. et al. 2009. Indicators of influence of salinity in the resistance and resilience of fish community in a tropical coastal lagoon (southeastern Brazil). – *Bol. Inv. Mar. Cost.* 38(1): 171-195.
- Sánchez-Botero, S. I. et al. 2016. Aberturas del cordón de arena de la laguna costera Imboassica (Estado de Rio de Janeiro, Brazil) no alteran la abundancia de los peces comerciales. – *Bol. Inst. Pesca* 42: 662-672.
- Soffiati, A. 2014. A história da Lagoa Feia através da cartografia. Seminário Regional de Gestão dos Recursos Hídricos e 5º. Fórum do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego. Campos dos Goytacazes. <https://essentiaeditora.iff.edu.br/index.php/srhidro/article/view/5575>
- Suguio, K. et al. 1985. Flutuações do nível relativo do mar durante o quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. – *Rev. Bras. Geoc.* 15(4): 273-286.
- Tschá, M. K. et al. 2017. Sea-level variations have influences de demographic history of estuarine and freshwater fishes of the coastal plain of Paraná, Brazil. – *J. Fish Biol.* 90(3): 968-979.

ANEXO 5.1 Relação das espécies de peixes teleósteos registradas em pelo menos uma das 19 lagoas costeiras monitoradas no Sítio PELD-RLaC Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. * Espécies migradoras

Taxa	Origem
ELOPIFORMES	
Elopidae	
<i>Elops smithi</i> McBride; Rocha, Ruiz-Carus & Bowen 2010	Marinha
CLUPEIFORMES	
Engraulidae	
<i>Anchoa januaria</i> (STEINDACHNER, 1879)	Marinha
<i>Anchoa marinii</i> (HILDEBRAND, 1943)	Marinha
<i>Anchoa spinifer</i> (VALENCIENNES, 1848)	Marinha
<i>Anchoa tricolor</i> (SPIX; AGASSIZ, 1829)	Marinha
<i>Anchovia clupeioides</i> (SWAINSON, 1839)	Marinha
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (FOWLER, 1911)	Marinha
<i>Cetengraulis edentulus</i> (CUVIER, 1829)	Marinha
<i>Lycengraulis grossidens</i> (SPIX; AGASSIZ, 1829)	Marinha
Clupeidae	
<i>Harengula</i> aff. <i>jaguana</i> (POEY, 1865)	Marinha
<i>Lile piquitinga</i> (SCHREINER; MIRANDA RIBEIRO, 1903)	Marinha
<i>Platanichthys platana</i> (REGAN, 1917)	Marinha
Pristigasteridae	
<i>Pellona harroweri</i> (FOWLER, 1917)	Marinha
Alosidae	
<i>Brevoortia aurea</i> (SPIX; AGASSIZ, 1829)	Marinha
CHARACIFORMES	
Erythrinidae	
<i>Hoplias malabaricus</i> (BLOCH, 1794)	Continental
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (SPIX; AGASSIZ, 1829)	Continental
Serrasalminidae	
<i>Metynnis lippincottianus</i> (COPE, 1870)	Continental
Anostomidae	
<i>Megaleporinus conirostris</i> * (STEINDACHNER, 1875)	Continental
Curimatidae	
<i>Cyphocharax gilbert</i> (QUOY; GAIMARD, 1824)	Continental

Continua...

ANEXO 5.1 Relação das espécies de peixes teleósteos registradas em pelo menos uma das 19 lagoas costeiras monitoradas no Sítio PELD-RLaC Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. * Espécies migradoras (*continuação*)

Taxa	Origem
Prochilodontidae	
<i>Prochilodus vimboides</i> * (KNER, 1859)	Continental
Bryconidae	
<i>Brycon insignis</i> * (STEINDACHNER, 1877)	Continental
Characidae	
<i>Astyanax</i> cf. <i>A. gr. bimaculatus</i> (LINNAEUS, 1758)	Continental
<i>Astyanax</i> spp.	Continental
<i>Deuterodon luetkenii</i> (BOULENGER, 1887)	Continental
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> (ELLIS, 1911)	Continental
<i>Hyphessobrycon eques</i> (STEINDACHNER, 1882)	Continental
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> (ELLIS, 1911)	Continental
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (CUVIER, 1829)	Continental
GYMNOTIFORMES	
Sternopygidae	
<i>Eigenmannia</i> sp.	Continental
Gymnotidae	
<i>Gymnotus</i> cf. <i>carapo</i> (LINNAEUS, 1758)	Continental
SILURIFORMES	
Callichthyidae	
<i>Callichthys callichthys</i> (LINNAEUS, 1758)	Continental
<i>Hoplosternum littorale</i> (HANCOCK, 1828)	Continental
Loricariidae	
<i>Hypostomus affinis</i> (STEINDACHNER, 1877)	Continental
<i>Loricariichthys melanurus</i> (REIS; VIEIRA; PEREIRA, 2021)	Continental
Auchenipteridae	
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (STEINDACHNER, 1877)	Continental
Heptapteridae	
<i>Acentronichthys</i> cf. <i>leptos</i> (EIGENMANN; EIGENMANN, 1889)	Continental
<i>Pimelodella lateristriga</i> (LICHTENSTEIN, 1823)	Continental
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i> (QUOY; GAIMARD, 1824)	Continental

Continua...

ANEXO 5.1 Relação das espécies de peixes teleósteos registradas em pelo menos uma das 19 lagoas costeiras monitoradas no Sítio PELD-RLaC Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. * Espécies migradoras (*continuação*)

Taxa	Origem
Pseudopimelodidae	
<i>Microglanis parahybae</i> (STEINDACHNER, 1880)	Continental
Ariidae	
<i>Cathorops spixii</i> (AGASSIZ, 1829)	Marinha
<i>Genidens genidens</i> (CUVIER, 1829)	Marinha
SYNGNATHIFORMES	
Dactylopteridae	
<i>Dactylopterus volitans</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
Syngnathidae	
<i>Pseudophallus mindii</i> (MEEK; HILDEBRAND, 1923)	Continental
GOBIIFORMES	
Gobiidae	
<i>Awaous tajasica</i> (LICHTENSTEIN, 1822)	Marinha
<i>Bathygobius soporator</i> (VALENCIENNES, 1837)	Marinha
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (JORDAN; GILBERT, 1882)	Marinha
<i>Ctenogobius shufeldti</i> (JORDAN; EIGENMANN, 1887)	Marinha
<i>Ctenogobius stigmaticus</i> (POEY, 1860)	Marinha
<i>Evorthodus lyricus</i> (GIRARD, 1858)	Marinha
<i>Gobionellus boleosoma</i> (JORDAN; GILBERT, 1882)	Marinha
<i>Gobionellus oceanicus</i> (PALLAS, 1770)	Marinha
SYNBRANCHIFORMES	
Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> (BLOCH, 1795)	Continental
CARANGIFORMES	
Centropomidae	
<i>Centropomus parallelus</i> (POEY, 1860)	Marinha
<i>Centropomus undecimalis</i> (BLOCH, 1792)	Marinha
Polynemidae	
<i>Polydactylus virginicus</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
Cyclopsettidae	
<i>Citharichthys arenaceus</i> (EVERMANN; MARSH, 1900)	Marinha

Continua...

ANEXO 5.1 Relação das espécies de peixes teleósteos registradas em pelo menos uma das 19 lagoas costeiras monitoradas no Sítio PELD-RLaC Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. * Espécies migradoras (*continuação*)

Taxa	Origem
Paralichthyidae	
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (RANZANI, 1842)	Marinha
<i>Paralichthys orbignyanus</i> (VALENCIENNES, 1839)	Marinha
Achiridae	
<i>Achirus lineatus</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
<i>Trinectes microphthalmus</i> (CHABANAUD, 1928)	Marinha
<i>Trinectes paulistanus</i> (MIRANDA RIBEIRO, 1915)	Marinha
Carangidae	
<i>Caranx bartholomaei</i> (CUVIER, 1833)	Marinha
<i>Caranx hippos</i> (LINNAEUS, 1766)	Marinha
<i>Caranx latus</i> (AGASSIZ, 1831)	Marinha
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (LINNAEUS, 1766)	Marinha
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (CUVIER, 1833)	Marinha
<i>Oligoplites saurus</i> (BLOCH; SCHNEIDER, 1801)	Marinha
<i>Pseudocaranx dentex</i> (BLOCH; SCHNEIDER, 1801)	Marinha
<i>Selene vomer</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
<i>Trachinotus carolinus</i> (LINNAEUS, 1766)	Marinha
<i>Trachinotus falcatus</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
<i>Uraspis secunda</i> (POEY, 1860)	Marinha
CICHLIFORMES	
Cichlidae	
<i>Australoheros macaensis</i> (OTTONI; COSTA, 2008)	Continental
<i>Cichlasoma dimerus</i> (HECKEL, 1840)	Continental
<i>Coptodon rendalli</i> (BOULENGER, 1897)	Continental
<i>Crenicichla lacustris</i> (CASTELNAU, 1855)	Continental
<i>Geophagus rufomarginatus</i> (MATTOS; COSTA 2018)	Continental
<i>Oreochromis niloticus</i> (LINNAEUS, 1758)	Continental
Pomacentridae	
<i>Abudefduf saxatilis</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
ATHERINIFORMES	
Atherinopsidae	
<i>Atherinella brasiliensis</i> (QUOY; GAIMARD, 1825)	Marinha

Continua...

ANEXO 5.1 Relação das espécies de peixes teleósteos registradas em pelo menos uma das 19 lagoas costeiras monitoradas no Sítio PELD-RLaC Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. * Espécies migradoras (*continuação*)

Taxa	Origem
CYPRINODONTIFORMES	
Rivulidae	
<i>Atlantirivulus jurubatibensis</i> (COSTA, 2008)	Continental
Poeciliidae	
<i>Phalloceros harpagos</i> (LUCINDA, 2008)	Continental
<i>Phalloptychus januarius</i> (HENSEL, 1868)	Continental
<i>Poecilia vivipara</i> (BLOCH; SCHNEIDER, 1801)	Continental
Anablepidae	
<i>Jenynsia darwini</i> (AMORIM, 2018)	Continental
BELONIFORMES	
Belonidae	
<i>Strongylura marina</i> (WALBAUM, 1792)	Marinha
<i>Strongylura timucu</i> (WALBAUM, 1792)	Marinha
Hemiramphidae	
<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
<i>Hyporhamphus roberti</i> (VALENCIENNES, 1847)	Marinha
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (RANZANI, 1841)	Marinha
MUGILIFORMES	
Mugilidae	
<i>Mugil curema</i> (VALENCIENNES, 1836)	Marinha
<i>Mugil liza</i> (VALENCIENNES, 1836)	Marinha
PERCIFORMES	
Anthiadidae	
<i>Acanthistius cf. brasiliensis</i> (CUVIER, 1828)	Marinha
Gerreidae	
<i>Diapterus auratus</i> (RANZANI, 1842)	Marinha
<i>Diapterus rhombeus</i> (CUVIER, 1829)	Marinha
<i>Eucinostomus argenteus</i> (BAIRD; GIRARD, 1855)	Marinha
<i>Eucinostomus lefroyi</i> (GOODE, 1874)	Marinha
<i>Eucinostomus gula</i> (QUOY; GAIMARD, 1824)	Marinha

Continua...

ANEXO 5.1 Relação das espécies de peixes teleósteos registradas em pelo menos uma das 19 lagoas costeiras monitoradas no Sítio PELD-RLaC Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. * Espécies migradoras (*continuação*)

Taxa	Origem
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (BLEEKER, 1863)	Marinha
<i>Eugerres brasiliensis</i> (CUVIER, 1830)	Marinha
<i>Eucinostomus lefroyi</i> (GOODE, 1874)	Marinha
Haemulidae	
<i>Conodon nobilis</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
Sciaenidae	
<i>Bairdiella ronchus</i> (CUVIER, 1830)	Marinha
<i>Micropogonias furnieri</i> (DESMAREST, 1823)	Marinha
<i>Stellifer rastriifer</i> (JORDAN, 1889)	Marinha
TETRAODONTIFORMES	
Tetraodontidae	
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (LINNAEUS, 1766)	Marinha
<i>Sphoeroides pachygaster</i> (MÜLLER; TROSCHER, 1848)	Marinha
<i>Sphoeroides testudineus</i> (LINNAEUS, 1758)	Marinha
Monacanthidae	
<i>Stephanolepis hispidus</i> (LINNAEUS, 1766)	Marinha

6

VARIAÇÃO TEMPORAL DO ZOOPLÂNCTON E IMPORTÂNCIA DAS ESPÉCIES RARAS NA MANUTENÇÃO DA DIVERSIDADE FUNCIONAL EM LAGOAS COSTEIRAS SOB SALINIZAÇÃO

*Rayanne Barros Setubal • Daniel da Silva Farias
Elder de Oliveira Sodré • Reinaldo Luiz Bozelli*

Título Curto

VARIAÇÃO TEMPORAL DO ZOOPLÂNCTON E
IMPORTÂNCIA DAS ESPÉCIES RARAS

RESUMO

Pesquisas de longa duração são essenciais para identificar tendências temporais na estrutura de comunidades, sendo fundamentais para formulação e teste de modelos ecológicos. Os ambientes aquáticos costeiros, devido à pouca profundidade e ao balanço hídrico, sofrem forte variação de salinidade e nível d'água, sendo esta variação determinante para a estrutura taxonômica e funcional da comunidade zooplânctônica. O objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos da salinidade sobre o zooplâncton, verificando a importância das espécies raras na manutenção da diversidade funcional frente aos distúrbios de salinização. Amostras foram coletadas mensalmente de janeiro de 2002 a dezembro de 2007 em um ponto central das lagoas costeiras Jurubatiba e Garças, localizadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ). A variação na estrutura da comunidade foi avaliada por meio de índices de diversidade taxonômicos e funcionais. Tendências temporais foram avaliadas por meio do teste de Mann-Kendall. A importância das espécies raras foi avaliada por regressões lineares entre o número de espécies raras e os valores dos índices de diversidade funcional. Foram observadas tendências temporais de redução da diversidade taxonômica e funcional na Lagoa Jurubatiba em função dos sucessivos eventos de abertura de barra. Para a Lagoa das Garças, tendências de aumento nos índices foram observadas devido à diminuição das condições salinas e ao balanço hídrico positivo. Na Lagoa Jurubatiba, as espécies raras e redundantes funcionalmente foram responsáveis pela manutenção da diversidade funcional. Todavia, quando as modificações são recorrentes e há perda de espécies contínua, a comunidade tende a apresentar reduções na diversidade funcional em resposta às mudanças estruturais causadas pela salinidade. Para a Lagoa das Garças, uma condição de insaturação funcional pôde ser observada para os anos iniciais, em que a adição de espécies promoveu aumento na diversidade funcional do zooplâncton, e novos atributos funcionais passaram a ser expressos pela comunidade.

Palavras-chave: atributo funcional; biodiversidade; longo prazo; redundância funcional; resiliência.

6.1 INTRODUÇÃO

Monitoramentos ambientais de longo prazo geram extensos bancos de dados que podem ser utilizados para responder diferentes perguntas sobre o funcionamento dos ecossistemas. Um banco de dados de longo prazo no contexto de pesquisas em biodiversidade pode ser resumido como o conjunto de informações sobre a variedade e a abundância de espécies, ou outras unidades taxonômicas, em um ou mais locais em vários momentos no tempo (Magurran et al. 2010). Pesquisas ecológicas de longa duração são importantes para acompanhar e interpretar a substituição entre *taxa*, identificar tendências e padrões periódicos, sendo fundamentais também para formulação e teste de modelos ecológicos, além de fornecerem informações importantes para a conservação das espécies (Magurran et al. 2010). Alguns processos ecológicos requerem uma abordagem de maior escala temporal para que os estudos de fato atinjam seus objetivos. Processos lentos, sutis ou complexos, como a colonização, o recrutamento e os processos de estruturação de comunidades podem demorar muito tempo. Então, os efeitos de distúrbios naturais ou antrópicos sobre as comunidades biológicas são exemplos de pesquisas que requerem uma abordagem de longa duração para que se possa observar e entender esses processos e seus efeitos no funcionamento do ecossistema (Hobbie et al. 2003).

Distúrbios resultantes de mudanças ambientais e impactos antrópicos têm gerado preocupação por muitas razões, como a potencial perda da biodiversidade e suas consequências para o funcionamento contínuo dos ecossistemas e dos serviços que prestam à humanidade (Vitousek et al. 1997, Tilman 1997, Duffy 2009). A maioria dos estudos em ecologia considera a riqueza de espécies como a principal medida de biodiversidade, sendo frequentemente a única abordada (Díaz e Cabido 2001), enquanto os outros componentes da diversidade (ex.: diversidade genética e funcional) têm sido subestimados (Cianciaruso et al. 2009). Entretanto, as propriedades dos ecossistemas são determinadas pelas funções e processos mediados pelos diferentes elementos da biodiversidade (Duffy et al. 2017). Alguns trabalhos, realizados com plantas, mostraram que as taxas e as magnitudes dos processos ecossistêmicos foram mais consistentemente associadas com a composição e a diversidade funcional (presença de certos tipos ou características funcionais) do que com a riqueza de espécies (Tilman 1997, Díaz e Cabido 2001). Dessa forma, a abordagem funcional tem emergido como um aspecto crucial na determinação dos processos ecossistêmicos e de estruturação de comunidades (Díaz e Cabido 2001, Podgaiski et al. 2011, Brasil e Huszar 2011, Calaça e Grelle 2016).

A diversidade funcional pode atuar tanto como um indicador dos processos que regem a comunidade (por exemplo, filtros ambientais e bióticos) quanto de suas respostas às perturbações e aos gradientes ambientais (Mouillot et al. 2007). Essa abordagem baseia-se nas características dos organismos, em termos de múltiplos atributos biológicos, que descrevem a sua resposta funcional às condições abiótica e biótica (Elmqvist et al. 2003, Wellstein et al. 2011). Segundo Petchey e Gaston (2002), as mudanças na composição de espécies de uma comunidade estão associadas à variação na diversidade funcional quando os atributos das espécies são mais ou menos complementares entre si. Por outro lado, espécies redundantes teriam a capacidade de compensar funcionalmente a perda da outra (Lawton e Brown 1993) e o desaparecimento de uma ou mais dessas espécies não afetaria certa propriedade do ecossistema de uma forma significativa (Walker et al. 1999). Logo, espécies redundantes podem contribuir para a resiliência dos ecossistemas, uma vez que funções sobrepostas aumentam a confiabilidade de uma determinada função do sistema (Díaz e Cabido 2001).

Tanto em sistemas terrestres quanto aquáticos, a maioria dos indivíduos pertencem a algumas espécies abundantes, e a maioria das espécies estão representadas por um pequeno número de indivíduos, sendo assim consideradas raras espacial, temporal ou funcionalmente (Ellingsen et al. 2007, Violle et al. 2017). Todavia, grande parte das espécies raras estão no mesmo tipo funcional das espécies dominantes, em termos da função ecossistêmica que desempenham, mas constituem diferentes

tipos funcionais em termos de resposta às variáveis ambientais (Walker et al. 1999). Espécies raras e redundantes contribuem para a resiliência dos ecossistemas e apresentam baixa abundância porque as condições em determinado momento favorecem as dominantes (Walker et al. 1999). Nesse contexto, em vez de encarada como uma repetição desnecessária, a redundância funcional em espécies raras é uma forma de garantia contra a perda de função, em situações em que espécies são extintas. A “hipótese do seguro” (livre tradução para *insurance hypothesis*) propõe que a biodiversidade oferece um “seguro” contra flutuações ambientais e perda de espécies, pois espécies diferentes respondem de forma diferente a essas flutuações, tornando mais previsíveis as relações entre as comunidades e as propriedades do ecossistema (Yachi e Loreau 1999, Loreau et al. 2001).

As consequências da perda de espécies para o funcionamento dos ecossistemas têm sido abordadas por meio de diversos programas de pesquisas nos últimos anos, majoritariamente em ambientes terrestres (Loreau et al. 2001, Duffy 2009, Cardinale et al. 2012). Os efeitos da perda de espécies em ambientes aquáticos, em contraste, têm recebido pouca atenção (Giller et al. 2004, Caliman et al. 2010). Um grande número de ecossistemas aquáticos vem sofrendo alterações em suas condições naturais (Finlayson et al. 2019, Reid et al. 2019). Damos destaque aos ambientes costeiros, que, em razão da pouca profundidade e do eventual balanço hídrico negativo, sofrem forte variação em seus valores de salinidade e nível d’água (Esteves et al. 2008).

As lagoas costeiras são ecossistemas que se caracterizam pela posição de interseção entre os ambientes marinho, terrestre e dulcícola, e estão sujeitas a fortes variações de salinidade, seja por comunicações permanentes com o mar (que podem ocorrer natural ou artificialmente por ação antrópica) ou pela influência do *spray* marinho (Santangelo et al. 2007, Caliman et al. 2010). Dependendo da existência, da frequência e da intensidade destes fatores, diferentes gradientes espaciais e temporais de salinidade podem ocorrer nesses sistemas (Kjerfve 1994). A salinidade é capaz de provocar profundas alterações na estrutura das comunidades, com a extinção de algumas populações e o estabelecimento de novas (Santangelo et al. 2007, Branco et al. 2007, Araújo et al. 2013).

O zooplâncton possui um papel central na dinâmica de um ecossistema aquático, especialmente na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia, estando em posição intermediária na rede trófica, entre os produtores (fitoplâncton e bactérias) e os consumidores de níveis superiores (peixes, outros vertebrados e alguns invertebrados). A interação dos organismos planctônicos entre si, e suas respostas às variações de fatores ambientais (físicos, químicos ou biológicos), são responsáveis pela formação de suas assembleias e pela sucessão desses organismos (Branco et al. 2000). A salinidade é de fundamental importância na estruturação das comunidades zooplanctônicas, das quais pode alterar a composição, a estrutura e a dinâmica populacional (Santangelo et al. 2008), exercendo forte influência sobre os processos ecossistêmicos, seja pela adição ou perda de características funcionais. A análise temporal e espacial associada ao uso de medidas funcionais de diversidade no entendimento das funções ecológicas nos ecossistemas aquáticos proporciona maior compreensão sobre o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e dos mecanismos que determinam a composição da comunidade zooplânctônica em resposta às mudanças ambientais (Barnett et al. 2007, Vogt et al. 2013). Portanto, estudos sobre a diversidade funcional zooplanctônica em lagoas costeiras, especialmente as que apresentam variações da salinidade, investigando o papel das espécies raras por meio de diferentes medidas funcionais, podem fornecer informações importantes sobre a estabilidade e a resiliência desses ambientes a longo prazo.

Como hipótese deste estudo, espera-se que as espécies raras e redundantes atuem na manutenção da diversidade funcional do zooplâncton em ambientes aquáticos costeiros quando sujeitos a variações de salinidade, e consequente perda de espécies, mantendo portanto os atributos funcionais da comunidade. Sendo assim, é previsto que: (i) elevados valores de salinidade promovam a redução da

diversidade funcional e restrinjam a composição de atributos funcionais da comunidade zooplanctônica; (ii) comunidades com maior número de espécies raras serão mais estáveis, quanto à diversidade funcional, às mudanças ambientais.

6.2 ÁREA DE ESTUDO

Os ambientes avaliados neste estudo, Lagoa Jurubatiba e Lagoa das Garças, estão localizados dentro do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA) (figura 6.1), que abrange parte dos municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, no estado do Rio de Janeiro. A região caracteriza-se por um clima do tipo tropical subúmido-úmido, com temperatura média no verão de 25 °C, e no inverno em torno de 19 °C (Rocha et al. 2004). A precipitação mínima mensal no inverno aproxima-se de 41 mm, e máxima no verão de aproximadamente 189 mm (Santos et al. 2004) com uma deficiência hídrica entre os meses de junho e setembro, tendo assim uma média anual de 1 165 mm (Berg et al. 2004).

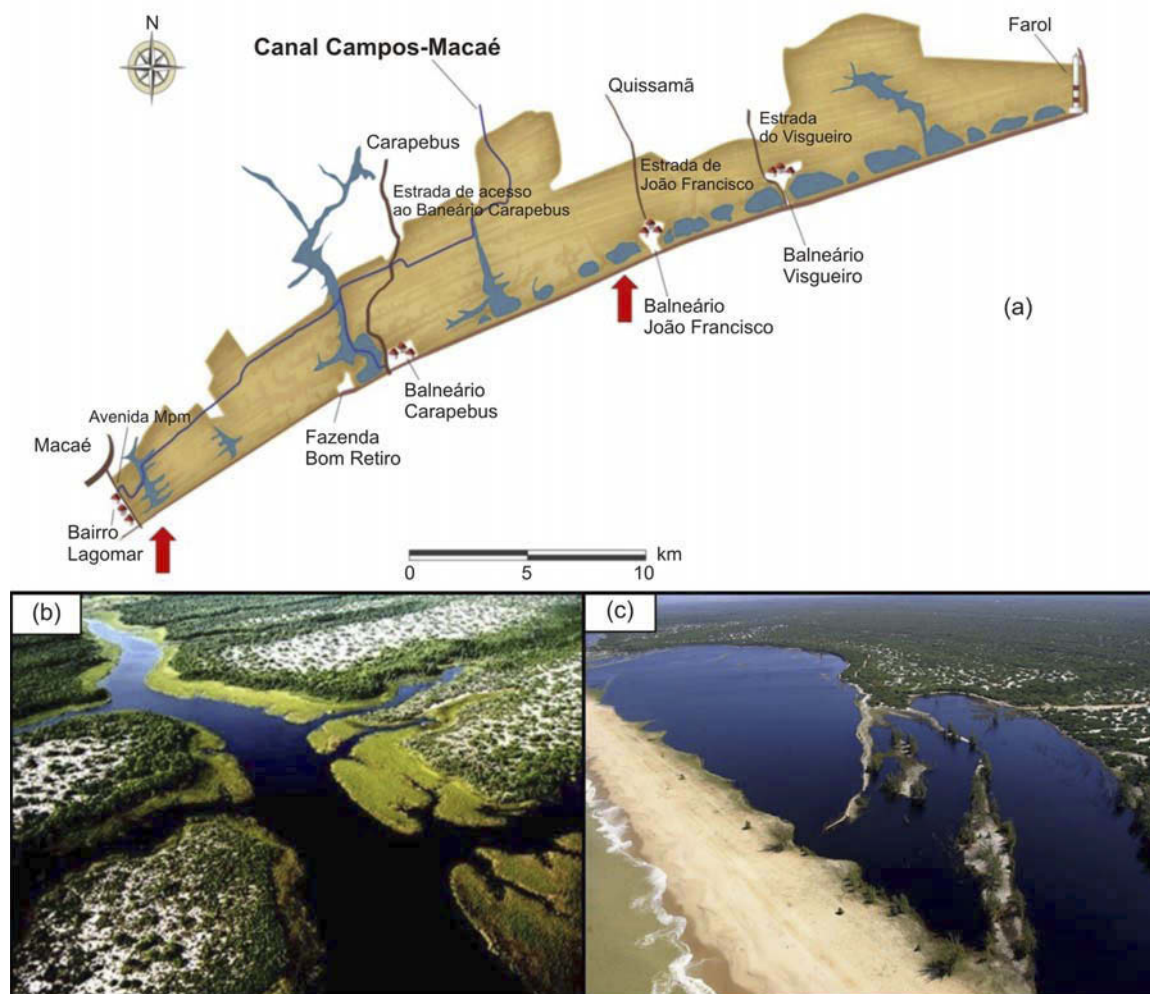


FIGURA 6.1 (a) Mapa do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba com localização das lagoas costeiras avaliadas neste estudo (setas vermelhas), à esquerda, Lagoa Cabiúnas, e à direita, Lagoa das Garças. Imagem cedida por: Vincent Renault – Laboratório de Limnologia, UFRJ. (b) Foto aérea da Lagoa Jurubatiba, tirada por Rômulo Campos. (c) Foto aérea da Lagoa das Garças, tirada por Rômulo Campos.

Algumas das principais lagoas costeiras dessa região foram formadas pelo isolamento de baías marinhas decorrentes de processos geomorfológicos de transgressão marinha, enquanto outras foram formadas a partir da sedimentação da foz de rios que drenavam para o oceano (Esteves 1998). De forma geral, as lagoas do parque caracterizam-se pela coloração escura de suas águas em função da alta concentração de substâncias húmicas. Por estarem inseridas em um ecossistema cujo solo arenoso é bastante permeável, ocorre grande entrada de material orgânico dissolvido nas lagoas, promovendo esse tipo de coloração (Farjalla et al. 2002).

A Lagoa Jurubatiba (figura 6.1) localiza-se nas coordenadas 22° 15' S e 41° 40' O e foi formada pela sedimentação da foz de um rio (Esteves 1998). Possui uma área de aproximadamente 0,35 km², profundidade média de 2,0 m (Panosso et al. 1998) com formato dendrítico que confere uma alta relação perímetro-volume, permitindo o desenvolvimento de uma extensa região litorânea densamente colonizada por macrófitas (Carneiro 2008). Devido ao seu posicionamento perpendicular à costa, a influência marinha é menos intensa do que em outros tipos de lagoas, apresentando, de forma geral, baixos valores de salinidade (Caliman et al. 2010). Entretanto, intrusões marinhas promovidas por aberturas artificiais da barra de areia têm sido observadas na Lagoa Jurubatiba.

A Lagoa das Garças (figura 6.1) está localizada nas coordenadas 22° 30' S e 41° 30' O. A lagoa foi formada pela sedimentação de areia na boca de uma baía, sendo seu eixo principal paralelo ao oceano (Esteves 1998), e está naturalmente isolada por uma faixa de areia, com largura de aproximadamente 20 m. Devido ao seu posicionamento paralelo à costa, sofre uma grande influência do oceano (Caliman et al. 2010). A lagoa tem uma área de 0,21 km², profundidade média de 1 m e profundidade máxima de 1,7 m. Em razão da pouca profundidade, o balanço hídrico negativo provoca fortes variações em seus valores de salinidade, sendo em alguns períodos superiores ao da água do mar (Enrich-Prast et al. 2004). Além disso, a ausência de tributários e a influência marinha (entradas de água por ressacas) contribuem para a maior salinidade da Lagoa das Garças.

6.3 MATERIAIS E MÉTODOS

6.3.1 Variáveis Limnológicas

As amostragens foram realizadas mensalmente no período de janeiro de 2002 a dezembro de 2007 em um ponto central das lagoas Jurubatiba e das Garças. A salinidade foi determinada por meio de um termistor/salinômetro YSI 30. A variação da salinidade nas lagoas foi avaliada ao longo de todo o período e nos meses de março de 2002, junho de 2003, novembro de 2005, janeiro de 2006 e janeiro de 2007, ocorreram aberturas de barra na Lagoa Jurubatiba, sendo essa a principal causa de aumento da salinidade dessa lagoa, provocada pela entrada direta de água marinha. Já a variação da salinidade na Lagoa das Garças deu-se em função do balanço hídrico, influência marinha (*spray* marinho) e da intensidade de chuvas, sendo considerados os eventos de aumento de profundidade superiores a 0,5 m (alteração do balanço hídrico pelo aumento das chuvas) como marcos de redução da salinidade, ocorridos durante os meses de junho de 2002, outubro de 2003, outubro de 2004, junho de 2005, outubro de 2005 e junho de 2006.

Amostras de água das lagoas foram coletadas para análises em laboratório de pH, clorofila *a*, nitrogênio total e fósforo total. Os valores de pH foram determinados por meio de um pHmetro de bancada. A concentração de clorofila *a* foi determinada pelo método de Nusch e Palmer (1975). A concentração de nitrogênio Kjeldahl total foi determinada pelo método de Mackereth et al. (1978) e a de fósforo total, pelo método de Golterman et al. (1978).

6.3.2 Comunidade Zooplanctônica

A amostragem da comunidade zooplanctônica foi realizada mensalmente nos mesmos período e local. Para a Lagoa das Garças as amostragens foram realizadas utilizando-se um balde e uma rede cônica de abertura de malha de 50 μm , onde eram filtrados 100 L de água da lagoa. Já para a Lagoa Jurubatiba, as coletas foram realizadas por meio de arrasto vertical em rede de plâncton com malha de 50 μm . As diferentes amostragens foram realizadas em função das características intrínsecas de cada sistema de forma a ser a mais representativa possível da coluna d'água.

As amostras da comunidade zooplanctônica foram imediatamente fixadas em solução açucarada de formaldeído a 5 %, e a análise, quanto à composição e à densidade, foi realizada por contagem em câmara de Sedgewick-Rafter (para rotíferos, náuplios e cladóceros) e em câmara aberta em microscópio estereoscópico (para copépodes adultos e copepoditos). Todas as amostras foram analisadas em sua totalidade para a quantificação das espécies raras. A partir das contagens, foram calculados a riqueza de espécies (S), a equitabilidade de Pielou (J), o índice de diversidade de Shannon-Winner (H') e o número de espécies raras (R), sendo considerada rara a espécie que apresentou densidade total no mês inferior à proporção $1/S$, de acordo com o índice de raridade de Camargo (1992).

6.3.3 Avaliação da Diversidade Funcional

As características funcionais das espécies avaliadas foram o tipo de alimentação (herbívoro, carnívoro ou onívoro), a forma de obtenção do alimento (raspador, formador de corrente, raptorial ou suspensívoro), o hábitat (litorâneo, pelágico ou litorâneo/pelágico) e o tamanho do corpo. Tais características foram escolhidas, pois descrevem bem como os organismos respondem às condições ambientais e seus potenciais efeitos na cadeia trófica e nos processos ecossistêmicos (Barnett et al. 2007, Obertegger et al. 2011, Litchman et al. 2013). Todas as informações foram obtidas na literatura especializada. A diversidade funcional da comunidade zooplanctônica foi descrita em termos de quatro métricas diferentes: divergência funcional (FDiv), equitabilidade funcional (FEve), dispersão funcional (FDis) e riqueza funcional (FRic) (Villéger et al. 2008, Laliberté e Legendre 2010). Para avaliar a composição funcional zooplanctônica de cada amostra, o valor de CWM (Média Ponderada da Comunidade – *Community Weighted Mean*) dos atributos funcionais das comunidades foi calculado, como uma média dos valores dos atributos, ponderada pela abundância relativa das espécies. Os índices foram calculados a partir do método de dissimilaridade de Gower modificado por Pavoine et al. (2009) no ambiente R versão 3.5.0 (R Core Team 2018) por meio das funções dbFD e funtcomp do pacote FD (Laliberté e Legendre 2010).

Com o objetivo de avaliar as mudanças na composição funcional da comunidade ao longo do tempo, a diversidade β funcional (βD) foi calculada utilizando um índice de dissimilaridade par-a-par dos valores de CWM da comunidade de um mês para o seguinte. A partir do cálculo da diversidade β funcional, é possível verificar a existência de tendências de aumento ou diminuição na variabilidade da comunidade de um determinado momento no tempo para o próximo. O índice βD foi calculado por meio da função *comdist* do pacote picante (Kembel et al. 2010) no ambiente R com base na matriz de distâncias entre as amostras. Essa matriz de distâncias foi calculada pelo coeficiente de variáveis mistas da distância de Gower proposto por Pavoine et al. (2009).

6.4 ANÁLISE DE DADOS

Para avaliar as mudanças ao longo tempo na diversidade funcional zooplancônica foi feita uma análise de série-temporal pelo teste de tendência temporal de Mann-Kendall (MK), utilizando os valores dos índices de diversidade funcional (FDiv, FRic, FDis e FEve), diversidade de Shannon (H'), riqueza de espécies (S), equitabilidade (J), número de espécies raras (R) e diversidade β funcional (βD). As mudanças temporais nas variáveis abióticas, fósforo total (FT), nitrogênio total (NT), salinidade (Sal), pH e conteúdo de clorofila *a* (cloa) também foram avaliadas pelo mesmo teste. Para cada parâmetro, as séries temporais foram decompostas por meio da função *decompose* do pacote *stats* no ambiente R, com o objetivo de isolar a variação aleatória e sazonal dos dados originais. Em seguida, o teste de MK foi aplicado por meio da função *MannKendall* do pacote *Kendall* (McLeod 2011).

Para investigar as relações entre a diversidade funcional e as espécies raras (R), foram realizadas regressões lineares entre os valores de βD , FRic, FDiv, FDis e FEve e os valores de R. As regressões foram realizadas no ambiente R, utilizando a função *lm* do pacote *stats*. Os pressupostos do teste foram verificados por meio de avaliações gráficas da distribuição dos resíduos e testes de normalidade. Quando os pressupostos não foram atendidos, as variáveis foram logaritimizadas. Por fim, com o objetivo de investigar a influência das variáveis abióticas sobre os valores de R, modelos lineares generalizados (GLM's) foram formulados, utilizando a distribuição de Poisson, visto que R trata-se de dados de contagem que assumem valores discretos. Para tal, foram utilizadas as funções *glm* do pacote *stats* no ambiente R.

6.5 RESULTADOS

6.5.1 Comunidade Zooplancônica: riqueza e diversidade

Considerando os dois ambientes conjuntamente, foram registradas 140 espécies zooplancônicas, sendo 95 espécies de rotíferos, 29 espécies de cladóceros e 12 espécies de copépodes. Entretanto, as lagoas apresentaram diferentes valores de riqueza de espécies, sendo que a Lagoa Jurubatiba apresentou valores muito superiores, perfazendo mais do que o dobro do número de espécies da Lagoa das Garças. Foram encontradas 114 espécies na Lagoa de Jurubatiba, sendo 85 espécies de rotíferos, 22 espécies de cladóceros e sete espécies de copépodes, enquanto na Lagoa das Garças foram encontradas 46 espécies, sendo 29 espécies de rotíferos, 11 espécies de cladóceros e seis espécies de copépodes.

Apesar do grande número de espécies encontradas, o valor máximo de S em um único mês foi de 36 espécies para a Lagoa Jurubatiba e 18 espécies para a Lagoa das Garças, nos meses de maio de 2003 e novembro de 2005, respectivamente (tabela 6.1). Entretanto, a riqueza média do período avaliado foi de 15 espécies para Lagoa Jurubatiba e cinco espécies para a das Garças. Por conseguinte, o maior número de R também foi encontrado nesses meses com médias para o período de estudo de 13 e quatro espécies raras por mês para Jurubatiba e das Garças, respectivamente. Já os valores de J variaram entre 0,08 e 0,73 com média de 0,40 para a Lagoa Jurubatiba e de 0 a 1 com média de 0,21 para a das Garças. Já para H' , os valores variaram de 0,25 a 1,9 na Lagoa Jurubatiba e de 0 a 1,2 para a das Garças, com os respectivos valores médios do período de 1,03 e 0,34 (tabela 6.1).

TABELA 6.1 Valores mínimos, máximos e médios e do coeficiente *tau* e nível de significância *p* do teste de tendência temporal de Mann-Kendall para os parâmetros riqueza de espécies (S), equitabilidade de Pielou (J), índice de diversidade de Shannon (H'), índice de espécies raras de Camargo (R), diversidade β funcional (β D), riqueza funcional (FRic), equitabilidade funcional (FEve), dispersão funcional (FDis) e divergência funcional (FDiv) da comunidade zooplânctônica e para os parâmetros limnológicos salinidade, fósforo total, nitrogênio total e clorofila *a* das lagoas Jurubatiba e das Garças para o período de janeiro de 2002 a dezembro de 2007. Valores significativos em negrito

	JURUBATIBA					GARÇAS				
	Mín.	Máx.	Méd.	<i>tau</i>	<i>p</i>	Mín.	Máx.	Méd.	<i>tau</i>	<i>p</i>
Riqueza de espécies (S)	4	36	15	-0,88	<0,001	0	18	5	0,25	0,004
Equitabilidade de Pielou (J)	0,08	0,73	0,40	0,49	<0,001	0	1	0,21	0,59	<0,001
Diversidade de Shannon (H')	0,25	1,90	1,03	-0,07	0,42	0	1,2	0,34	0,62	<0,001
Índice de espécies raras de Camargo (R)	2	35	13	-0,88	<0,001	0	16	4	0,58	0,004
Diversidade β funcional (β D)	0,02	0,85	0,21	0,25	<0,001	0	1,00	0,26	0,53	<0,001
Riqueza funcional (FRic)	0	0,09	0,04	-0,78	<0,001	0	0,44	0,09	0,63	<0,001
Equitabilidade funcional (FEve)	0,04	0,71	0,35	0,03	0,745	0	0,94	0,13	0,59	<0,001
Dispersão funcional (FDis)	0,02	0,32	0,12	0,02	0,853	0	0,49	0,11	0,61	<0,001
Divergência funcional (FDiv)	0,22	1	0,70	-0,74	<0,001	0	0,99	0,48	0,16	0,078
Salinidade	0,20	32,00	1,35	0,05	0,592	1,20	155,40	38,47	-0,13	0,15
pH	5,94	7,84	6,77	-0,39	<0,001	5,58	8,96	7,91	-0,54	<0,001
Fósforo total (μ mol/L)	0	2,27	9,62	-0,07	0,425	0,09	14,01	1,91	-0,26	0,003
Nitrogênio total (μ mol/L)	13,91	98,40	47,60	-0,58	<0,001	37,6	430,05	103,52	0,23	0,009
Clorofila <i>a</i> (μ g/L)	0	30,28	3,86	-0,51	<0,001	0,32	62,00	12,04	0,51	<0,001

Para Lagoa Jurubatiba, observou-se uma constante e expressiva redução da riqueza de espécies ao longo do período avaliado e, conseqüentemente, também do número de espécies raras (figura 6.2). A tendência temporal de redução nos valores de S e R foi significativa (tabela 6.1). Observa-se que, a partir do ano de 2004, ocorre uma redução nesses dois parâmetros, com uma diminuição no valor de S, em média, de aproximadamente 60 % em relação aos dois anos anteriores, sendo que valores ainda menores foram observados para os anos seguintes, em especial durante o ano de 2007. Para equitabilidade foi encontrada tendência temporal positiva, com aumentos ocorrendo nos anos de 2004 e 2006 (tabela 6.1, figura 6.2). Apesar da perda de espécies na Lagoa Jurubatiba, os valores de diversidade pouco foram afetados por essas mudanças. Os valores de H' variaram ao longo do período de estudo, todavia, não foram observadas tendência temporal significativa nem diferenças expressivas entre os anos avaliados, mantendo uma faixa de variação relativamente constante (tabela 6.1, figura 6.2).

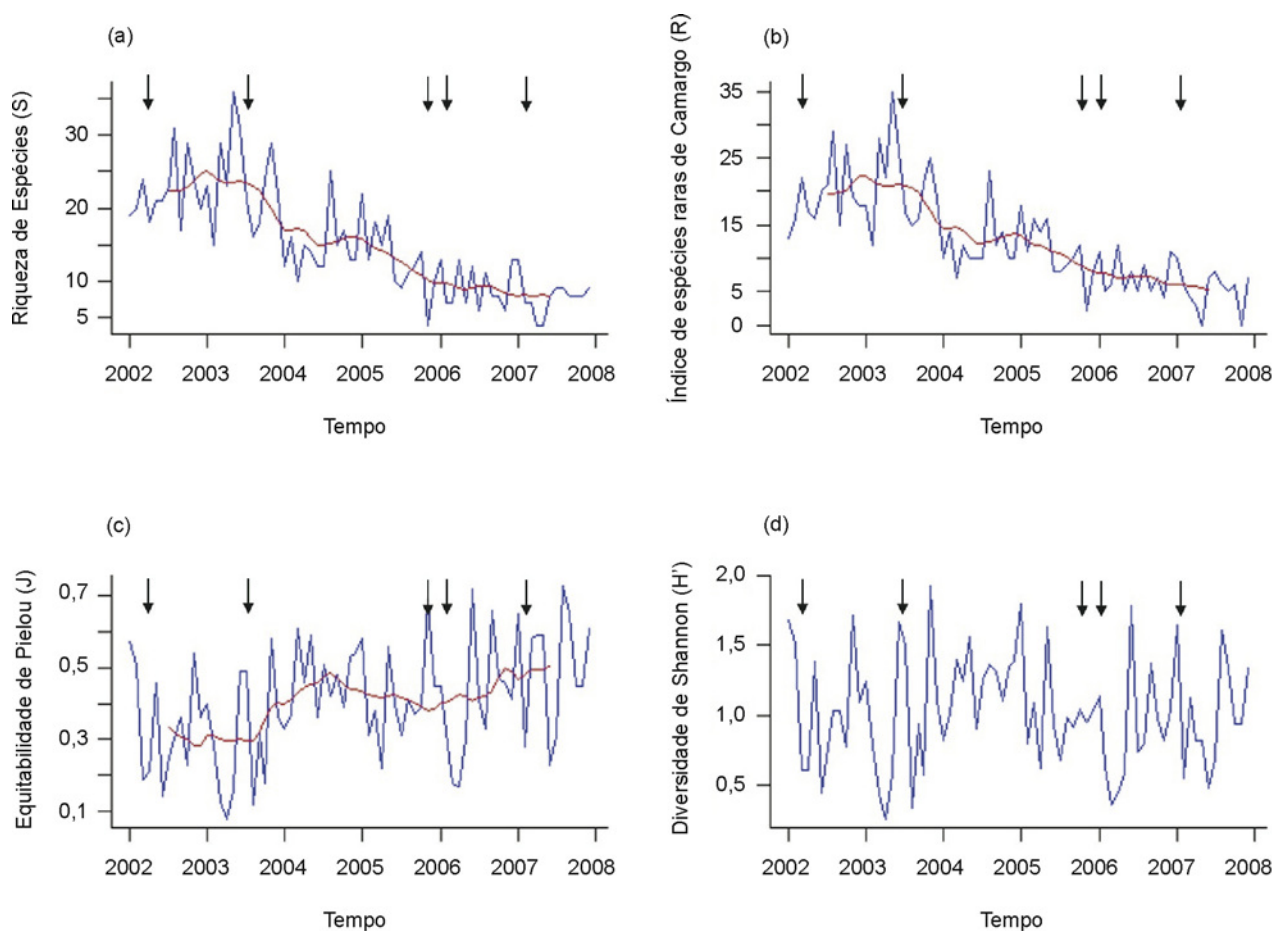


FIGURA 6.2 Valores observados em azul e tendência temporal em preto dos parâmetros (a) riqueza de espécies (S), (b) equitabilidade de Pielou (J), (c) índice de diversidade de Shannon (H'), e (d) índice de espécies raras de Camargo (R) da comunidade zooplancônica da Lagoa Jurubatiba para o período de janeiro de 2002 a dezembro de 2007. Tendências temporais não significativas não foram incluídas. As setas indicam eventos de abertura da barra de areia.

Já para a Lagoa das Garças, um aumento tanto nos valores de S, J e R quanto nos valores de H' foi observado ao longo dos anos avaliados. Foram obtidos resultados significativos (tabela 6.1) para tendência temporal positiva desses quatro parâmetros. Os maiores valores de S, R e J foram encontrados nos anos de 2005 e 2007, enquanto para H' os maiores valores foram observados nos últimos meses de 2007. Os anos iniciais caracterizaram-se pelos baixos valores para todas as variáveis com aumentos até o ano de 2006 (figura 6.3).

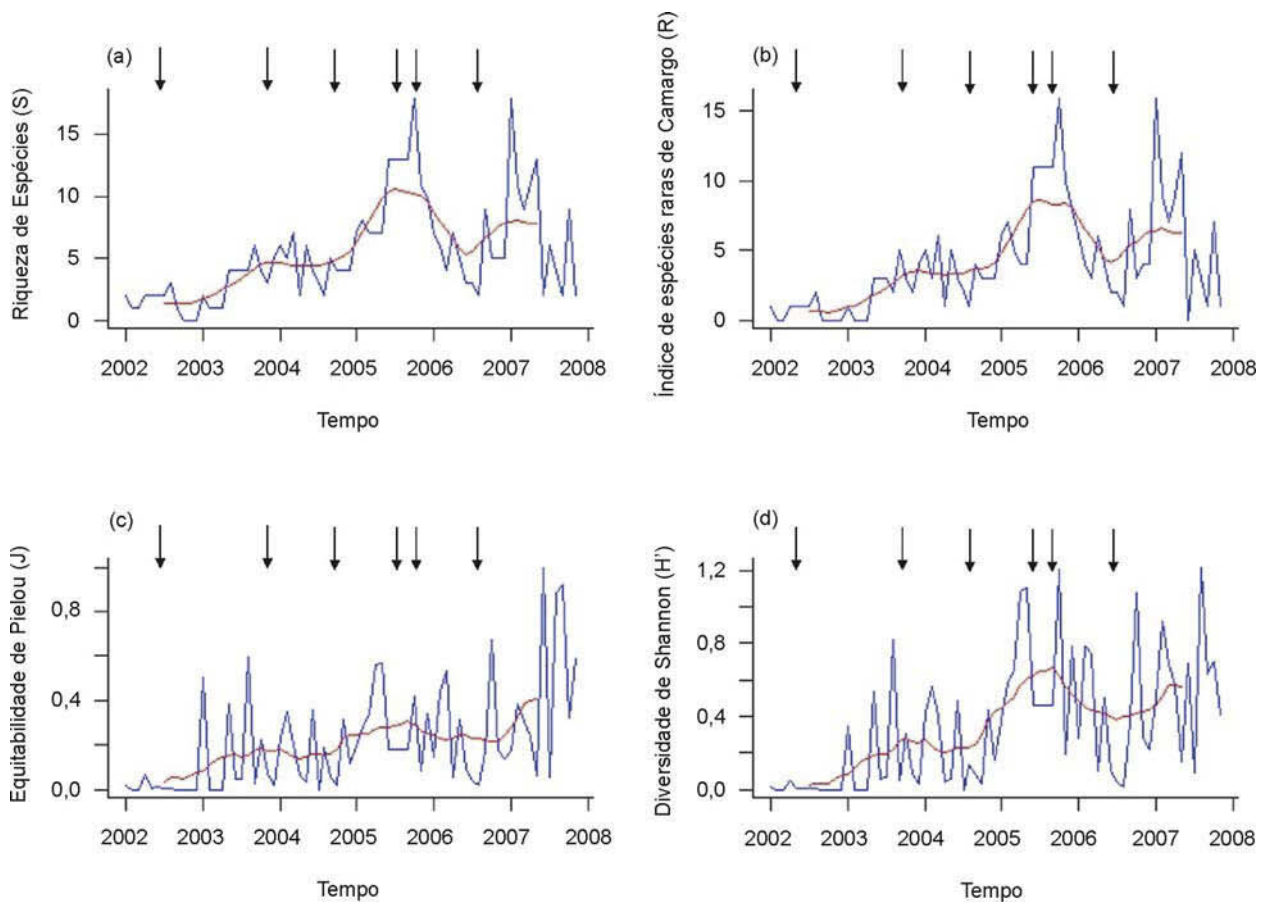


FIGURA 6.3 Valores observados em azul e tendência temporal em preto dos parâmetros (a) riqueza de espécies (S), (b) equitabilidade de Pielou (J), (c) índice de diversidade de Shannon (H'), e (d) índice de espécies raras de Camargo (R) da comunidade zooplanctônica das Lagoa das Garças para o período de janeiro de 2002 a dezembro de 2007. Tendências temporais não significativas não foram incluídas. As setas indicam variações do balanço hídrico superiores a 0,5 m de profundidade.

6.5.2 Diversidade Funcional da Comunidade Zooplanctônica

A diversidade funcional da comunidade zooplanctônica variou amplamente durante o período de estudo, sendo que os maiores valores foram obtidos para a Lagoa Jurubatiba. Por outro lado, os menores valores dos índices calculados foram observados para a Lagoa das Garças, sendo que em alguns meses os índices não puderam ser calculados por conterem menos de três espécies (tabela 6.1). Para a Lagoa Jurubatiba, o maior valor de βD foi de 0,85, observado no mês de novembro de 2005, e o menor valor de 0,02, no mês de julho de 2007. Para FRic, o maior valor foi de 0,09, observado nos meses de outubro e novembro de 2002, e os menores valores nos meses finais de 2007. O maior valor de FEve foi de 0,71, obtido no mês de abril de 2007, e o menor valor, de 0,04, obtido no mês de novembro de 2004. Para FDis, o maior valor foi de 0,32, observado em maio de 2005, e o menor, de 0,02, em agosto de 2003. O maior valor de FDiv foi de 1,00, observado em agosto de 2003, e o menor, de 0,22, em novembro de 2006. Na Lagoa das Garças, os menores valores de todos os índices funcionais foram observados no início do período de estudo, em 2002. Para βD , o maior valor foi de 1,00, observado em março de 2003. Já, para FRic, o valor máximo foi de 0,44, obtido em maio de 2007. FEve teve como valor máximo 0,94, obtido em julho de 2004. Para FDiv, o maior valor obtido foi de 0,99 em agosto de 2004. O valor máximo de FDis foi de 0,49, obtido em outubro de 2007 (tabela 6.1).

Na Lagoa Jurubatiba, foram encontradas tendências temporais significativas apenas para βD , FRic e FDiv (tabela 6.1). Para βD , os anos iniciais apresentaram baixos valores, ocorrendo um pico no final de 2003 e outro ainda maior ao final de 2005. Apesar de a tendência temporal ser positiva, observa-se um declínio nos valores de βD nos anos finais. Os anos iniciais foram aqueles que apresentaram os maiores valores de FRic, contudo, a partir de meados de 2003, houve uma grande amplitude de variação nos valores com um expressivo declínio, começando a partir da segunda metade de 2005. FEve e FDis mostraram grande amplitude de variação durante todo o período, resultando na inexistência de tendência temporal positiva ou negativa. Para FDiv, os maiores valores foram observados em 2003, com um declínio no ano seguinte e no ano de 2006. Apesar da ampla variação nos anos finais, observa-se uma tendência de redução nos valores de FDiv (figura 6.4).

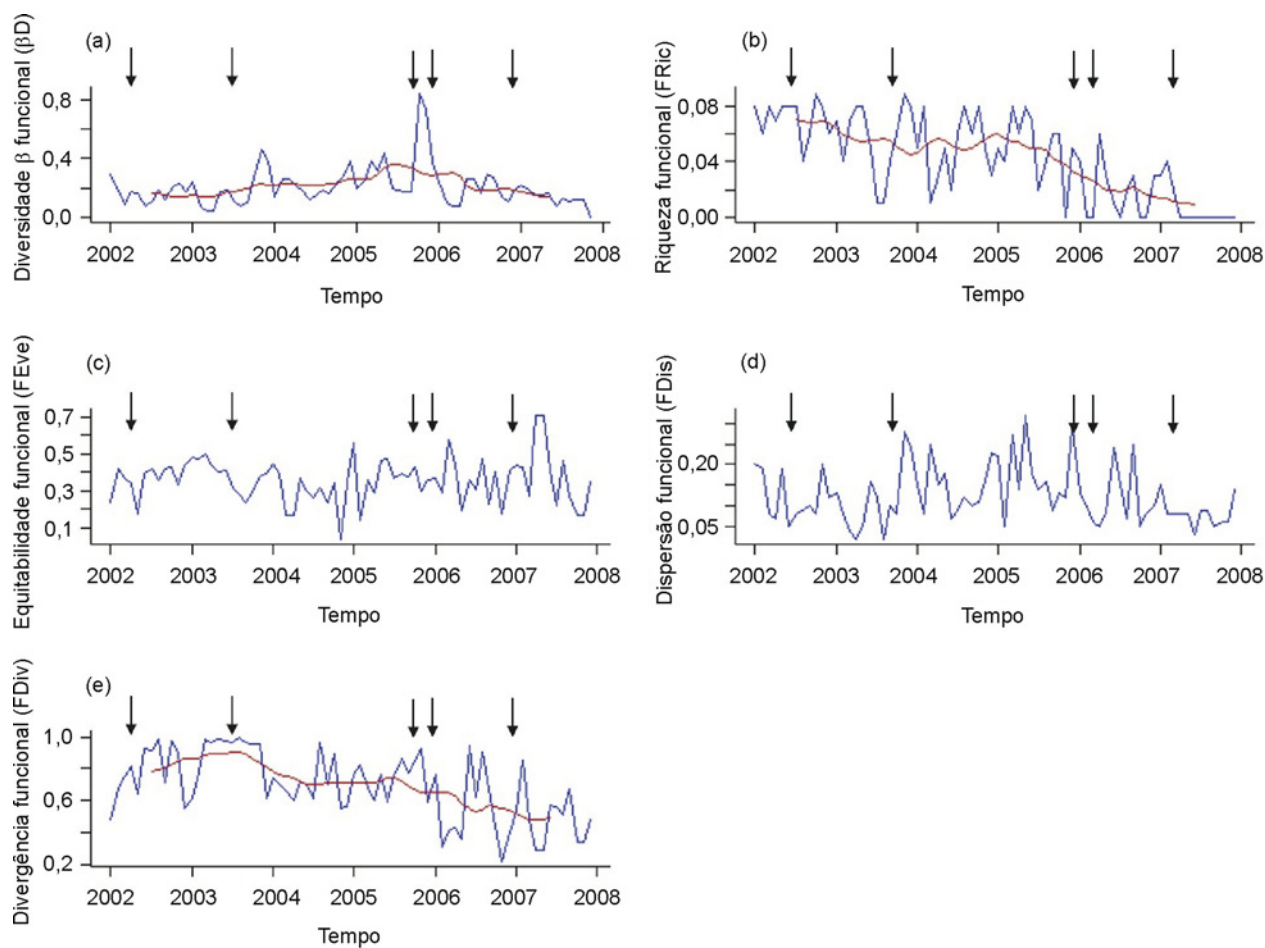


FIGURA 6.4 Valores observados em azul e tendência temporal em vermelho dos parâmetros (a) diversidade β funcional (βD), (b) riqueza funcional (FRic), (c) equitabilidade funcional (FEve), (d) dispersão funcional (FDis), e (e) divergência funcional (FDiv) da comunidade zooplancônica da Lagoa Jurubatiba para o período de janeiro de 2002 a dezembro de 2007. Tendências temporais não significativas não foram incluídas. As setas indicam eventos de abertura da barra de areia.

Para a Lagoa das Garças, foram observadas tendências temporais positivas e significativas para todos os parâmetros funcionais avaliados, exceto para FDiv (tabela 6.1). Para βD , os menores valores foram observados em 2002, com picos ocorrendo em 2003 e 2004, e um aumento progressivo a partir de 2005. Para FRic e FEve, os menores valores foram obtidos nos anos iniciais com um aumento ocorrendo a partir de 2004, sendo os maiores valores observados nos anos finais. Já para FDis, mesmo

com os baixos valores em 2002, picos foram observados já no início de 2003, com aumento progressivo e maiores valores nos anos de 2005 e 2007 (figura 6.5).

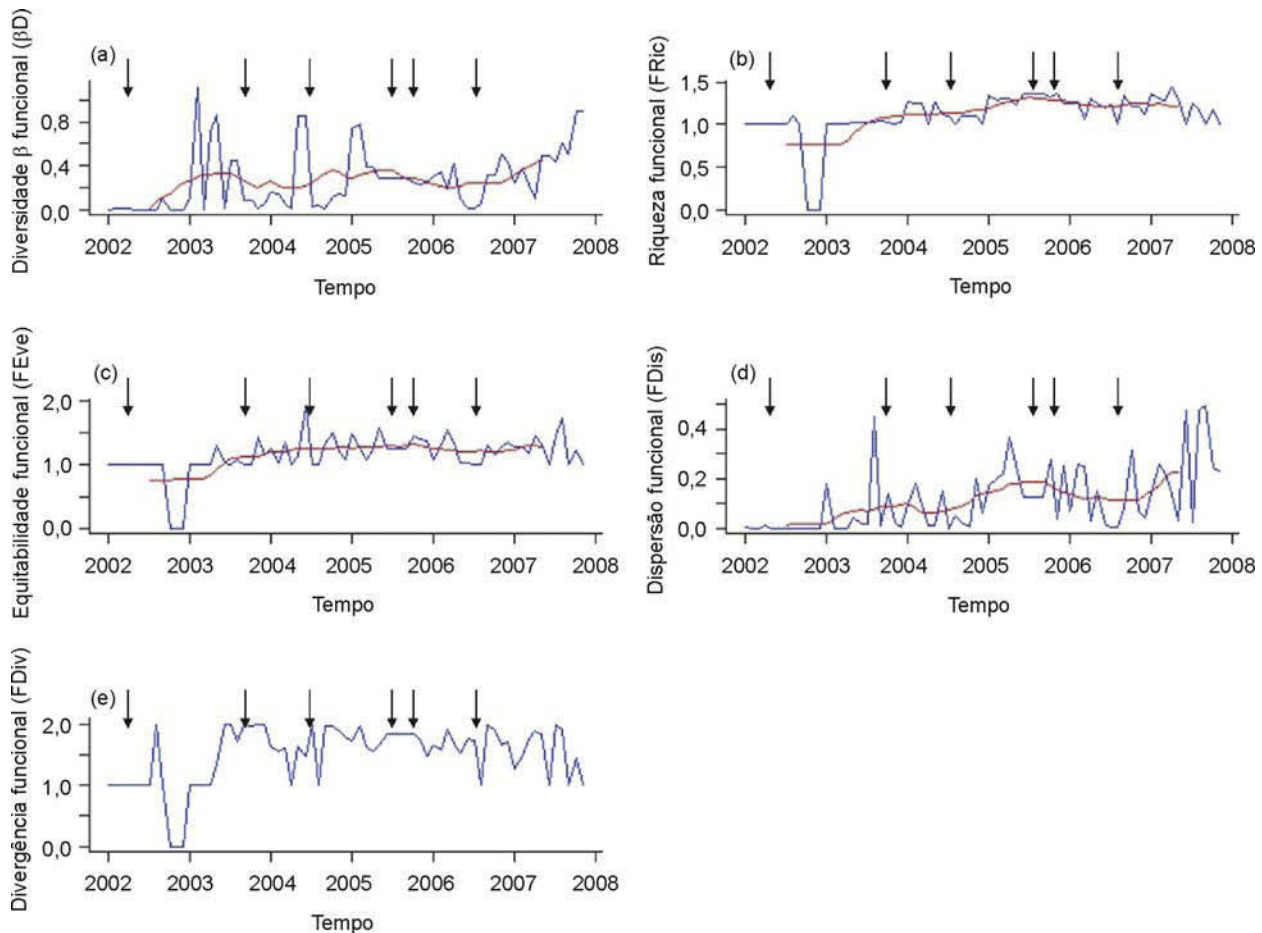


FIGURA 6.5 valores observados em azul e tendência temporal em vermelho dos parâmetros (a) diversidade β funcional (βD), (b) riqueza funcional (FRic), (c) equitabilidade funcional (FEve), (d) dispersão funcional (FDis), e (e) divergência funcional (FDiv) da comunidade zooplancônica da Lagoa das Garças para o período de janeiro de 2002 a dezembro de 2007. Tendências temporais não significativas não foram incluídas. Os valores de FRic, FEve e FDiv foram acrescidos de uma unidade quando o número de espécies era inferior a três. As setas indicam variações do balanço hídrico superiores a 0,5 m de profundidade.

6.5.3 Variáveis Limnológicas

As lagoas apresentaram diferentes padrões de variação nos parâmetros limnológicos, especialmente na salinidade. A Lagoa Jurubatiba apresentou baixos valores de salinidade, com valor máximo de 32 em novembro de 2005, mínimo de 0,20, observado em diversos meses, e média de 1,35 (tabela 6.1), com picos ocorrendo logo após os eventos de abertura de barra. Para a Lagoa Jurubatiba, os valores de pH variaram dentro do valor mínimo de 5,94, registrado em outubro de 2005, e o máximo de 7,84, em setembro de 2003, com média de 6,77 (tabela 6.1). Entretanto, maiores valores foram observados nos dois anos iniciais, e os menores, nos anos intermediários, em que as aberturas de barra foram menos frequentes. Os valores de fósforo total apresentaram uma ampla faixa de variação durante o período de estudo, apresentando desde valores não detectados em alguns meses até o má-

ximo de 2,27 $\mu\text{mol/L}$ em outubro de 2005 (tabela 6.1), com os maiores valores observados entre os meses de janeiro e junho. De forma semelhante, os valores de nitrogênio total também apresentaram grande variação, com valor mínimo de 13,91 $\mu\text{mol/L}$, em junho de 2004, máximo de 98,40 $\mu\text{mol/L}$, em janeiro de 2003, e média de 13,91 $\mu\text{mol/L}$ (tabela 6.1). Já para clorofila *a*, observa-se um padrão regular com maiores valores sempre ocorrendo entre os meses de janeiro a julho, com máximo de 30,28 $\mu\text{g/L}$, e valores não detectados nos meses de novembro de 2005 e julho de 2006, e média de 3,86 $\mu\text{g/L}$ (tabela 6.1).

Para a Lagoa das Garças, elevados valores de salinidade foram observados nos meses iniciais, com máximo alcançando o valor de 155,4, durante o mês de abril de 2003, mínimo de 1,2, em novembro de 2005, e média de 38,5 (tabela 6.1), sendo os menores valores observados nos anos posteriores. Os valores de pH apresentaram maior faixa de variação, com valor mínimo de 5,58, em novembro de 2005, máximo de 8,96, em setembro de 2003, e média de 7,91 (tabela 6.1). Já para os valores de fósforo total, grande parte das observações manteve-se na faixa entre não detectável e 3 $\mu\text{mol/L}$, entretanto, foram observados valores elevados nos anos de 2002, 2003 e 2004, com valor máximo de 14,01 $\mu\text{mol/L}$, em fevereiro de 2003. O menor valor registrado foi 0,09 $\mu\text{mol/L}$, em abril de 2004, e a média foi de 1,91 $\mu\text{mol/L}$ (tabela 6.1). Para nitrogênio total, foi observado um padrão semelhante na variação dos valores, com picos isolados nos anos de 2002, 2003 e 2004, contudo, valores superiores foram observados nos anos intermediários. O valor máximo de nitrogênio total registrado foi 430,05 $\mu\text{mol/L}$, mínimo de 37,6 $\mu\text{mol/L}$ e média de 103,52 $\mu\text{mol/L}$ (tabela 6.1). Para a variável clorofila *a*, foram observados os menores valores durante os dois últimos anos, todavia ocorreram valores elevados durante todo o período de estudo. A maior concentração de clorofila *a* foi de 62,00 $\mu\text{g/L}$, registrado no mês de janeiro de 2006, e a mínima, de 0,32 $\mu\text{g/L}$, no mês de janeiro de 2004, sendo a média do período de 12,04 $\mu\text{g/L}$.

6.5.4 Importância das Espécies Raras

As regressões lineares entre o número de espécies raras e os índices de diversidade funcional para a Lagoa Jurubatiba apresentaram relações positivas e significativas para os índices FRic e FDiv, e negativa para βD (tabela 6.2, figura 6.6). Os valores de R^2 para ambos os índices, FRic e FDiv, foi de 0,52 e 0,41, demonstrando a importância das espécies raras para a diversidade funcional da comunidade zooplanctônica. Todavia, é possível notar pela análise acurada do gráfico para FRic que muitos valores encontrados para os índices não aumentam com o aumento proporcional no número de espécies raras, indicando assim redundância funcional. Portanto, a adição de espécies não necessariamente significa um aumento linear na diversidade funcional.

De forma semelhante, os resultados para as regressões lineares entre o número de espécies raras (*R*) e os índices FRic, FEve e FDiv também foram positivos e significativos para a Lagoa das Garças (tabela 6.2, figura 6.7). Os valores de R^2 foram de 0,65, 0,37 e 0,15 para FRic, FEve e FDiv, respectivamente, ilustrando a importância das espécies raras para a diversidade funcional zooplanctônica. Ao contrário do observado para a Lagoa Jurubatiba, no gráfico para FRic observa-se que o mesmo número de espécies raras pode apresentar diferentes valores de diversidade funcional, indicando assim complementaridade funcional (figura 6.7).

TABELA 6.2 Resultados das regressões lineares entre o índice de espécies raras de Camargo (R) e os índices de diversidade funcional para as lagoas Jurubatiba e das Garças no período de janeiro de 2002 a dezembro de 2007. Valores significativos em negrito

	JURUBATIBA			GARÇAS		
	F	R ²	p	F	R ²	p
Diversidade β funcional (βD)	8,56	0,11	0,005	1,54	0,02	0,22
Riqueza funcional (FRic)	75,31	0,52	<0,001	114,2	0,65	<0,001
Equitabilidade funcional (FEve)	2,65	0,03	0,11	36,78	0,37	<0,001
Dispersão funcional (FDis)	0,47	0,01	0,498	1,44	0,02	0,23
Divergência funcional (FDiv)	48,14	0,41	<0,001	12,4	0,16	<0,001

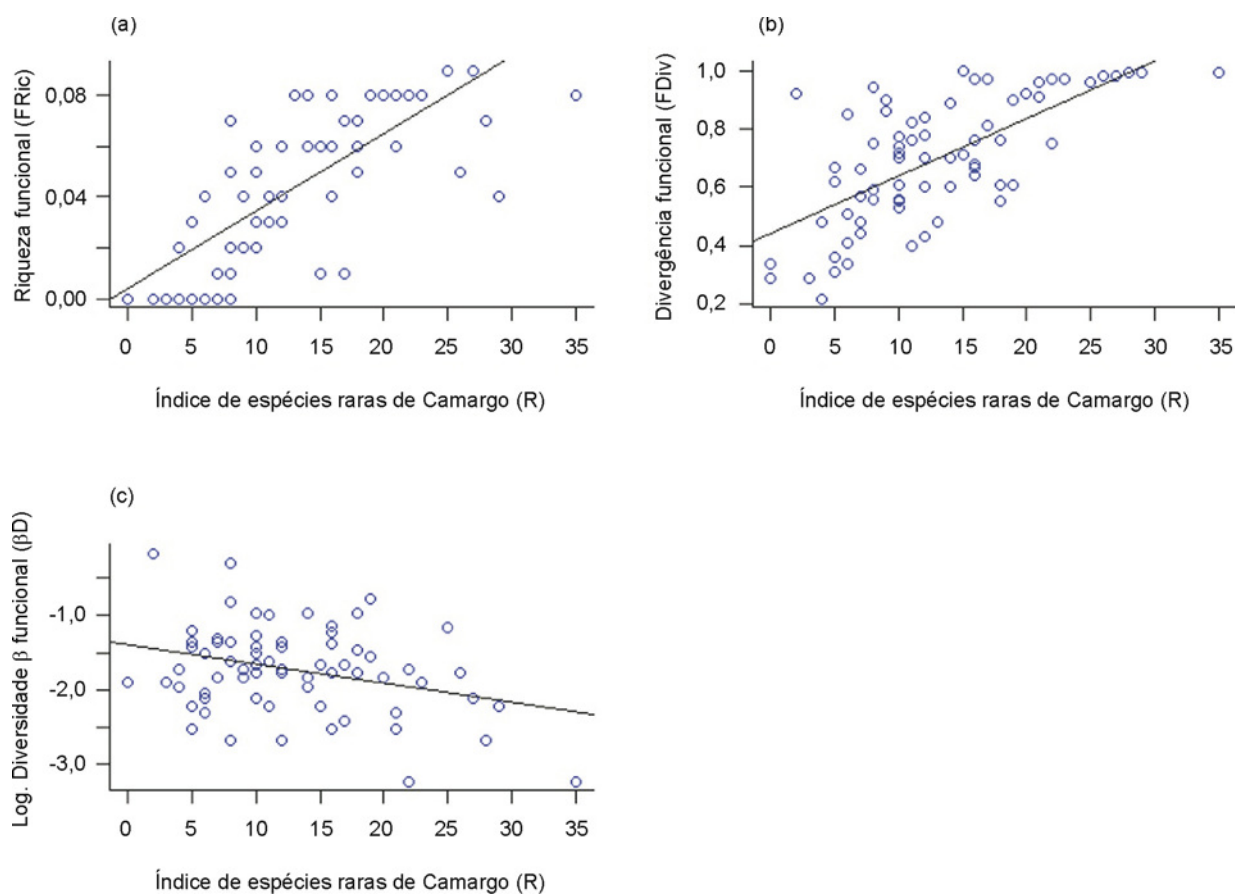


FIGURA 6.6 Regressões lineares entre o índice de espécies raras de Camargo (R) e os índices de diversidade funcional no período de janeiro de 2002 a dezembro de 2008 para a Lagoa Jurubatiba.

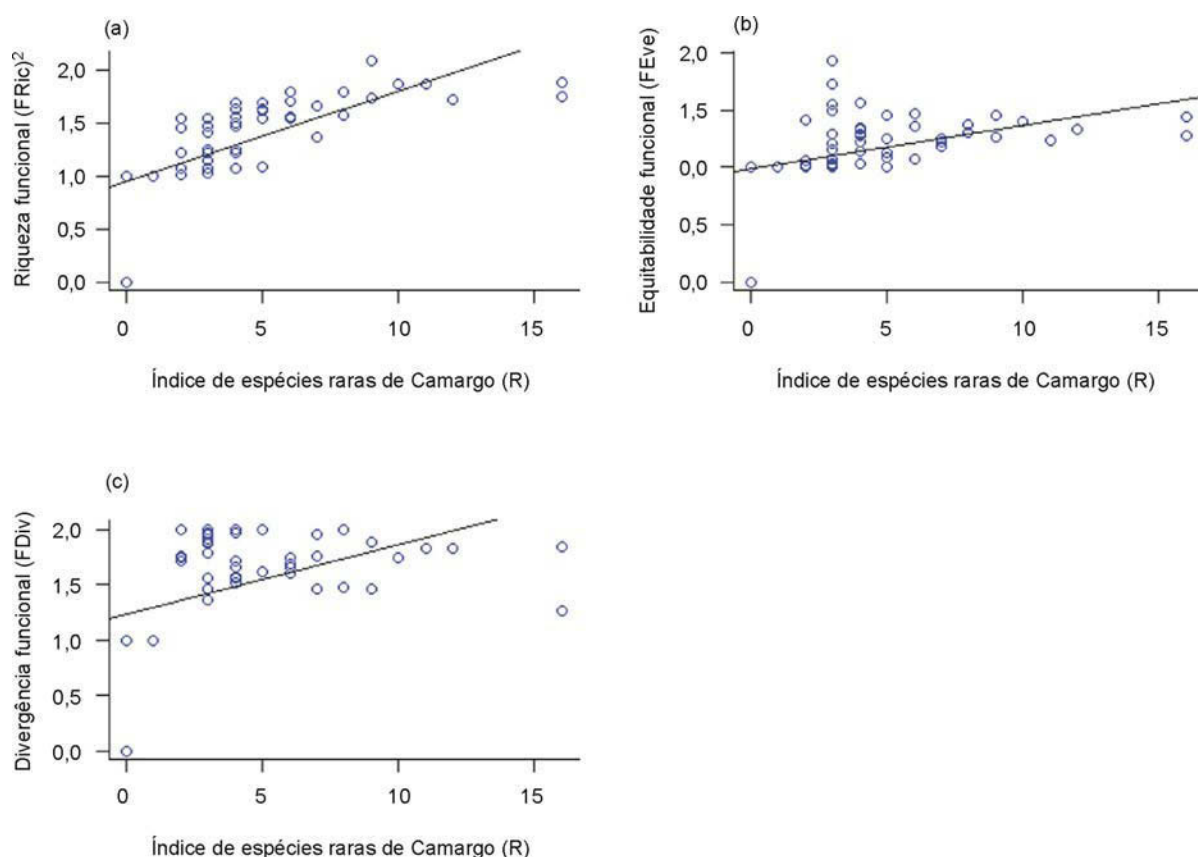


FIGURA 6.7 Regressões lineares entre o índice de espécies raras de Camargo (R) e os índices de diversidade funcional no período de janeiro de 2002 a dezembro de 2008 para a Lagoa das Garças.

Os resultados dos modelos lineares generalizados entre R e as variáveis limnológicas foram significativos e negativos para a salinidade, demonstrando os efeitos deletérios sobre a comunidade zooplânctônica. Além disso, para a Lagoa Jurubatiba, foram observados efeitos significativos e positivos das variáveis NT, Cloa e pH. Já para a Lagoa das Garças, NT e pH também apresentaram relação significativa, contudo, com efeitos negativos dessas variáveis sobre as espécies raras (tabela 6.3).

TABELA 6.3 Resultados dos modelos lineares generalizados (GLM's) entre o índice de espécies raras de Camargo (R) e as variáveis limnológicas para as lagoas Jurubatiba e das Garças no período de janeiro de 2002 a dezembro de 2007. Valores significativos em negrito

	JURUBATIBA				GARÇAS			
	Estimado	Erro padrão	z	p	Estimado	Erro padrão	z	p
Intercepto	-2,183	0,582	-3,747	<0,001	4,249	0,778	5,463	<0,001
Salinidade	-0,085	0,033	-2,566	0,01	-0,022	0,004	-5,011	<0,001
Fósforo total (µmol/L)	0,029	0,092	0,315	0,75	0,029	0,044	0,681	0,496
Nitrogênio total (µmol/L)	0,004	0,002	2,237	0,025	-0,002	0,001	-2,097	0,036
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	0,021	0,007	2,801	0,005	0,002	0,005	0,382	0,703
pH	0,658	0,085	7,715	<0,001	-0,265	0,109	-2,432	0,015

6.5 DISCUSSÃO

Dentro de uma perspectiva de longo prazo, nossos resultados demonstram que as espécies raras desempenham um importante papel na manutenção da diversidade funcional da comunidade zooplancônica frente ao distúrbio ambiental causado pelo aumento da salinidade. Muitos estudos relatam a importância para a diversidade funcional das espécies raras, que representam grande parte da riqueza de espécies, (Walker et al. 1999, Díaz e Cabido 2001, Petchey e Gaston 2002, Violle et al. 2017) e os resultados encontrados neste estudo reforçam a clara relação de aumento da diversidade funcional conforme se aumenta o número de espécies raras.

Rotíferos contribuíram com mais da metade dos táxons registrados para ambas as lagoas. Vários estudos têm relatado o maior número de espécies de rotíferos em ambientes tropicais rasos de água doce, rios, lagos e reservatórios (Bozelli 1992, Branco et al. 2000, 2007, Segers 2007). Rotíferos podem apresentar especializações funcionais para diferentes itens alimentares, o que permite a coexistência de muitas espécies em um mesmo micro-habitat. Para o grupo dos cladóceros, maiores valores de riqueza foram encontrados nos períodos de menor salinidade, e a baixa ocorrência e a densidade em períodos de elevada salinidade demonstram a sensibilidade dos cladóceros às modificações nesta variável (Santangelo et al. 2007, Araújo et al. 2015). Dentre os copépodes, a riqueza de espécies foi a menor registrada dentre os grupos que compõem o zooplâncton. Copépodes correspondem aos componentes de maior tamanho do zooplâncton das lagoas costeiras do Norte Fluminense e, em ambientes com peixes planctívoros, como no caso das lagoas estudadas, tendem a apresentar uma comunidade composta por poucas espécies de pequeno tamanho corporal em função da pressão de predação (Branco et al. 2000, Hart e Bychek 2011).

Resultados significativos foram encontrados para tendência temporal negativa no número de espécies e de espécies raras para Lagoa Jurubatiba, relacionado aos anos em que as aberturas de barra ocorreram com maior frequência. Os efeitos adversos do aumento da salinidade sobre a comunidade zooplancônica devido às aberturas de barra incluem a alta mortalidade dos organismos incapazes de tolerar as condições osmóticas e as modificações na estrutura da comunidade. Os efeitos da abertura de barra dependem das características intrínsecas do ambiente (como, por exemplo, morfometria, balanço hídrico, etc.) que podem favorecer a persistência desses efeitos meses após o evento (Schallenberg et al. 2010) e das condições limnológicas observadas anteriormente, bem como a intensidade e a magnitude do distúrbio, que constituem fatores decisivos para a resposta zooplancônica (Santangelo et al. 2007, Setubal et al. 2013). Assim, a capacidade de restabelecimento da comunidade depende de três fatores principais: 1) intensidade e frequência das intrusões marinhas; 2) comunidade estabelecida *a priori*; e 3) velocidade com que a lagoa retorna às condições pré-distúrbio (Kozlowsky-Suzuki e Bozelli 2004, Santangelo et al. 2007, Duggan e White 2010). Distúrbios prévios reduzem a capacidade da comunidade de tolerar os mesmos distúrbios subsequentes (Fischer et al. 2001) e consequentemente reduzem a resistência e a resiliência a distúrbios adicionais. No caso da Lagoa Jurubatiba, eventos sucessivos de intrusões marinhas têm promovido a diminuição da riqueza pelos efeitos acumulativos de perda de espécies, as quais não tiveram tempo hábil para recolonizar e estabelecer-se efetivamente no ambiente, cujas condições de salinidade mostram-se inconstantes a longo prazo.

Para a Lagoa das Garças, foram encontradas tendências temporais de aumento tanto para S, R, J quanto para H'. Essa tendência de aumento com a diminuição da salinidade reforça os efeitos negativos dessa variável sobre a comunidade zooplancônica. Araújo (2015) relata relações negativas entre riqueza e diversidade de espécies com a salinidade para a Lagoa das Garças, ressaltando que em períodos de condições salinas mais intensas ocorrem alterações nos grupos zooplancônicos dominantes, com um efeito positivo sobre as larvas meroplancônicas e grande parte dos copépodes, e negativo

sobre rotíferos e cladóceros. Portanto, conforme o balanço hídrico da Lagoa das Garças passa a ser positivo, ou seja, incremento da coluna d'água com aumento de profundidade e maior diluição dos sais, são estabelecidas condições propícias para estabelecimento de outras espécies menos tolerantes a altas salinidades, resultando nas tendências observadas.

De forma semelhante ao observado com S e R, os índices de diversidade funcional FRic e FDiv também apresentaram tendências temporais negativas para a Lagoa Jurubatiba. Estudos realizados com a comunidade bentônica demonstraram forte correlação entre a diversidade funcional e o número de espécies raras cuja perda leva à diminuição gradual da diversidade funcional ao longo de gradientes ambientais (Dimitriadis e Koutsoubas 2011). A perda de espécies, especialmente daquelas consideradas raras, resulta em uma perda na diversidade funcional quando todo um grupo de espécies que detém determinada característica ou função é perdido (Petchey e Gaston 2002, Zhang et al. 2012). Os resultados encontrados para a Lagoa Jurubatiba ressaltam a importância das espécies raras na manutenção da diversidade funcional zooplanctônica visto que, quanto maior o número de espécies funcionalmente similares em uma comunidade maior a probabilidade de que pelo menos algumas destas espécies irão sobreviver às mudanças no ambiente e preservar as propriedades do ecossistema (Walker et al. 1999, Díaz e Cabido 2001). A perda de espécies na Lagoa Jurubatiba resultou em perda significativa da diversidade funcional quando a redução atingiu entre 50 a 60 % do número total de espécies raras. Estudos realizados com plantas têm relatado perdas de até 75 % das espécies raras sem que haja perda da diversidade funcional (Fonseca e Ganade 2001). Assim, extinções iniciais apresentam poucos efeitos sobre a diversidade funcional devido ao grande número de espécies funcionalmente similares remanescentes (Petchey e Gaston 2002).

Para a Lagoa das Garças, o inverso foi observado, com tendências temporais de aumento para os índices de diversidade funcional FRic, FDis e βD , com o respectivo aumento nos valores de S e R. No caso da Lagoa das Garças, devido à baixa riqueza de espécies inicial, dada a condição hipersalina, a adição de novas espécies representou um considerável aumento na diversidade funcional, pois novos espaços de nicho e, conseqüentemente, atributos funcionais passaram a ser contemplados (Díaz e Cabido 2001). Enquanto a riqueza de espécies pode ser interpretada como resultado de sucessivos filtros ecológicos (ex.: condições climáticas, frequência de distúrbios e interações biológicas) que produzem uma comunidade local não aleatória limitada por um *pool* regional de espécies (Díaz et al. 2009), a diversidade funcional é limitada pela disponibilidade local de nichos (Schmid et al. 2002). Essa tendência de aumento nos índices de diversidade funcional indica, portanto, uma condição de insaturação funcional da Lagoa das Garças, onde as modificações das condições ambientais promovem maiores possibilidades de nicho. Assim, um aumento na riqueza de espécies conduz a uma comunidade com maior complexidade funcional pela provisão de novos atributos funcionais (Walker et al. 1999).

As relações lineares da diversidade funcional com o aumento da riqueza de espécies correspondem a um aumento na probabilidade de ocupar um espaço de características funcionais mais amplo com o aumento do número de espécies por simples efeito de amostragem (Mouchet et al. 2010). De fato, estudos realizados com invertebrados de riachos demonstraram que cerca de 90 % da diversidade funcional é contemplada quando aproximadamente 30 % da riqueza é amostrada (Bady et al. 2005). Dessa forma, em comunidades pouco diversas, como observado na Lagoa das Garças nos períodos de condições hipersalinas, o surgimento de novas espécies pode acarretar grandes aumentos na diversidade funcional dada à baixa redundância da comunidade. Em contrapartida, em sistemas muito diversos, como no caso da Lagoa Jurubatiba, a adição ou perda de espécies não apresenta a mesma magnitude de efeitos sobre os valores de diversidade funcional do zooplâncton.

Estudos realizados em comunidades aquáticas de bromélias-tanque demonstraram que a estrutura funcional da comunidade é principalmente determinada por fatores ambientais (Brouard et al.

2012). Em comunidades de invertebrados aquáticos, a diversidade funcional é fortemente influenciada pelos fatores abióticos que restringem a ocorrência dos atributos funcionais àqueles que permitem a sobrevivência sob condições ambientais severas (Gallardo et al. 2011, Paillex et al. 2013). Em um estudo com diversos lagos de diversos níveis de salinidade, observou-se um padrão parecido com o que foi notado nas lagoas Jurubatiba e das Garças: maiores valores de salinidade causam alterações na estrutura da comunidade, diminuindo a riqueza e a diversidade funcional zooplancônica (Gutierrez et al. 2018). Na Lagoa das Garças, a diminuição da salinidade ao longo dos anos permitiu maior diversificação funcional da comunidade, enquanto para a Lagoa Jurubatiba os sucessivos eventos de salinização por abertura de barra promoveram uma redução da expressividade funcional da comunidade.

Diferentes espécies zooplancônicas apresentam diferentes requerimentos quanto aos fatores ambientais, e a diferença entre esses fatores permite a coexistência de diferentes espécies. Para ambas as lagoas estudadas, os efeitos das variáveis ambientais foram importantes para a determinação das espécies raras e, conseqüentemente, da diversidade funcional zooplancônica. Para as lagoas das Garças e Jurubatiba, observou-se forte influência da salinidade nos meses seguintes aos distúrbios, enquanto em outros períodos, as variáveis nitrogênio total e clorofila *a* foram mais importantes para a comunidade zooplancônica. Em sistemas oligo/mesotróficos, como nas lagoas estudadas, a entrada de água do mar pode determinar um aumento na disponibilidade de nutrientes (Branco et al. 2007), e diferentes quantidades e proporções de nutrientes podem determinar mudanças na biomassa do fitoplâncton, estimadas pelo conteúdo de clorofila *a*. Além disso, no caso das aberturas de barra, pode ocorrer a morte de macrófitas, promovendo um aumento nas taxas de decomposição e, conseqüentemente, promovendo maior entrada de nutrientes e subsequentes aumentos nas concentrações de clorofila (Santos e Esteves 2002, Schallenberg et al. 2010, Setubal et al. 2013). Portanto, a modificação da diversidade funcional zooplancônica por meio de um gradiente de nutrientes parece resultar de alterações da heterogeneidade e abundância de algas (Barnett e Beisner 2007). Quanto aos valores de pH, lagoas costeiras em geral apresentam altos valores desta variável (Enrich-Prast et al. 2004, Caliman et al. 2010) em função do aporte de carbonatos e bicarbonatos oriundos do mar. Todavia, no caso das lagoas estudadas, esses tendem a ser compensados pela alta concentração de substâncias húmicas de caráter ácido. Como a presença de íons dissolvidos na água também tem influência sobre o pH, esta variável correlaciona-se muito fortemente com os valores de salinidade (Araújo et al. 2015) e pode ser a causa dos maiores valores de pH observados nos períodos mais salinos. Estudos nas lagoas costeiras da região observaram uma relação positiva entre a salinidade e os valores de pH (Enrich-Prast et al. 2004, Kozlowsky-Suzuki e Bozelli 2004).

Os resultados encontrados neste trabalho corroboram a hipótese proposta. Conforme evidenciado por meio de uma abordagem de longo prazo, para a comunidade zooplancônica da Lagoa Jurubatiba, as espécies raras foram responsáveis pela manutenção da diversidade funcional, contribuindo de forma significativa para a resposta da comunidade aos distúrbios causados pelas aberturas artificiais da barra de areia. Todavia, com a recorrência do distúrbio e a contínua perda de espécies, reduções na diversidade funcional zooplancônica nos últimos anos foram observadas. Para a Lagoa das Garças, uma condição de insaturação funcional pôde ser observada para os anos iniciais, em que a adição de espécies resultou em um grande aumento na diversidade funcional do zooplâncton. Conforme as condições de salinidade mostraram-se mais amenas ao longo do período de estudo, novos atributos funcionais passaram a ser expressos pela comunidade, e a adição contínua de espécies, a longo prazo, contribuiu para aumentar as relações de complementaridade do zooplâncton.

Considerando que a salinidade de ambientes aquáticos continentais tende a aumentar devido às mudanças climáticas globais (Jeppesen et al. 2015), estudos de longo prazo que avaliem seus efeitos sobre a estrutura das comunidades, especialmente dentro de uma perspectiva funcional, são funda-

mentais para o estabelecimento de estratégias de gestão e manejo desses ambientes. Portanto, o estudo aqui apresentado é inédito e fornece informações importantes acerca desse tema para ambientes tropicais costeiros com diferentes origens e formações. Além disso, considerando que diversas lagoas costeiras estão sujeitas a aberturas artificiais da barra de areia durante período de cheia, conhecer os efeitos do aumento da salinidade sobre as comunidades aquáticas é importante para o estabelecimento de estratégias de manejo desses ambientes. Nesse sentido, acreditamos que aberturas artificiais da barra devem ser evitadas e, quando imprescindíveis, o contato com o mar deve ser mantido pelo menor tempo possível, a fim de evitar os efeitos drásticos do aumento de salinidade sobre as comunidades aquáticas.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro – FAPERJ e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq que, por meio de bolsas de estudos e projetos de financiamento, permitiram o desenvolvimento deste estudo. Os autores agradecem também a Luciana Rabelo Araújo, Sandra Bartoli, Jayme Santangelo e Adriana Melo por terem cedido alguns dados que compõem as séries temporais aqui avaliadas. Agradecemos ainda ao Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade – NUPEM/UFRJ, ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio e à administração do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – PARNA Jurubatiba pelo apoio logístico e institucional na realização deste estudo.

REFERÊNCIAS

- Araújo, L. R. et al. 2013. Zooplankton resting egg banks in permanent and temporary tropical aquatic systems. – *Acta Limnol. Bras.* 25: 235-245.
- Araújo, L. R. et al. 2015. Long-term dynamics of the zooplankton community during large salinity fluctuations in a coastal lagoon. – *Mar. Freshw. Res.* 66: 352-359.
- Bady, P. et al. 2005. Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. – *Freshw. Biol.* 50: 159-173.
- Barnett, A. J. e Beisner, B. E. 2007. Zooplankton biodiversity and lake trophic state: explanations invoking resource abundance and distribution. – *Ecology* 88: 1675-86.
- Barnett, A. J. et al. 2007. Functional diversity of crustacean zooplankton communities: towards a trait-based classification. – *Freshw. Biol.* 52: 796-813.
- Berg, A. et al. 2004. Expression of crassulacean acid metabolism in *Clusia hilariana* Schlechtendal in different stages of development in the field. – *Trees – Struct. Funct.* 18: 553-558.
- Bozelli, R. L. 1992. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussurá Lakes and of the Trombetas River, State of Pará, Brazil. – *Amazoniana* XII: 239-261.
- Branco, C. W. C. et al. 2000. The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Mace, R.J.) in Brazil – *Hydrobiologia* 437: 71-81.

- Branco, C. W. C. et al. 2007. Environmental changes and zooplankton temporal and spatial variation in a disturbed Brazilian coastal lagoon. – *Braz. J. Biol.* 67: 251-62.
- Brasil, J. e Huszar, V. L. D. M. 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. – *Oecologia Aust.* 15: 799-834.
- Brouard, O. et al. 2012. Understorey environments influence functional diversity in tank-bromeliad ecosystems. – *Freshw. Biol.* 57: 815-823.
- Calça, A. M. e Grelle, C. E. V. 2016. Diversidade Funcional De Comunidades : Discussões Conceituais E Importantes Avanços Metodológicos. – *Oecologia Aust.* 20: 401-416.
- Caliman, A. et al. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons : a search for patterns and mechanisms. – *Braz. J. Biol.* 70: 803-814.
- Camargo, J. A. 1992. Can dominance influence stability in competitive interactions? – *Oikos*. 64:605-609.
- Cardinale, B. J. et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. – *Nature* 486: 59-67.
- Carneiro, L. S. 2008. Efeito de peixes onívoros sobre a estrutura e estabilidade de cadeias tróficas aquáticas. – Tese de Doutorado (Ecologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro
- Cianciaruso, M. V. et al. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. – *Biota Neotrop.* 9: 93-103.
- Díaz, S. e Cabido, M. 2001. Vive la différence : plant functional diversity matters to ecosystem processes. – *Trends Ecol. Evol.* 16: 646-655.
- Díaz, S. et al. 2009. Functional implications of trait-environment linkages in plants communities. In: Weiher, E. and Keddy, P.A. (eds) – *The search for assembly rules in ecological communities*. Cambridge University press.
- Dimitriadis, C. e Koutsoubas, D. 2011. Functional diversity and species turnover of benthic invertebrates along a local environmental gradient induced by an aquaculture unit: the contribution of species dispersal ability and rarity. – *Hydrobiologia* 670: 307-315.
- Duffy, J. E. 2009. Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. – *Front. Ecol. Environ.* 7: 437-444.
- Duffy, E. J. et al. 2017. Biodiversity effects in the wild are common and as strong as key drivers of productivity. – *Nature* 549: 261-264.
- Duggan, I. C. e White, M. A. 2010. Consequences of human-mediated marine intrusions on the zooplankton community of a temperate coastal lagoon. – *New Zeal. J. Mar. Freshw. Res.* 44: 17-28.
- Ellingsen, K. E. et al. 2007. Rare species, habitat diversity and functional redundancy in marine benthos. – *J. Sea Res.* 58: 291-301.
- Elmqvist, T. et al. 2003. Response diversity, ecosystem change, and resilience. – *Front. Ecol. Environ.* 1: 488-494.
- Enrich-Prast, A. et al. 2004. Lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba: descrição de suas variáveis limnológicas. – In: Rocha, C. F. D. et al. (eds), *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação*. RiMa.

- Esteves, F. D. A. 1998. Lagoas costeiras: Origem, funcionamento e possibilidades de manejo. – In: Esteves, F. D. A. (ed), *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. NUPEM/UFRJ.
- Esteves, F. A. et al. 2008. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. – *Braz. J. Biol.* 68: 967-81.
- Farjalla, V. F. et al. 2002. The relationship between DOC and planktonic bacteria in tropical coastal lagoons. – *Arch. fur Hydrobiol.* 156: 97-119.
- Finlayson, C. M. et al. 2019. The Second Warning to Humanity – Providing a Context for Wetland Management and Policy. – *Wetlands.* 39: 1-5.
- Fischer, J. M. et al. 2001. Ecological history affects zooplankton community responses to acidification. – *Ecology* 82: 2984-3000.
- Fonseca, C. R. e Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. – *J. Ecol.* 89: 118-125.
- Gallardo, B. et al. 2011. How to choose a biodiversity indicator – Redundancy and complementarity of biodiversity metrics in a freshwater ecosystem. – *Ecol. Indic.* 11: 1177-1184.
- Giller, P. S. et al. 2004. Biodiversity effects on ecosystem functioning : emerging issues and their experimental test in aquatic environments. – *Oikos* 104: 423-436.
- Golterman, H.L. et al. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. In: I.B.P. Handbook n°.8. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Gutierrez, M. F. et al. 2018. Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. – *Hydrobiologia* 813: 237-255.
- Hart, R. C. e Bychek, E. a. 2011. Body size in freshwater planktonic crustaceans: an overview of extrinsic determinants and modifying influences of biotic interactions. – *Hydrobiologia* 668: 61-108.
- Hobbie, J. E. et al. 2003. The US Long Term Ecological Research Program. – *Bioscience* 53: 21-32.
- Jeppesen, E. et al. 2015. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. – *Hydrobiologia* 750: 201-227.
- Kembel, S. W. et al. 2010. Picante : R tools for integrating phylogenies and ecology. – *Bioinformatics* 26: 1463-1464.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal lagoons. – In: Kjerfve, B. (ed), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Science.
- Kozłowski-Suzuki, B. e Bozelli, R. L. 2004. Resilience of a zooplankton community subjected to marine intrusion in a tropical coastal lagoon. – *Hydrobiologia* 522: 165-177.
- Laliberté, E. e Legendre, P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. – *Ecology* 91: 299-305.
- Lawton, J. H. e Brown, V. K. 1993. Redundancy in ecosystems. – In: Schulze, E.-D. and Mooney, H. A. (eds), *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag.
- Litchman, E. et al. 2013. Trait-based approaches to zooplankton communities. – *J. Plankton Res.* 35: 473-484.

- Loreau, M. et al. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. – *Science* 294: 804-8.
- Mackereth, F.J.H. et al. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. In: *Freshwater Biological Association Scientific Publication*. Ambleside.
- Magurran, A. E. et al. 2010. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring : assessing change in ecological communities through time. – *Trends Ecol. Evol.* 25: 574-582.
- McLeod, A. I. 2011. Kendall: Kendall rank correlation and Mann-Kendall trend test.
- Mouchet, M. A. et al. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. – *Funct. Ecol.* 24: 867-876.
- Mouillot, D. et al. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. – *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 71: 443-456.
- Nusch, E. A. e Palmer, G. 1975. Biologische Methoden für die Praxis der Gewässeruntersuchung. In: *GWF-Wasser/Abwasser*.
- Obertegger, U. et al. 2011. Using the guild ratio to characterize pelagic rotifer communities. – *Hydrobiologia*: 157-162.
- Paillex, A. et al. 2013. Functional diversity in a large river floodplain: anticipating the response of native and alien macroinvertebrates to the restoration of hydrological connectivity (S Arnott, Ed.). – *J. Appl. Ecol.* 50: 97-106.
- Panosso, R. F. et al. 1998. Morfometria das lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus: implicações para seu funcionamento e manejo. – In: Esteves, F. de A. (ed), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. NUPEM/UFRJ.
- Pavoine, S. et al. 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. – *Oikos* 118: 391-402.
- Petchey, O. L. e Gaston, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. – *Ecol. Lett.* 5: 402-411.
- Podgaiski, L. R. et al. 2011. O uso de Atributos Funcionais de invertebrados terrestres na ecologia : o que , como e por quê? – *Oecologia Aust.* 15: 835-853.
- R Core Team 2018. R: a language and environment for statistical computing. in press.
- Reid, A. J. et al. 2019. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. – *Biol. Rev.* 94: 849-873.
- Rocha, A. M. et al. 2004. Dinâmica temporal de longa duração e os efeitos de distúrbios antrópicos na comunidade zooplânctônica da lagoa Imboassica, Macaé, RJ. – In: Rocha, C. F. D. et al. (eds), *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: Ecologia, história natural e conservação*. RiMa.
- Santangelo, J. M. et al. 2007. Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon. – *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 71: 657-668.
- Santangelo, J. M. et al. 2008. Effects of slight salinity increases on *Moina micrura* (Cladocera) populations: field and laboratory observations. – *Mar. Freshw. Res.* 59: 808-816.

- Santos, A. M. e Esteves, F. D. A. 2002. Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. – *Aquat. Bot.* 74: 189-199.
- Santos, M. G. et al. 2004. Análise florística das pteridófitas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. – *Acta Bot. Brasilica* 18: 271-280.
- Schallenberg, M. et al. 2010. Contrasting effects of managed opening regimes on water quality in two intermittently closed and open coastal lakes. – *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86: 587-597.
- Schmid, B. et al. 2002. The design and analysis of biodiversity experiments. In: Loreau, M. et al. (eds) – *Biodiversity and ecosystem functioning*. Oxford University press.
- Segers, H. 2007. Global diversity of rotifers (Rotifera) in freshwater. – *Hydrobiologia* 595: 49-59.
- Setubal, R. B. et al. 2013. Effects of sandbar openings on the zooplankton community of coastal lagoons with different conservation status. – *Acta Limnol. Bras.* 25: 246-256.
- Tilman, D. 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. – *Science* (80-.). 277: 1300-1302.
- Villéger, S. et al. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. – *Ecology* 89: 2290-2301.
- Violle, C. et al. 2017. Functional Rarity: The Ecology of Outliers. – *Trends Ecol. Evol.* 32: 356-367.
- Vitousek, P. M. et al. 1997. Human Domination of Earth ' s Ecosystems. – *Science* (80-.). 277: 494-499.
- Vogt, R. J. et al. 2013. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. – *Oikos* 122: 1700-1709.
- Walker, B. et al. 1999. Plant Attribute Diversity , Resilience , and Ecosystem Function : The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. – *Ecosystems* 2: 95-113.
- Wellstein, C. et al. 2011. Understanding species and community response to environmental change – A functional trait perspective. – *Agric. Ecosyst. Environ.* 145: 1-4.
- Yachi, S. e Loreau, M. 1999. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment : The insurance hypothesis. – *PNAS* 96: 1463-1468.
- Zhang, J. et al. 2012. Functional diversity in plant communities: Theory and analysis methods. 11: 1014-1022.

7

PADRÕES FENOLÓGICOS DA PRODUÇÃO E DISPONIBILIDADE DE COMPONENTES VEGETAIS DAS ESPÉCIES DA FORMAÇÃO ABERTA ARBUSTIVA DE *CLUSIA*

*Anderson da Rocha Gripp • Luísa Alícida Fernandes Tavares
Leticia da Silva Brito • Adriano Caliman
André Tavares Corrêa Dias • Bruno Henrique Pimentel Rosado
† Eduardo Arcoverde de Mattos • Heitor Duarte
† Tatiana Ungaretti Paleo Konno • Francisco de Assis Esteves
Rodrigo Lemes Martins*

Título Curto

SAZONALIDADE E PRODUTIVIDADE EM UMA
FORMAÇÃO ABERTA DE RESTINGA

RESUMO

O clima é um dos fatores determinantes das taxas de produtividade, mas suas consequências no funcionamento das plantas, na produção e na perda de componentes vegetais em restingas ainda é pouco explorado. Este capítulo dedicou-se a avaliar tendências temporais bem como o efeito das variações climáticas, nos regimes de precipitação e temperatura, nas taxas de produção e perda de folhas, galhos, flores, frutos e sementes em áreas de formação aberta arbustiva de *Clusia* do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Para isso, foram realizados acompanhamentos mensais do aporte de folhígio (por cinco anos), galhos e estruturas reprodutivas a serapilheira e o levantamento do número de folhas (bimensalmente), flores e frutos (quinzenalmente) em algumas espécies, ao longo de dois anos. Foi constatado que a duração dos períodos secos e os aumentos de temperatura foram determinantes para a ocorrência de maiores perdas de folhas, afetando tanto as espécies dominantes quanto as subordinadas. Isso é esperado uma vez que reduções na disponibilidade de água provocam respostas fisiológicas que aceleram a abscisão foliar. Enquanto a contribuição de galhos pouco varia intra-anualmente, a floração e a frutificação apresentam uma variação sazonal para a maioria das espécies dominantes e, embora tendam a ser mormente dirigidas pelo fotoperíodo, podem ser retardados pelo prolongamento dos períodos de chuvas e/ou de estiagem. Essas variações sazonais também repercutem no padrão de dispersão de sementes. Logo, as variações climáticas exercem um papel regulador da dinâmica de produção e abscisão dos componentes vegetais. O aumento na duração dos períodos secos, aliado a aumentos de temperatura previstos em cenários climáticos futuros, pode resultar em um incremento de aporte de folhígio, na desregulação dos ritmos de produção de flores e frutos e no recrutamento das espécies, com sérias implicações para o balanço de carbono e energia na restinga, uma vez que os ciclos de produção vegetal podem ser alterados.

Palavras-chave: aporte de material vegetal; floração; frutificação; dispersão de sementes; serapilheira.

7.1 INTRODUÇÃO

O clima é tido como um dos fatores determinantes da ocorrência e distribuição das espécies vegetais (Stephenson 1990, Bucini et al. 2017) e de uma série de processos ecossistêmicos, como taxas de produtividade, decomposição e ciclagem de nutrientes (Parsons et al. 2014, Rowland et al. 2014, Wagner et al. 2016). No entanto, pouco se sabe como variações na sazonalidade climática (a exemplo de variações na magnitude e/ou duração de períodos secos, chuvosos, quentes e frios) afetam o funcionamento das plantas, principalmente em ambientes tropicais. Parte da dificuldade na compreensão da importância desses fenômenos deve-se à pequena escala temporal da maioria dos estudos realizados nesses ambientes (Collen et al. 2008).

Alguns estudos têm relacionado a amplitude da sazonalidade nos regimes climáticos, principalmente de pluviosidade, temperatura e radiação solar com as variações fenológicas das plantas em diferentes formações vegetais de regiões neotropicais (Morellato e Leitão Filho 1992, Marques e Oliveira 2004, Marchioretto et al. 2007, Pirani et al. 2009). A fenologia é o estudo da regulação do ritmo sazonal dos eventos da história de vida dos organismos por aspectos bióticos (polinizadores, dispersores, entre outros) e abióticos (pluviosidade, temperatura, radiação, fotoperíodo) (Lieth 1974, Rathcke e Lacey 1985). Esses estudos demonstram que variações nos regimes de temperatura, precipitação e radiação são determinantes para as variações nas taxas fotossintéticas, na transpiração das plantas e na fenologia vegetativa (principalmente na produção de folhas) e, em última análise, determinam as variações na queda foliar e estoque de folheto na serapilheira (Berg e Laskowski 2005a, Caritat et al. 2006, Andivia et al. 2013, Zhang et al. 2014, Bou et al. 2015, Liu et al. 2015, Andivia et al. 2018). Dessa forma, o entendimento das relações entre a sazonalidade no clima e a fenologia das plantas é um importante ponto de partida para a compreensão das variações na produtividade dos ecossistemas.

A deposição de folhas, flores, frutos e outros componentes vegetais no solo desempenha um importante papel na dinâmica de ecossistemas naturais ao determinar as taxas de ciclagem de nutrientes (DeForest et al. 2009, Hobbie 2015, Chen et al. 2017), a incorporação de matéria orgânica e respiração do solo (Han et al. 2015), a retenção de água e manutenção das condições de temperatura do solo, afetando, por fim, a biodiversidade desse compartimento (Sayer 2006). Portanto, mediante cenários de mudanças no clima que podem ter efeitos consideráveis na qualidade ambiental e no funcionamento dos ecossistemas tropicais (Villela et al. 2012, Duffy et al. 2015), o entendimento dos padrões fenológicos e a sua relação com a sazonalidade no clima são fundamentais para prever alterações nas taxas de produtividade e ciclagem de carbono (C) e nutrientes.

Cabe pontuar que alguns ecossistemas podem ser mais sensíveis às mudanças climáticas, como, por exemplo, as restingas, particularmente pelo fato de sua vegetação se estabelecer em sedimento arenoso, o que facilita a infiltração da água e a sujeita a eventos de seca recorrentes e altas temperaturas, além de dispor de matéria orgânica em pouca quantidade e de baixa qualidade no solo (Hay e Lacerda 1984, Brito et al. 2018). As comunidades vegetais desses sistemas são determinadas pela eficiência no uso de nutrientes e água durante a estação seca (Rosado e de Mattos 2007, Rosado e de Mattos 2010). No entanto, o efeito de variações na precipitação (*deficits* ou excessos) e a consequente disponibilidade de água para a produção e perda de componentes vegetais ainda são um fenômeno pouco compreendido nesses sistemas (Talora e Morellato 2000, Marques e Oliveira 2004, Rodarte 2008).

Com base no exposto, neste capítulo visamos caracterizar a variação temporal na produção e perda de folhas, galhos, frutos, flores e sementes das plantas associadas à formação arbustiva aberta de *Clusia* (FAAC), tomando essa como representativa das condições típicas da vegetação de restinga,

onde são comuns fitofisionomias abertas, e relacioná-las à variação no regime climático local. Mais especificamente, visamos responder as seguintes questões:

1. Como a produção/perda de componentes vegetais das plantas da FAAC varia ao longo do(s) ano(s)?
2. A vegetação de restinga exhibe padrões fenológicos na produção/perda dos componentes vegetais?
3. Esses padrões, caso ocorram, estão relacionados a variações climáticas?
4. Os padrões fenológicos das diferentes espécies de FAAC apresentam alguma sincronia?

7.2 ÁREA DE ESTUDO

O presente capítulo concentrou esforços na avaliação de tendências para a formação aberta arbustiva de *Clusia* (FAAC), a fitofisionomia mais frequente na paisagem, cobrindo cerca de 32 % da área do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ; 22°00'-22°23' S; 41°15'-41°45' N) (Caris et al. 2013). Para isso, foi selecionada uma área representativa dessa fitofisionomia para realização das pesquisas relacionadas ao aporte de folhas, galhos e estruturas reprodutivas, situada entre as lagoas Comprida e Carapebus, no PNRJ (área 1; figura 7.1). Também foram selecionadas outras duas áreas de FAAC adjacentes para o acompanhamento do aporte de sementes (áreas 2 e 3 da figura 7.1).

A FAAC se estabelece nos cordões arenosos que se interpõem entre lagoas e canais, naturais e artificiais, que são comuns na paisagem do PNRJ. É composta por moitas de espécies do estrato arbustivo-arbóreo cujo tamanho varia de menores que 1 m² até maiores que 1 000 m² (Araujo e Henriques 1984). As moitas de vegetação ocorrem em densidade variável em meio a uma matriz arenosa, ocupando, em média, 40 % da área da FAAC (Oliveira-Galvão et al. 1990).

A espécie dominante nesta formação é *Clusia hilariana* Schltdl. (Clusiaceae) (Pimentel et al. 2007), uma planta com metabolismo ácido das crassuláceas (CAM), característica comumente associada à prevenção contra o estresse hídrico pelas plantas (Franco et al. 1996), que nucleia a maioria das moitas (Dias e Scarano 2007).

A FAAC é uma fitofisionomia oligárquica, sendo que apenas seis das 62 espécies arbustivo-arbóreas contribuem com cerca da metade do valor de importância (definido como a soma da frequência, da densidade e da área basal relativas) da vegetação. Isso, porém, não confere uma baixa diversidade a essa formação, sendo registrados valores da ordem de 3,07 no índice de Shannon, valor superior a outras fitofisionomias tropicais (Pimentel 2002, Dias e Scarano 2007).

A precipitação média anual no PNRJ varia entre 1 100 e 1 250 mm (Alvares et al. 2013), concentrando-se principalmente entre novembro e janeiro, enquanto os *deficits* de precipitação ocorrem de junho a agosto. A temperatura média anual varia entre 21,3 e 22,4 °C, com pequenas oscilações entre as temperaturas mínima e máxima, sendo que o período de janeiro a março tende a ser um pouco mais quente, e de junho a agosto, um pouco mais frio do que a média anual. É caracterizado como um tipo de clima *Aw* (Tropical com invernos secos), de acordo com a classificação de Köppen (Alvares et al. 2013).

7.3 PADRÕES NA PRODUÇÃO E PERDA DE COMPONENTES VEGETAIS

Para avaliar os padrões de produção e perda dos diferentes componentes vegetais (folhas, galhos, frutos, flores e sementes) na FAAC ao longo do tempo, foram usadas diferentes abordagens, cujos detalhes metodológicos são descritos a seguir:

1. Levantamento da contribuição em biomassa de folhas, galhos e estruturas reprodutivas para o aporte à serapilheira, a partir do método de deposição em armadilhas de detritos (Rapp et al. 1999). Estudos com essa abordagem foram desenvolvidos por iniciativas distintas em dois períodos: de outubro de 2005 a outubro de 2006 e de maio de 2012 a abril de 2014, e visaram estimar o aporte mensal dos componentes vegetais à serapilheira. Em cada um desses intervalos, as amostragens variaram em relação ao número e ao tamanho das armadilhas, bem como à frequência de amostragem. No primeiro intervalo, 20 armadilhas de 0,25 m² foram monitoradas com frequência mensal; no segundo intervalo, 30 amostradores de 0,25 m² foram monitorados quinzenalmente. Ainda, a contribuição do aporte foliar à serapilheira também foi avaliada de abril de 2016 a abril de 2018 em 30 armadilhas de 0,135 m², monitoradas com frequência variando de quinzenal a mensal. O conteúdo da armadilha foi coletado e levado para o laboratório, em que cada componente foi separado e seco em estufa a 60 °C até atingir um peso constante. No primeiro e no terceiro intervalos, as folhas foram separadas e pesadas por espécie. O esforço de amostragem teve um tamanho mínimo necessário para detectar com acurácia e precisão o aporte dos componentes vegetais na área de estudo (Finotti et al. 2003). Isso permitiu estimar o aporte de biomassa seca de cada componente por mês.
2. O acompanhamento do número de folhas perdidas, a cada dois meses, em ramos de 10 indivíduos de 10 espécies, com diferentes graus de dominância em FAAC, de abril/2003 a abril/2005 (Rosado e de Mattos 2010): *Clusia hilariana*, *Byrsonima sericea* DC., *Eugenia umbelliflora* O. Berg, *Erytroxylum ovalifolium* Peyr., *Manilkara subsericea* (Mart.) Dubard, *Myrsine parvifolia* Mart., *Maytenus obtusifolia* Mart, *Ocotea notata* (Nees) Mez, *Protium icicariba* (DC.) Marchand e *Ternstroemia brasiliensis* Cambess.
3. Acompanhamento da fenologia de floração e de frutificação das espécies abundantes, dispersas por animais (zoocóricas), sendo elas: *Agarista revoluta* (Spreng.) J. D. Hooker ex Nied, *Allagoptera arenaria* (Gomes) Kuntze, *Byrsonima sericea*, *Clusia hilariana*, *Humiria balsamifera* (Aubl.) A. St.-Hil., *Manilkara subsericea*, *Myrcia lundiana* Kiarsk., *Ocotea notata* e *Protium icicariba*. Para isso, cerca de dez a doze exemplares de cada espécie foram selecionados, tendo por base serem indivíduos maduros e em boas condições (aparente ausência de doenças e infestações de fungos e parasitas), e foram vistoriados quinzenalmente entre abril de 2011 a março de 2013 para avaliação da produção de flores e frutos. Essa abordagem contemplou não apenas áreas de FAAC, mas também outras formações abertas de restinga como áreas de formação aberta de Ericácea e aberta de praia (Machado 2013).
4. O acompanhamento do aporte de sementes em duas áreas de FAAC (áreas 2 e 3 da figura 7.1), a partir do método de deposição em armadilhas de detritos (Rapp et al. 1999). De setembro de 2005 a agosto de 2006, amostradores dispostos em 39 moitas nessas áreas foram inspecionados mensalmente e todas as sementes encontradas foram separadas, identificadas e contadas (Braz 2008).

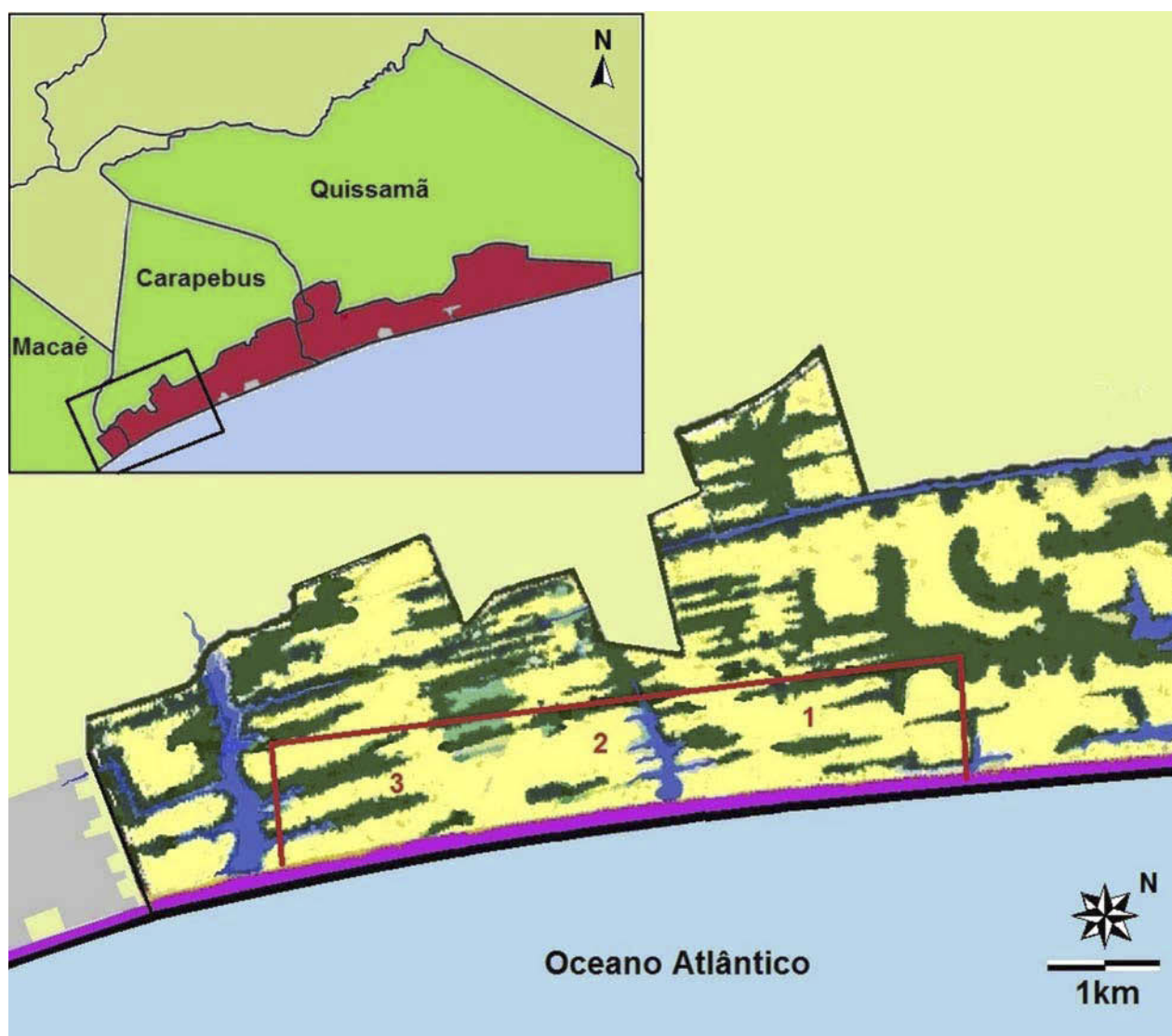


FIGURA 7.1 Mapa de localização do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, com destaque para a área de estudo, em vermelho. Distinção entre trechos 1, 2 e 3 estão relacionados a porções da área de estudo onde se concentraram diferentes esforços de coleta, conforme apresentado no texto.

A seguir, são apresentados e discutidos os resultados obtidos com essas diferentes abordagens para cada um dos componentes vegetais.

7.3.1 Folhas

As folhas são o componente vegetal que mais contribui para a produção primária líquida em ecossistemas terrestres tropicais (Malhi et al. 2011). A contribuição do aporte foliar a serapilheira é comumente usado e considerado um bom *proxy* para as estimativas de produção primária líquida (Clark et al. 2001). Por isso, em ecossistemas terrestres, o folhiço representa o componente mais importante para a serapilheira, sendo a maior fonte de matéria orgânica para o solo, tanto em ambientes tropicais (Barnes et al. 1998, Chave et al. 2010) como em âmbito global (Berg e Laskowski 2005b, Zhang et al. 2014).

Na FAAC, os resultados obtidos a partir das armadilhas de detritos seguiram esse padrão, sendo a contribuição relativa do folhicho em média de aproximadamente 80 % (figura 7.2). Porém, foram encontradas variações consideráveis na contribuição foliar mensal para a serapilheira, em torno de 65,4 % a 93,4 %, de 2005 a 2006 (figura 7.2a) e de 43,3 % a 94,9 %, de 2012 a 2014 (figura 7.2b). Tal contribuição é comparável às reportadas para outras florestas de restinga (Ramos e Pellens 1993, Brietz et al. 2005).

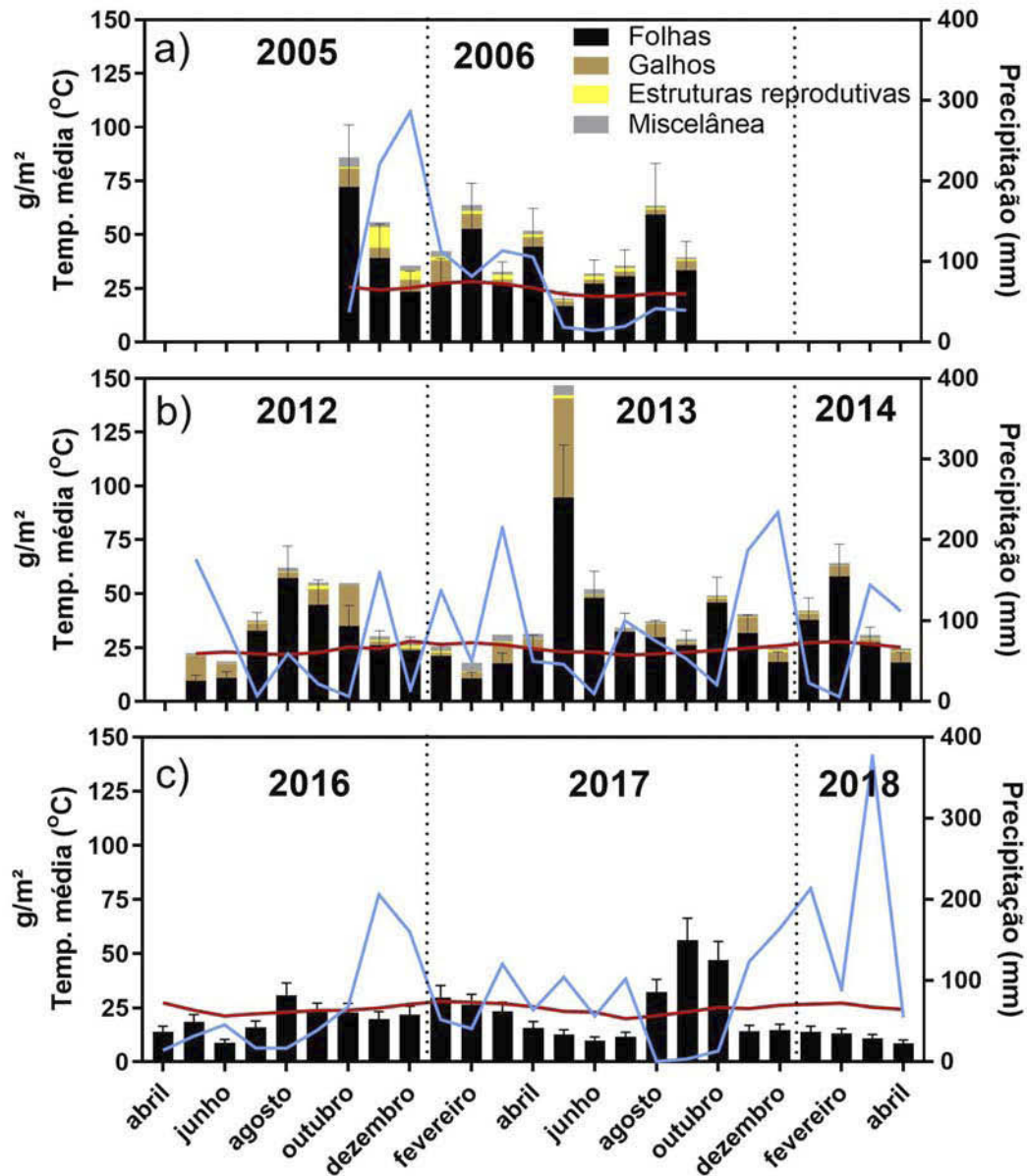


FIGURA 7.2 Taxa de aporte de folhicho, galhos, estruturas reprodutivas (flores, frutos e sementes) e material triturado fino (miscelânea) a serapilheira (g/m²) bem como variação na precipitação (linha azul contínua) e temperatura (linha vermelha tracejada) nos meses ao longo dos três intervalos de amostragem considerados (2005-2006, 2012-2014 e 2016-2018). Colunas indicam valores médios de cada componente vegetal, e barras indicam o erro padrão, apresentado apenas para a fração folhicho. Nos dois primeiros intervalos, a contribuição individual de cada fração é expressa pela altura das colunas. Para fins de comparação do montante total de folhicho produzido em cada intervalo, a escala do eixo Y foi padronizada entre os três intervalos.

Em FAAC, o montante de folhigo produzido por mês foi maior em 2005-2006 (média $\pm$ desvio-padrão $- 37,8 \pm 16,4 \text{ g.m}^{-2} \cdot \text{mês}^{-1}$ figura 7.2a) e 2012-2014 ($32,7 \pm 18,8 \text{ g.m}^{-2} \cdot \text{mês}^{-1}$ figura 7.2b) se comparado ao período de 2016-2018 ($20,5 \pm 11,6 \text{ g.m}^{-2} \cdot \text{mês}^{-1}$ figura 7.2c; ANOVA – $F_{2,60} = 6,118$; $p = 0,0038$). Também é possível observar uma considerável variação no aporte de folhigo entre os meses do ano (figura 7.2). A produção e a abscisão foliar em ambientes tropicais são sensíveis à variabilidade climática intra- e interanual (Chave et al. 2010, Wagner et al. 2016). Quando a precipitação é menor do que a evapotranspiração, a umidade do solo é reduzida, aumentando as tensões nos fluxos de seiva no xilema, que podem eventualmente provocar o fechamento estomático e outras respostas fisiológicas que aceleram a abscisão (Nepstad et al. 2002). A incidência luminosa, diretamente associada à temperatura atmosférica, também afeta esses processos, uma vez que afetam a suculência, a abertura estomática, a transpiração, a fotossíntese e as taxas de crescimento das plantas (Niinemets 2001, Fauset et al. 2018). Mudanças sazonais na insolação e na temperatura diária determinam o grau de sincronia na produção de novas folhas e a abscisão das antigas (Chave et al. 2010, Wagner et al. 2016), sendo um fator-chave nos padrões de produção de detritos foliares em ecossistemas tropicais secos (Borchert et al. 2015, Girardin et al. 2016). Assim, a baixa disponibilidade de água ou a falta de chuva, juntamente com o aumento da temperatura, podem limitar a produção de biomassa e promover picos de abscisão foliar (Lawrence 2005, Wagner et al. 2012, Wagner et al. 2016).

Logo, tanto as variações mensais ao longo de um ano quanto entre os períodos podem estar relacionadas a ocorrência e intensidade de secas nos períodos considerados. Para avaliar as tendências temporais na abscisão foliar e sua relação com as variáveis climáticas, o montante de folhigo produzido por mês em cada intervalo de tempo, para toda a comunidade e para cada espécie, foi correlacionado entre os meses em diferentes intervalos e com as variáveis climáticas. A análise de correlação dos valores de produção mensal de folhigo entre os anos amostrados apontou que não existem tendências claras de aumento ou redução no aporte de folhas a serapilheira de maneira sincrônica nos mesmos períodos do ano (resultados não apresentados). A ausência de correlação no aporte mensal entre os anos pode indicar um certo desacoplamento entre a previsibilidade climática – que apresenta um regime unimodal (figura 7.3) – e o aporte de detritos foliares. Isso impõe limitações à capacidade de prever os efeitos de sazonalidade no aporte ao longo do ano. No entanto, oscilações no montante de chuvas e nas amplitudes térmicas também variaram nos anos avaliados (figura 7.3), o que pode explicar tal desacoplamento.

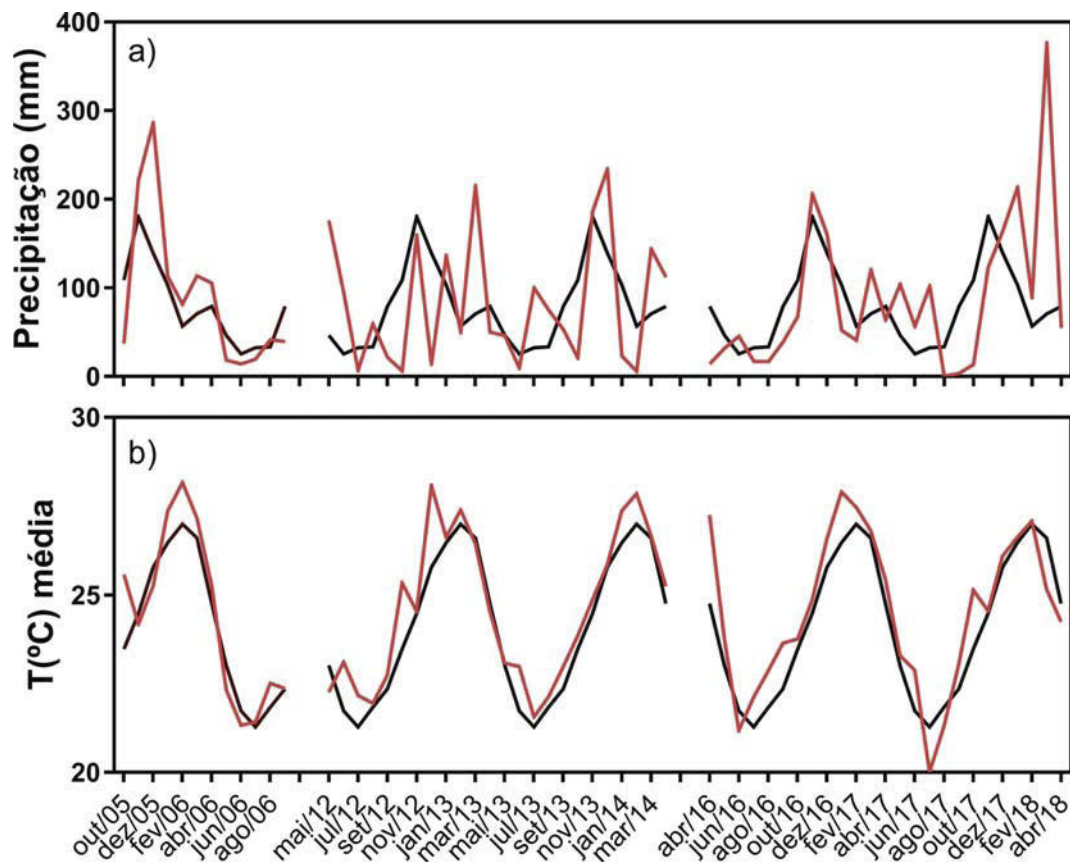


FIGURA 7.3 Variações na (a) precipitação e na (b) temperatura observadas ao longo dos três períodos considerados (linha vermelha) e o esperado a partir das curvas normais de precipitação e temperatura na região (estimadas com dados de 1970 a 2000; linha preta). Diferenças entre os valores observados e esperados dão uma ideia do balanço hídrico e térmico ao longo dos períodos.

Mas, de fato, as maiores taxas mensais de aporte de folhíço foram associadas a períodos de seca mais intensos ($R^2 = 0,1137$; $F_{1,59} = 7,569$ e $p = 0,0079$; figura 7.4a), o que também foi reportado para outros sistemas neotropicais (Barlow et al. 2007). Não apenas a redução na precipitação, mas também *deficits* hídricos em relação ao esperado a partir da curva normal de precipitação – definida com base na precipitação e na temperatura dos anos 1970 a 2000 – tendem a potencializar o aporte de folhíço ($R^2 = 0,1221$; $F_{1,59} = 8,209$ e $p = 0,0058$; figura 7.4b). Isso sugere que, apesar de as plantas perderem mais folhas em anos mais chuvosos, a amplitude dos períodos secos – mesmo em anos chuvosos – é determinante para o montante de folhíço que aporta a serapilheira. Isso reforça a noção de que as variáveis climáticas, principalmente relacionadas ao balanço hídrico (como a precipitação), são capazes de afetar o ritmo endógeno das plantas de restinga, afetando as taxas de produção e de perda de biomassa (Wagner et al. 2016).

Por sua vez, a variação nas médias térmicas não esteve diretamente relacionada com a variação no aporte de folhíço ($R^2 = 0,0017$; $F_{1,59} = 0,09$ e $p = 0,755$; figura 7.4c). No entanto, aumentos na temperatura em relação ao esperado a partir da curva normal contribuíram positivamente para o aporte de folhíço ($R^2 = 0,0748$; $F_{1,59} = 4,769$ e $p = 0,0303$; figura 7.4d). Maior aporte de folhíço em períodos mais quentes pode resultar do fato de a produção e a manutenção de folhas de algumas espécies abundantes de restinga, como *Clusia hilariana*, serem menos resistentes aos períodos frios e secos (Rodrigues 2014).

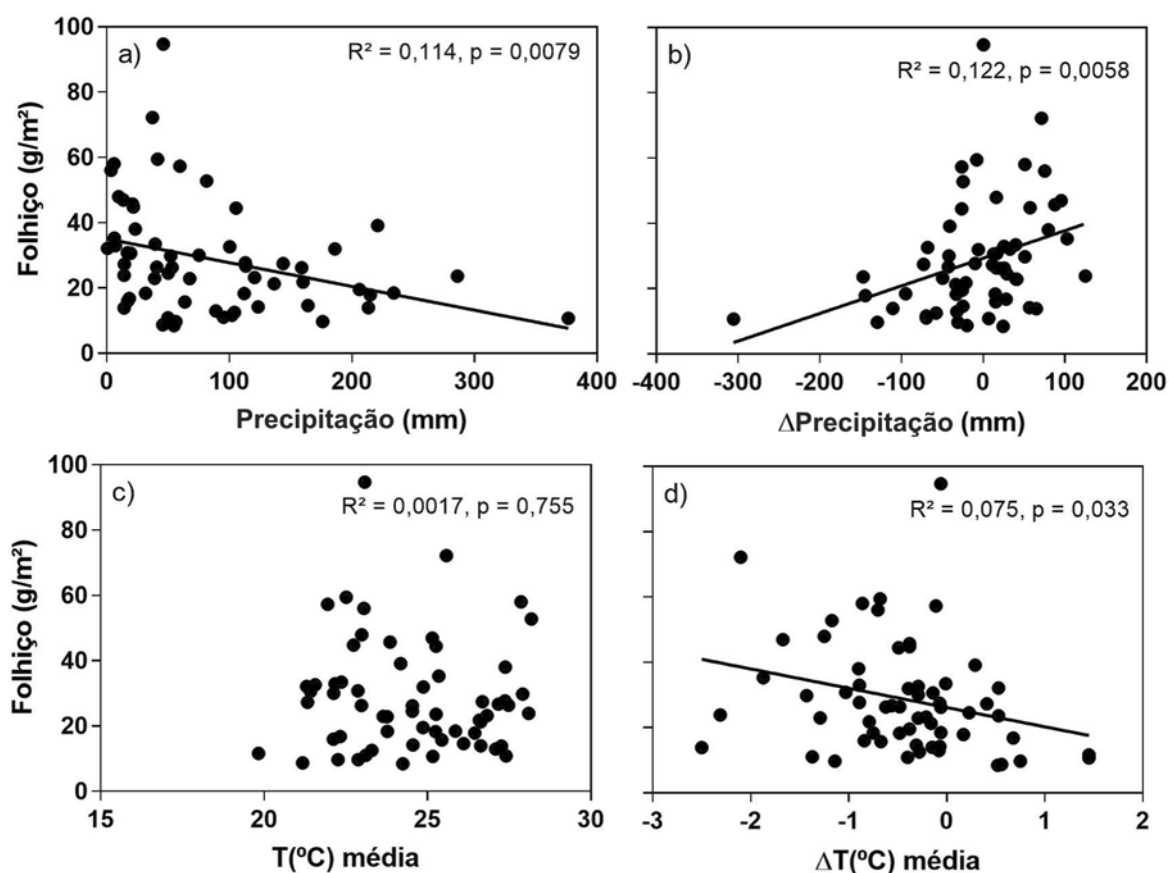


FIGURA 7.4 Efeito das variações na (a) precipitação e na (c) temperatura média bem como nas diferenças entre o esperado (a partir da curva normal) e o observado em cada mês (Δ) para o comportamento das referidas variáveis (b e d, respectivamente) no aporte de folhio. Coeficientes de determinação (R^2) e a significância das relações (p) são apresentados nos respectivos gráficos.

Variações temporais na abscisão foliar também podem ser fruto de variações na composição de espécies, idade das plantas e condições edáficas dos sítios (Zimmermann et al. 2002), aspectos estes que determinam a produtividade e a renovação dos tecidos. De fato, o montante de folhio produzido variou consideravelmente de espécie para espécie ao longo dos meses do ano e entre diferentes anos (figura 7.5). Ao todo, folhas de 49 espécies foram registradas nos amostradores, sendo que 35 espécies já figuravam em levantamentos prévios na área de estudo (Pimentel et al. 2007). Esses autores estimaram o valor de importância (IV – definido como a soma da frequência, da densidade e da área basal relativas) das espécies na área, e as classificaram em dominantes (considerando as seis espécies com maior IV: *Clusia hilariana*, *Protium icicariba*, *Myrcia lundiana*, *Erythroxylum subsessile*, *Ocotea notata* e *Myrsine parvifolia*), raras (espécies com $IV < 1$) e intermediárias (espécies remanescentes entre esses dois espectros). De modo geral, é possível observar que as espécies com maior contribuição média para o folhio são as dominantes na área de estudo (à exceção de *Erythroxylum subsessile*) e algumas intermediárias. As 15 espécies mais abundantes, segundo avaliação dos dados produzidos por Pimentel et al. (2007), especificamente para a área de estudo, contribuíram com cerca de 87,6 % da biomassa de folhio, variando de 70,8 % a 94,8 % entre os meses.

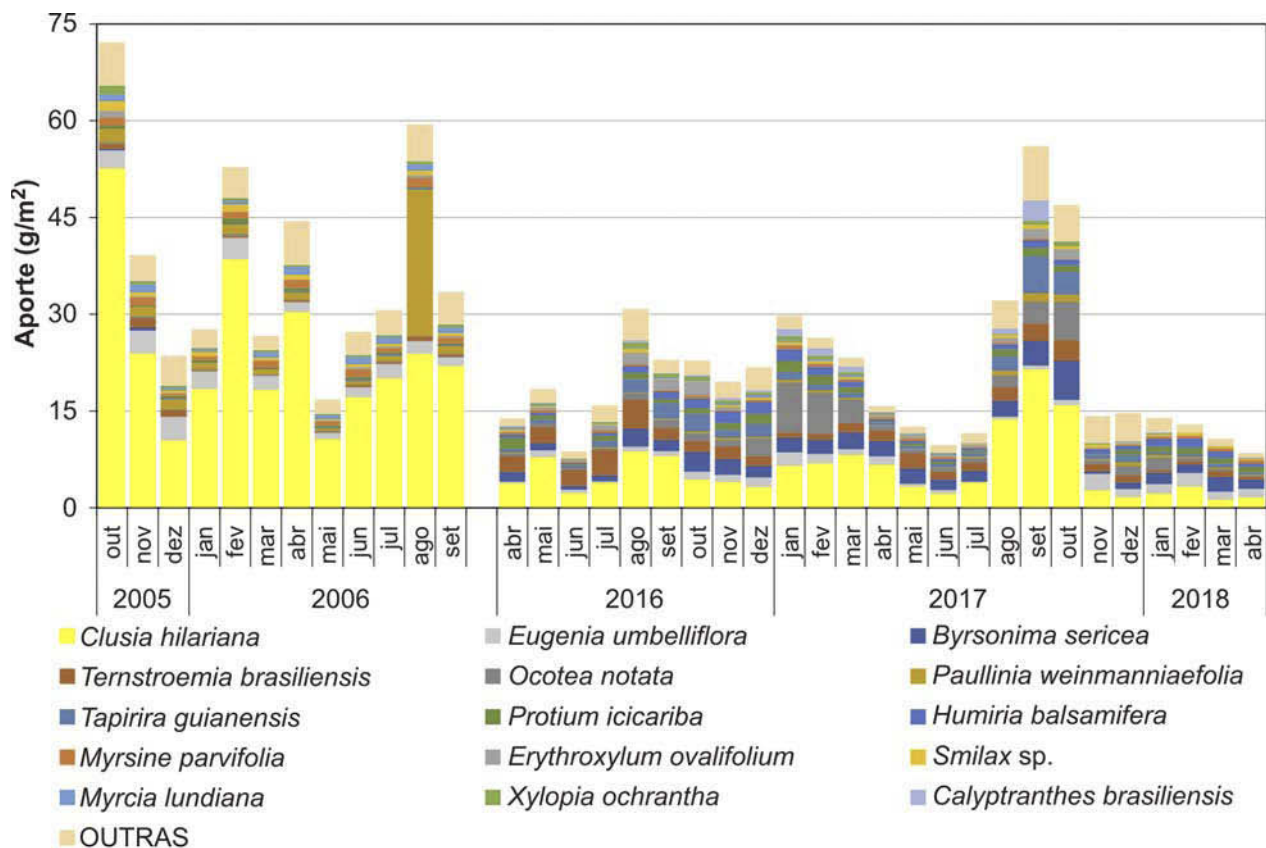


FIGURA 7.5 Contribuição relativa das espécies vegetais para o aporte de folhagem a serapilheira (g/m^2) em dois intervalos de amostragem (2005-2006 e 2016-2018). A maior contribuição relativa de *C. hilariana* no intervalo entre 2005 e 2006 se deve ao fato dos estudos neste período considerarem apenas moitas com a presença desta espécie, ao passo que nos demais períodos a produção foi considerada nos diferentes tipos de moita da fitofisionomia.

C. hilariana, a espécie dominante na fitofisionomia estudada, foi a que mais contribuiu para o aporte de folhagem, com valores entre 40,2 % a 72,9 %, no período entre 2005 e 2006, e 11,4 % a 42,7 %, no período entre 2016 e 2018. Resultados prévios na restinga de Jurubatiba evidenciaram que as folhas de *C. hilariana* contribuem com a maior parte da produção de serapilheira em FAAC (Silva 2003, Silva 2006), sugerindo que essas são as maiores responsáveis pelo aporte de matéria orgânica e de nutrientes para o solo das moitas. Silva (2003) também concluiu que as moitas de *C. hilariana* adulta apresentaram maior produção de folhas de *C. hilariana* da serapilheira do que as moitas com *C. hilariana* senescente (70 % x 50 % do total da serapilheira, respectivamente), sugerindo que a produtividade desse sistema está relacionada com as características dessa espécie dominante nas moitas, o que evidencia a sua relevância como espécie chave nessa formação. Porém, a presença de *C. hilariana* não afeta a biomassa total de folhagem que aporta a serapilheira, uma vez que mesmo as poucas moitas em que a espécie estava ausente tenderam a apresentar um aporte de folhagem da mesma ordem de grandeza das demais (dados não apresentados). Isso sugere que sua relevância para o aporte resulta mais da sua dominância ou de sua capacidade de suprimir outras espécies que de sua presença por si só.

A dinâmica de aporte de folhagem de algumas espécies também esteve significativamente associada à variação na dinâmica de algumas variáveis climáticas. Por exemplo:

- I) incrementos na precipitação estimularam o aporte de *Eugenia umbelliflora*, *Eugenia ovalifolia* Cambess. e *Coccoloba arborescens* (tabela 7.1), porém reduziram o aporte de *Erythroxylum ovalifolium* (tabela 7.1);

- II) o *deficit* hídrico (Δ Precipitação) estimulou o aporte de *Tapirira guianensis* Aubl., *Erythroxylum ovalifolium*, *Xylopia ochrantha* Mart., *Capparis flexuosa* (L.) L., *Eugenia sulcata* e *Eugenia ovalifolia* (tabela 7.1);
- III) incrementos na temperatura média estimularam o aporte de *Eugenia umbelliflora*, *Ocotea notata*, *Protium icicariba*, *Humiria balsamifera* e *Heisteria perianthomega* (Vell.) Sleumer, porém reduziram o aporte de *Kielmeyera membranacea* Casar. (tabela 7.1); e
- IV) incrementos na temperatura média em relação ao esperado ($\Delta T_{\text{média}}$) estimularam o aporte de *Protium icicariba*, *Smilax* sp., *Xylopia ochrantha*, *Chiococca Alba* L. e *Maytenus obtusifolia* (tabela 7.1).

Tais resultados sugerem que as espécies individualmente respondem de modo bastante diversificado às variações climáticas. Porém, os efeitos dos *deficits* hídricos e os aumentos de temperatura em relação ao esperado a partir das normais são consistentes, promovendo sempre a mesma resposta em várias espécies diferentes: incrementos no aporte de folhigo. Isso corrobora o fato de que aumentos nas temperaturas e alterações no regime de precipitação alteram a fenologia vegetal (Estiarte e Peñuelas 2015, Thackeray et al. 2016), e podem induzir mudanças na amplitude das respostas do aporte de componentes vegetais à sazonalidade no clima.

O acompanhamento do número de folhas perdidas das dez espécies vegetais dominantes de restinga de abril de 2003 a abril de 2005, apesar de não ter constatado a existência de um padrão sazonal claro de aumento ou redução na abscisão foliar, mostrou que esse processo esteve associado às variações nos fatores climáticos para algumas das espécies. Como exemplo, aumentos na perda foliar de *E. umbelliflora* e *O. notata* estiveram relacionados com aumentos na precipitação acumulada no período ($R^2 = 0,51$, $F = 9,23$, $p = 0,014$; e $R^2 = 0,66$, $F = 17,71$, $p = 0,002$, respectivamente) e nas temperaturas médias ($R^2 = 0,43$, $F = 6,67$, $p = 0,030$; e $R^2 = 0,38$, $F = 5,60$, $p = 0,042$, respectivamente). Por sua vez, o *deficit* hídrico acumulado no período (Δ precipitação) estimulou a perda de folhas de *E. ovalifolium* e *T. brasiliensis* ($R^2 = 0,499$; $F = 8,99$ e $p = 0,015$; e $R^2 = 0,389$; $F = 5,73$ e $p = 0,0403$, respectivamente) e incrementos na temperatura média em relação ao esperado ($\Delta T_{\text{média}}$) estimularam a perda de folhas de *C. hilariana* ($R^2 = 0,59$; $F = 12,94$ e $p = 0,0058$).

O efeito da temperatura parece ser consistente no número de folhas perdidas de *E. umbelliflora* e *O. notata*, sendo observado também alteração nesse parâmetro com relação à variação da precipitação para *E. umbelliflora*. Isso reafirma a capacidade individual de algumas espécies responderem às variações climáticas, tanto no número quanto na biomassa de folhas perdidas.

Ficou constatado também que tanto *deficits* hídricos quanto o aquecimento da atmosfera estimulam a perda de folhas de outras espécies dominantes. Mesmo *C. hilariana*, uma planta com metabolismo CAM e com características associadas à minimização da perda d'água, tende a perder mais folhas em resposta a incrementos de temperatura acima do normal para a região. Segundo Rodrigues (2014), tais tendências podem resultar de dois processos: 1) a produção e a manutenção de folhas de *C. hilariana* são menos resilientes ao período frio e seco, consequentemente com melhor *performance* no período do verão, quando se registra alta radiação e maior disponibilidade hídrica; e 2) *C. hilariana* responde a variações climáticas acumuladas em períodos anteriores, dificultando uma associação direta com o clima no momento da avaliação. Como exemplo, Rodrigues (2014) registrou variações em alguns caracteres das folhas de *C. hilariana* relacionados à fotossíntese e à disponibilidade d'água (a exemplo da área foliar específica, as dimensões da hipoderme e as taxas fotossintéticas), fazendo com que as folhas dispensadas no verão (quando são registradas maiores médias térmicas) fossem aquelas produzidas em meses anteriores mais frios e/ou com incidência de radiação moderada. Logo, conhecendo-se as condições climáticas acumuladas em períodos anteriores, pode-se prever padrões de resposta fenológica de *C. hilariana* e da comunidade vegetal em FAAC, dominada por essa espécie.

TABELA 7.1 Resultados dos parâmetros das regressões lineares do montante de folhio total produzido pelas espécies de FAAC por mês com as variáveis ambientais precipitação, Δ precipitação, temperatura média e Δ temperatura média. As espécies estão ordenadas pela sua contribuição relativa para o total de folhio produzido. Valores em negrito destacam as relações significativas (n = 38)

	Contribuição (%)	Precipitação				Δ Precipitação				Temperatura média				Δ Tmédia			
		R ²	F	p	Direção	R ²	F	p	Direção	R ²	F	p	Direção	R ²	F	p	Direção
<i>Clusia hilariana</i>	44,79	0,04	1,6	0,2213		0,06	2,2	0,143		0,00	0,2	0,691		0,09	3,6	0,065	
<i>Eugenia umbelliflora</i>	5,61	0,14	5,8	0,0211	+	0,02	0,8	0,372		0,20	8,5	0,006	+	0,00	0,0	0,898	
<i>Byrsotima sericea</i>	5,45	0,01	0,3	0,5873		0,02	0,8	0,381		0,00	0,1	0,750		0,03	1,2	0,283	
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	5,27	0,07	2,5	0,1234		0,06	2,2	0,149		0,08	3,0	0,091		0,07	2,7	0,110	
<i>Ocotea notata</i>	4,91	0,02	0,7	0,4047		0,07	2,5	0,126		0,13	5,4	0,026	+	0,08	3,0	0,093	
<i>Paulinia weinmanniaefolia</i>	4,33	0,01	0,2	0,6260		0,00	0,0	0,924		0,02	0,6	0,452		0,01	0,2	0,640	
<i>Tapirira guianensis</i>	3,61	0,07	2,5	0,1220		0,13	5,0	0,032	+	0,02	0,6	0,457		0,04	1,6	0,221	
<i>Protium icariba</i>	2,68	0,01	0,3	0,6131		0,03	1,2	0,275		0,21	9,3	0,004	+	0,15	6,1	0,019	-
<i>Humiria balsamifera</i>	2,33	0,07	1,8	0,1906		0,00	0,0	0,991		0,26	8,1	0,009	+	0,02	0,4	0,529	
<i>Myrsine parvifolia</i>	2,08	0,00	0,1	0,7323		0,00	0,0	0,968		0,00	0,1	0,753		0,01	0,3	0,611	
<i>Erythroxylum ovalifolium</i>	1,66	0,15	6,0	0,0197	-	0,18	7,8	0,009	+	0,10	4,1	0,052		0,09	3,3	0,080	
<i>Smilax</i> sp.	1,45	0,00	0,1	0,7247		0,03	0,9	0,339		0,08	3,1	0,089		0,11	4,2	0,049	-
<i>Myrcia lundiana</i>	1,44	0,01	0,2	0,6329		0,01	0,3	0,591		0,00	0,1	0,779		0,01	0,3	0,605	
<i>Xylopia ochrantha</i>	1,34	0,05	2,0	0,1656		0,17	7,1	0,012	+	0,01	0,5	0,479		0,28	13,8	0,001	-
<i>Calyptanthus brasiliensis</i>	1,04	0,03	1,2	0,2772		0,05	2,0	0,168		0,00	0,1	0,714		0,01	0,3	0,588	
<i>Capania emarginata</i>	1,02	0,00	0,0	0,852		0,03	1,2	0,273		0,00	0,1	0,744		0,05	1,8	0,189	
<i>Coccoloba arborescens</i>	0,83	0,41	6,9	0,025	+	0,16	1,8	0,205		0,06	0,6	0,454		0,02	0,2	0,687	
<i>Ormosia arborea</i>	0,83	0,00	0,1	0,77		0,05	1,8	0,185		0,00	0,0	0,870		0,03	1,1	0,296	
<i>Capparis flexuosa</i>	0,81	0,09	3,4	0,075		0,11	4,2	0,040	+	0,00	0,0	0,960		0,07	2,6	0,115	
<i>Erythroxylum subsessile</i>	0,79	0,08	3,1	0,087		0,07	2,6	0,118		0,04	1,4	0,244		0,02	0,7	0,395	
<i>Myrciaria floribunda</i>	0,73	0,03	0,7	0,405		0,00	0,0	0,825		0,00	0,1	0,788		0,01	0,1	0,729	

Continua...

TABELA 7.1 Resultados dos parâmetros das regressões lineares do montante de folhio total produzido pelas espécies de FAAC por mês com as variáveis ambientais precipitação, Δ precipitação, temperatura média e Δ temperatura média. As espécies estão ordenadas pela sua contribuição relativa para o total de folhio produzido. Valores em negrito destacam as relações significativas ($n = 38$) (*continuação*)

	Contribuição		Precipitação				Δ Precipitação				Temperatura média				Δ Tmédia			
	(%)	R²	F	P	Direção	R²	F	P	Direção	R²	F	P	Direção	R²	F	P	Direção	
<i>Tocoyena bullata</i>	0,54	0,09	3,4	0,073		0,06	2,2	0,149		0,08	3,2	0,084		0,00	0,1	0,821		
<i>Protium heptaphyllum</i>	0,53	0,00	0,0	0,884		0,00	0,0	0,880		0,03	0,4	0,566		0,16	1,9	0,199		
<i>Guapira opposita</i>	0,53	0,02	0,2	0,702		0,05	0,5	0,499		0,02	0,2	0,671		0,14	1,6	0,236		
<i>Agarista revoluta</i>	0,46	0,03	0,7	0,414		0,02	0,5	0,503		0,00	0,1	0,790		0,01	0,3	0,592		
<i>Kielmeyera membranacea</i>	0,34	0,10	3,8	0,061		0,04	1,4	0,250		0,17	7,0	0,012	-	0,00	0,0	0,959		
<i>Heteropterys coleoptera</i>	0,30	0,14	1,6	0,231		0,06	0,6	0,452		0,10	1,2	0,308		0,10	1,2	0,305		
<i>Manilkara subsericea</i>	0,29	0,00	0,0	0,842		0,03	0,3	0,571		0,01	0,1	0,825		0,06	0,7	0,430		
<i>Ouratea cuspidata</i>	0,27	0,01	0,1	0,736		0,00	0,0	0,849		0,01	0,1	0,712		0,05	0,6	0,472		
<i>Coccoloba</i> sp.	0,25	0,05	0,5	0,486		0,07	0,7	0,413		0,02	0,2	0,701		0,17	2,1	0,176		
<i>Passiflora</i> sp.	0,17	0,27	3,7	0,082		0,14	1,7	0,227		0,04	0,4	0,543		0,01	0,1	0,720		
<i>Neonitrantes obscura</i>	0,16	0,08	2,9	0,099		0,06	2,2	0,146		0,02	0,8	0,367		0,03	1,0	0,335		
<i>Eugenia sulcata</i>	0,16	0,12	1,3	0,278		0,41	6,8	0,026	+	0,03	0,3	0,606		0,28	3,9	0,077		
<i>Allagoptera arenaria</i>	0,15	0,10	1,2	0,305		0,06	0,7	0,427		0,26	3,4	0,093		0,10	1,1	0,322		
<i>Chiococca alba</i>	0,13	0,13	3,4	0,077		0,07	1,7	0,209		0,06	1,5	0,226		0,21	5,9	0,023	-	
<i>Maytenus obtusifolia</i>	0,12	0,06	2,2	0,151		0,07	2,7	0,109		0,00	0,1	0,707		0,13	5,0	0,032	-	
<i>Tillandsia</i> sp.	0,11	0,00	0,0	0,851		0,01	0,1	0,775		0,01	0,1	0,711		0,00	0,0	0,856		
<i>Vitex polygama</i>	0,10	0,15	4,0	0,057		0,04	1,1	0,313		0,13	3,5	0,074		0,00	0,0	0,883		
<i>Heisteria perianthomega</i>	0,10	0,27	3,6	0,085		0,17	2,0	0,184		0,67	20,0	0,001	+	0,20	2,5	0,142		
<i>Mandevilla moricandiana</i>	0,093	0,08	0,9	0,373		0,08	0,9	0,364		0,04	0,4	0,522		0,17	2,0	0,188		
<i>Vernonia crotonoides</i>	0,056	0,00	0,0	0,99		0,03	0,7	0,399		0,00	0,0	0,986		0,01	0,1	0,731		
<i>Microgramma</i> sp.	0,025	0,00	0,0	0,853		0,03	0,3	0,588		0,01	0,1	0,790		0,02	0,2	0,673		

Continua...

TABELA 7.1 Resultados dos parâmetros das regressões lineares do montante de folhio total produzido pelas espécies de FAAC por mês com as variáveis ambientais precipitação, Δ precipitação, temperatura média e Δ temperatura média. As espécies estão ordenadas pela sua contribuição relativa para o total de folhio produzido. Valores em negrito destacam as relações significativas ($n = 38$) (*continuação*)

	Contribuição				Precipitação				Δ Precipitação				Temperatura média				Δ Tmédia			
	(%)	R ²	F	P	Direção	R ²	F	P	Direção	R ²	F	P	Direção	R ²	F	P	Direção	R ²	F	P
<i>Anthurium sp.</i>	0,022	0,00	0,0	0,872		0,00	0,0	0,933		0,00	0,0	0,882		0,00	0,0	0,944				
<i>Senna pendula</i>	0,021	0,00	0,0	0,868		0,00	0,0	0,916		0,02	0,2	0,683		0,00	0,0	0,833				
<i>Gomidesia martiana</i>	0,019	0,07	0,7	0,417		0,05	0,6	0,466		0,00	0,0	0,869		0,10	1,1	0,327				
<i>Serjania salzmamiana</i>	0,008	0,33	4,9	0,052		0,32	4,7	0,055		0,12	1,4	0,262		0,01	0,1	0,815				
<i>Myrsine umbellata</i>	0,003	0,23	3,0	0,115		0,03	0,3	0,597		0,00	0,0	0,926		0,06	0,7	0,439				
<i>Eugenia ovalifolia</i>	0,003	0,52	10,7	0,009	+	0,61	15,8	0,003	-	0,01	0,1	0,732		0,12	1,3	0,279				
<i>Peridium aquilinum</i>	0,001	0,09	0,9	0,354		0,05	0,5	0,481		0,17	2,0	0,183		0,01	0,1	0,739				
<i>Clitoria sp.</i>	0,0002	0,00	0,0	0,868		0,01	0,1	0,789		0,01	0,1	0,732		0,00	0,0	0,861				

7.3.2 Ramos e Galhos

A partir dos dados levantados nos períodos de 2005-2006 e 2012-2014, nota-se que galhos e ramos constituem a segunda fonte mais importante de matéria orgânica de origem vegetal na serapilheira da FAAC (figura 7.2). O montante de galhos perdidos foi de $5,80 \pm 0,55 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$, não sendo diferentes do primeiro para o segundo intervalo ($4,62 \pm 2,77$ e $6,39 \pm 9,41 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$, respectivamente). Esses componentes contribuem, em média, com aproximadamente 13,2 % da matéria orgânica vegetal que aporta ao solo, variando de 3,43 % a 24,4 %, no primeiro intervalo, e de 1,59 % a 51,4 %, no segundo, o que corrobora outros levantamentos em regiões tropicais (Barlow et al. 2007, Seghieri et al. 2012).

De modo semelhante ao registrado para o aporte de folhíço, é possível constatar que o montante de galhos perdidos varia consideravelmente ao longo do ano e entre os intervalos de amostragem (figura 7.2), não havendo, no entanto, relação significativa com fatores climáticos (precipitação – $R^2 = 0,0001$, $F_{1,34} = 0,003$, $p = 0,953$; temperatura média – $R^2 = 0,0009$, $F_{1,34} = 0,0296$, $p = 0,865$; $\Delta\text{precipitação}$ – $R^2 = 0,0001$, $F_{1,34} = 0,0105$, $p = 0,919$; $\Delta T\text{média}$ – $R^2 = 0,0001$, $F_{1,34} = 0,0049$, $p = 0,945$). A análise de correlação dos valores de aporte mensal de galhos entre os anos amostrados apontou que não existem tendências claras de aumento ou redução entre os anos (dados não apresentados). O montante de galhos que aporta a serapilheira, no entanto, mostrou-se associado ao montante de folhíço ($r_{\text{Pearson}} = 0,503$; $p = 0,002$). Ramos e galhos são estruturas robustas que sustentam folhas, frutos, flores e sementes. A ausência de relação da dinâmica de queda de galhos com as variáveis climáticas e a sincronia com a perda de folhas sugerem que o que também pode estar determinando o montante de abscisão foliar é a perda das unidades estruturais que as sustentam.

7.3.3 Estruturas Reprodutivas – Flores, Frutos e Sementes

As estruturas reprodutivas (flores, frutos e sementes) constituem a fração menos importante em biomassa para a serapilheira da FAAC, nos dados levantados com as armadilhas de detritos nos períodos de 2005-2006 e 2012-2014. Sua contribuição é de cerca de $1,06 \pm 0,06 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$, o que constitui aproximadamente 2,58 % do total de matéria orgânica vegetal que aporta ao solo (figura 7.2). Mas, mesmo em menor quantidade, as estruturas reprodutivas são muito relevantes para os consumidores e decompositores por conterem recursos energéticos fundamentais à sua sobrevivência (Vianna 2016, Paula 2018).

O aporte de estruturas reprodutivas apresentou uma variação considerável, sendo o montante significativamente maior no primeiro intervalo (2005-2006) se comparado ao segundo (2012-2014; $2,17 \pm 2,52$ e $0,50 \pm 0,44 \text{ g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$, respectivamente; Teste – $t - t = 2.2768$, $p = 0.04312$). Por sua vez, a proporção relativa de estruturas reprodutivas em relação aos demais componentes vegetais variou de 0,78 % a 17,1 %, no primeiro intervalo, e de 0,10 % a 4,4 %, no segundo.

A abordagem que acompanhou a fenologia de floração e frutificação das espécies zoocóricas entre abril de 2011 e fevereiro de 2013 utilizou estatística circular para estimar a ocorrência e a intensidade de sazonalidade entre cada uma das fenofases, entre os anos (Machado 2013). Para isso, os meses foram convertidos em dias julianos e posteriormente em ângulos, sendo $0^\circ = 01$ de janeiro, sucessivamente até $360^\circ = 31$ de dezembro; assim, os intervalos de 15° foram equivalentes aos intervalos quinzenais de coleta de dados. Posteriormente, foram calculados o ângulo médio e o comprimento do vetor r , que expressa o quão sazonal é uma fenofase e testada a significância do ângulo por meios do teste de Rayleigh (z) para a distribuição circular (Zar 1999). As fenofases que apresentaram ângulo

médio significativo ($p < 0,05$) foram convertidas em data média, ou seja, data de maior intensidade da fenofase durante o ano (Machado 2013).

Foi possível constatar que, no primeiro ano de observação, a floração foi mais ativa no período chuvoso (de setembro de 2011 a janeiro de 2012; figura 7.6). Durante o segundo ano de observação, as condições climáticas foram distintas, com um longo período de estiagem entre setembro e dezembro de 2012, o que pareceu não causar grande alteração na intensidade de produção de flores pelas espécies estudadas (figura 7.6). Assim, as espécies apresentam uma considerável coerência temporal na produção e perda de flores ao longo dos anos. Das nove espécies, seis florescem preferencialmente de julho a dezembro: *Agarista revoluta*, *Allagoptera arenaria*, *Byrsonima sericea*, *Clusia hilariana*, *Manilkara subsericea* e *Protium icicariba* (figura 7.7). Por sua vez, *Humiria balsamifera*, *Myrcia lundiana* e *Ocotea notata* concentraram a floração de janeiro a junho (figura 7.7). Esse comportamento promove a distribuição de recursos florais variados ao longo de todo o ano. Contudo, os meses de outubro a dezembro são os de maior atividade, quando todas as espécies apresentam recursos florais (figura 7.7).

Para a frutificação, a atividade das espécies com frutos em amadurecimento (FM) foi claramente menor no segundo ano quando comparada ao primeiro ano (figura 7.6). Um atraso de duas a quatro semanas na frutificação foi registrado, especialmente para *C. hilariana*, *M. lundiana*, *O. notata* e *P. icicariba* (figura 7.7). Esses fatos podem ser atribuídos ao outono chuvoso e à primavera seca registrados em 2012. O amadurecimento dos frutos de espécies zoocóricas tende a se correlacionar com a disponibilidade de água para as plantas, tendendo a ocorrer nos períodos chuvosos ou ao longo do ano, enquanto em espécies anemocóricas, a dispersão dos frutos ocorre preferencialmente nos períodos de estiagem, devido à facilidade de dispersão das sementes (Morellato et al. 1989).

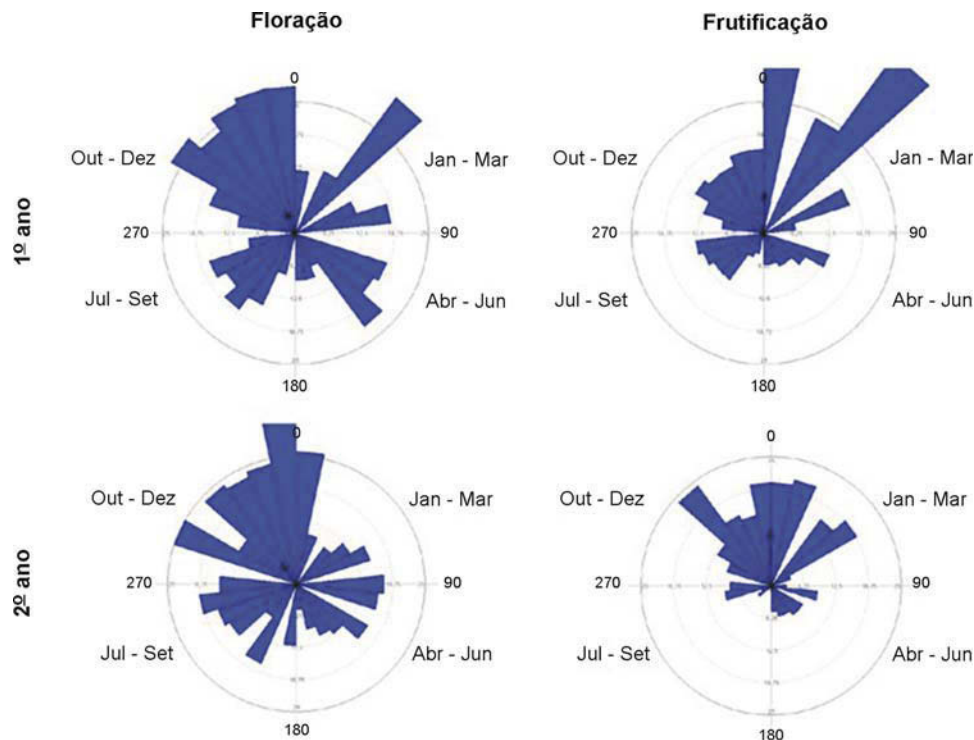
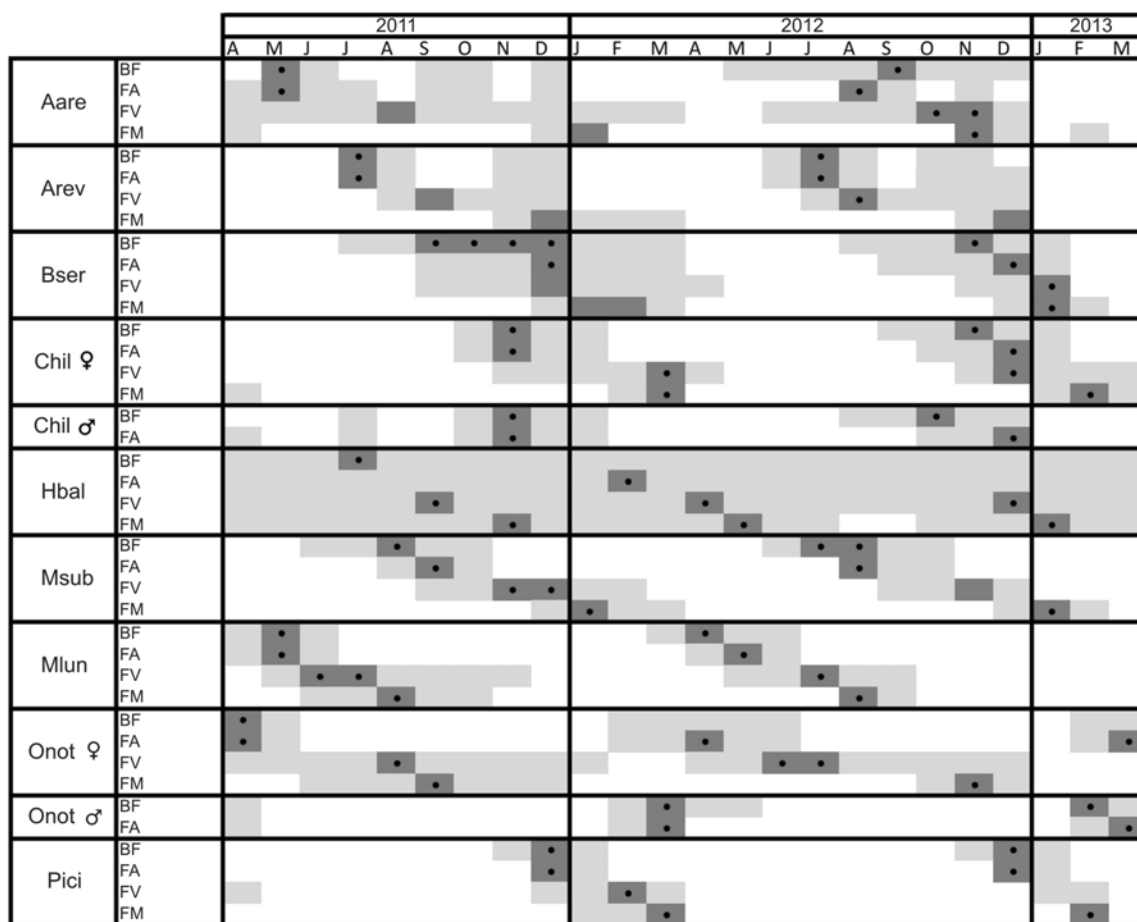


FIGURA 7.6 Resultados da análise circular da contribuição de todas as espécies para a floração e a frutificação. **A-B.** Primeiro ano (abril/2011 a março/2012): **A.** Floração, **B.** Frutificação. **C-D.** Segundo ano (abril/2012 a março/2013): **C.** Floração, **D.** Frutificação. As barras indicam o índice de atividade (IA). O vetor indica o φ ângulo médio, que corresponde ao intervalo quinzenal de dias de ocorrência da fenofase. Adaptado de Machado (2013).



BF - Botões florais: fase que vai desde o início da formação dos botões até o momento em que se mantiveram fechadas; FA - Flores em antese: fase que vai da abertura das flores até a queda das pétalas e/ou alteração de cores, que denota envelhecimento; FV - frutos verdes: fase que contempla a modificação do ovário, com ganho de tamanho e manutenção de coloração verde, o que denota não estarem preparados para dispersão; FM - Frutos maduros: fase de mudança da coloração do fruto, passando de verde para outras cores, passíveis de dispersão.

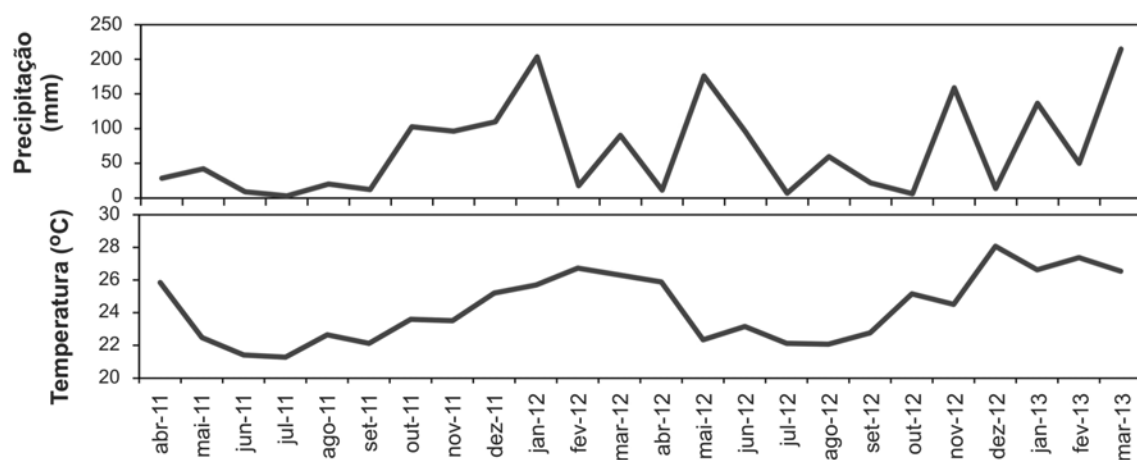


FIGURA 7.7 Distribuição da ocorrência das fenofases reprodutivas de espécies vegetais no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, e as condições climáticas no período de março de 2011 a março de 2013. Espécies: *Allagoptera arenaria* (Aare); *Agarista revoluta* (Arev); *Byrsonima sericea* (Bser); *Clusia hilariana* (Chil); *Humiria balsamifera* (Hbal); *Manilkara subsericea* (Msub); *Myrcia lundiana* (Mlun); *Ocotea notata* (Onot); *Protium icicariba* (Pici). Espécies dioicas identificadas por ♀ (feminino) e ♂ (masculino). Picos de atividade marcados com asterisco (*). Em cinza os meses em que as fenofases foram observadas. Adaptado de Machado (2013).

No geral, a oferta de recursos florais e frutos é praticamente contínua ao longo do ano (figura 7.6). Isso se deve principalmente ao fato de *H. balsamifera* apresentar um padrão de frutificação em ciclo contínuo, de ampla duração e alta sincronia entre os indivíduos, ou seja, todos os indivíduos avaliados produzindo frutos simultaneamente (figura 7.7; ver Machado 2013). Uma longa duração na frutificação também foi observada em *O. notata*, o que parece ser, no entanto, resultado do tempo de maturação dos frutos formados e não da contínua produção de flores como em *H. balsamifera* (figura 7.7). A ocorrência de frutificação longa ou contínua em espécies zoocóricas é importante para que se mantenha uma distribuição continuada de recursos para fauna ao longo do ano (Zamith e Scarano 2004).

A duração do dia ou fotoperíodo revelou-se associada a alguns padrões para a floração das espécies em estudo, permitindo a classificação em espécies de dia longo (DL) e espécies de dia curto (DC), de acordo com Salisbury e Ross (2012). Plantas DC são induzidas a florescer quando o fotoperíodo encurta-se e torna-se menor que determinado limite crítico, geralmente no final do verão e no outono. Ao contrário, as plantas DL são induzidas a florescer pelo alongamento do fotoperíodo, em geral na primavera e no início do verão (Bergamaschi 2007). Dessa forma, *A. revoluta*, *B. sericea*, *C. hilariana*, *M. subsericea* e *P. icicariba* podem ser caracterizadas como espécies DL, com o lançamento das flores (fenofase FA) sempre se iniciando antes ou após o equinócio de setembro (entre a primavera e o verão). As espécies DC foram apenas *M. lundiana* e *O. notata*. Essa classificação só não foi consistente para *A. arenaria* e para *H. balsamifera* que responderam de forma diferente entre os anos. O comprimento do dia, classificado a partir dos equinócios e solstícios, também demonstrou melhor relação com eventos de floração e frutificação em outros estudos (Morellato et al. 1989, Stranghetti e Ranga 1997, Rubim et al. 2010).

Apesar dos efeitos do fotoperíodo na floração de algumas espécies, o que é reconhecidamente um dos fatores mais importante para a floração, esse processo geralmente estabelece uma série de interações complexas com outros fatores climáticos, como a temperatura (Larcher 2000, Bergamaschi 2007). Para o conjunto de dados avaliados, a temperatura se correlacionou positivamente com os eventos de floração do primeiro ano e com os eventos de frutificação nos dois anos de estudo, para a maioria das espécies (ver Machado 2013). Estudos fenológicos em outros ambientes neotropicais, como Cerrado (Morellato et al. 1989), Caatinga (Barbosa et al. 2003), Floresta Amazônica (Alencar 1990), Floresta Atlântica (Pereira et al. 2008), incluindo a própria restinga (Rodarte 2008) corroboraram esse registro. A pluviosidade correlacionou-se positivamente com os eventos de amadurecimento das flores (FA) e frutos (FM) apenas no primeiro ano de estudo, que foi mais similar com as médias climáticas dos 30 anos anteriores ao estudo (ver Machado 2013). Porém, o clima do segundo ano de estudo foi atípico, com períodos secos e subsecos mais acentuados, intercalados com períodos de alta precipitação e com adiantamento do período de chuvas, conseqüentemente, não se correlacionou significativamente com a atividade de nenhuma das fenofases para nenhuma das espécies nesse ano (ver Machado 2013). Em estudos em matas de restinga realizados por Marques e Oliveira (2004), as relações entre fenofases e precipitação também mostraram-se fracas, assim como ocorreu no presente estudo.

A variação no número e na composição de sementes ao longo do ano também é algo que precisa ser compreendido pelo seu importante papel na estruturação das comunidades vegetais e na manutenção de comunidades animais de restinga. O trabalho de Braz (2008), que avaliou tendências temporais na dispersão de sementes em 39 moitas de FAAC, de setembro de 2005 a agosto de 2006, encontrou sementes de 28 espécies. De modo geral, as sementes foram encontradas ao longo de todo o ano, porém, com uma considerável variação temporal na contribuição das espécies.

Cerca de 50 % das espécies – 14 das 28 – concentraram a sua dispersão durante a estação chuvosa, ao passo que 21 % – 6 das 28 – concentraram a sua dispersão durante a estação seca. Dentre as espécies mais abundantes na área, *K. membranacea*, *N. obscura*, *O. cuspidata* e *P. icicariba* tiveram chuva de sementes predominantemente durante a estação chuvosa. Ao contrário, apenas a produção de sementes de *E. umbelliflora* concentrou-se na estação seca. A chuva de sementes de *O. notata* e *T. brasiliensis* ocorreu no final da estação seca e no início da chuvosa. Um padrão oposto foi verificado para *C. hilariana*, cuja chuva de sementes começou no final da estação chuvosa e continuou durante a estação seca. *E. ovalifolium* e *G. opposita* tiveram um período longo de chuva de sementes. Uma contínua produção de sementes ao longo do ano e uma acentuada tendência a maior produção no período chuvoso corroboram as tendências reportadas sobre a fenologia de floração e frutificação. Logo, a dispersão de sementes também responde à sazonalidade no clima, o que é amplamente discutido na bibliografia e relacionado à alta disponibilidade de água e de luz, como determinantes da maior produção de flores e posteriormente de frutos por indivíduo (Wright e Calderón 2006, Zimmerman et al. 2007). Em ambientes com forte sazonalidade na precipitação ou sujeitos a um estresse hídrico, é comum o registro de maior produção de frutos e consequentemente um número maior de sementes nos solos das florestas durante a estação chuvosa (Mduma et al. 2007, Tweheyo e Babweteera 2007).

A presença da espécie na chuva de sementes não necessariamente repercute no estabelecimento da planta, uma vez que isto é condicionado ao sucesso na germinação. Braz (2008) discute diversas estratégias de germinação que são selecionadas pelas espécies e as permitem sobrepujar os rigores climáticos. Por exemplo, *K. membranacea*, *Neomitranthes obscura*, *O. cuspidata* e *Protium icicariba* tiveram as características germinativas e a chuva de sementes concentradas na estação chuvosa e todas germinaram rapidamente, o que tende a diminuir o risco de morte da semente e/ou da plântula por dessecação (Farnsworth 2000, Pritchard et al. 2004, Daws et al. 2005). Em contrapartida, quatro espécies apresentaram chuva de sementes durante a estação seca, sendo que em três dessas – *E. umbelliflora*, *O. notata* e *T. brasiliensis* – a germinação só começou após quatro semanas. Adiar a germinação para épocas de maior disponibilidade de água pode aumentar o recrutamento de novos indivíduos. Tal estratégia é conhecida como dormência, associada à alta sensibilidade a desidratação (Baskin e Baskin 1998, Daws et al. 2005). Por fim, cabe pontuar que cerca de 30 % das espécies apresentaram um longo período de produção de sementes (> 4 meses), o que também figura como uma importante estratégia para aumentar o recrutamento de novos indivíduos em ambientes secos e/ou com sazonalidade na distribuição das chuvas, uma vez que aumentam as chances de as sementes e/ou plântulas encontrarem períodos favoráveis para a germinação e/ou o estabelecimento.

7.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho consiste em um primeiro esforço de sintetizar uma série de dados referentes à dinâmica de produção de biomassa e à abscisão de componentes vegetais em áreas de formação arbustiva aberta de *Clusia*, a fitofisionomia mais comum do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Essa síntese mostra um quadro interessante, em que é possível constatar que as contribuições dos componentes vegetais (folhas, galhos, flores, frutos e sementes) variam consideravelmente entre os meses de um ano e entre os anos, e, por vezes, estão associadas às variações climáticas nos regimes de precipitação e temperatura.

Foi identificado que os períodos secos são os determinantes da ocorrência de maiores taxas de abscisão foliar, para a maioria das espécies e para a comunidade como um todo. Essa tendência pa-

rece estar relacionada à duração dos períodos sem chuva e aos aumentos de temperatura em relação ao que é comumente registrado na área de estudo, afetando tanto espécies dominantes quanto subordinadas. Por sua vez, a contribuição de galhos para a serapilheira pouco varia intra-anualmente e pouco se relaciona às variações climáticas. Já a floração e, principalmente, a frutificação apresentam uma variação sazonal para a maioria das espécies dominantes na área de estudo. Além do fotoperíodo, uma variável notadamente relacionada com a fenologia na produção desses componentes, a temperatura esteve correlacionada com esses eventos. O prolongamento dos períodos de chuvas e estiagens também tende a retardar a frutificação de algumas espécies dominantes nessa fitofisionomia, tanto aquelas cujos eventos de floração e frutificação concentram-se no período chuvoso (a exemplo de *C. hilariana* e *P. icicariba*.) quanto no seco (*M. lundiana*, *O. notata*). Tais variações climáticas também têm repercussões no padrão de produção e dispersão de sementes que, em último caso, refletem no sucesso de recrutamento das espécies, uma vez que essas apresentam diferentes estratégias de germinação. Logo, as variações climáticas exercem um importante papel regulador da dinâmica de produção e, principalmente, abscisão dos componentes vegetais.

Cenários climáticos futuros apontam maiores incertezas na precipitação, com chuvas mais concentradas em determinados períodos, e aumentos de temperatura no continente sul-americano (Villela et al. 2012, Duffy et al. 2015). O aumento na duração dos períodos secos, aliado a aumentos de temperatura, resulta, ao que tudo indica, em um incremento de aporte de folhígio, na desregulação dos ritmos endógenos de produção de flores e frutos e uma quebra da sincronia no recrutamento das espécies. Isso pode ter sérias implicações para o balanço de carbono e energia na restinga, uma vez que o aporte de material vegetal, a sincronia na polinização das flores, o consumo dos frutos e a dispersão das sementes, bem como condições ideais para o sucesso no estabelecimento de novos indivíduos, subsidiam novos ciclos de produção (Villela et al. 2012).

É importante pontuar que as restingas estão sujeitas aos mesmos rigores climáticos das áreas adjacentes – no caso, das regiões de Floresta Estacional Semidecídua – estruturadas em função do *deficit* hídrico, fruto da interação do caráter sazonal das chuvas locais com as condições edáficas, que reduzem o tempo de permanência de água no solo (Brito et al. 2018). Nessa conjuntura, tornam-se prementes futuras avaliações com relação às variações do lençol freático, o que tem fortes implicações para os ecossistemas de restinga, desde a profundidade e a qualidade da água das lagoas costeiras às alterações na cobertura vegetal e na fisiologia das plantas de áreas adjacentes (Araujo et al. 1998). Em um cenário de mudanças climáticas globais, as condições do entorno podem provocar o aporte de grandes volumes de água em curto espaço de tempo o que, somado à elevação do nível do mar, poderia transformar completamente a dinâmica de áreas bem drenadas e periodicamente inundadas, consequentemente, alterando ritmos de produção de material vegetal e a ciclagem de nutrientes. Períodos secos prolongados devem ter um impacto severo no risco de incêndios em áreas de restinga. As alterações nos padrões sazonais no ritmo de chuvas, previstas para o futuro e que já acometem a região, têm dificultado muito a ação dos gestores, por exemplo, em estabelecer períodos para a contratação de equipes de brigadistas que poderiam atuar no controle de incêndios.

Por fim, cabe mencionar que, embora o acompanhamento da abscisão de componentes vegetais possa ser um *proxy* para as estimativas de produção primária líquida (Clark et al. 2001), essa metodologia tem algumas restrições para estimativas de variações temporais na produção de biomassa dos componentes vegetais e permite apenas especulações a esse respeito. Portanto, avaliações futuras também devem contemplar outras medidas em campo e outros mecanismos de análise espacial da produção e incorporação de biomassa, senescência e abscisão ao longo do tempo por diferentes componentes vegetais (Guan et al. 2014), o que certamente vai contribuir para melhor compreensão das variações fenológicas das plantas e da dinâmica da serapilheira de restinga.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer a todos os estudantes que fizeram parte dos projetos de levantamento de dados considerados no presente capítulo, em especial a: Augusto Sulzer, Izabel Braz, Laíla Fadul Viana, Nathalia Candido Machado, Rodolfo Rodrigues e Stephane Gomes Batista Paula. Também agradecemos ao professor Marcos Paulo Barros pelo suporte dado pelo Laboratório de Ecologia Aquática do NUPEM-UFRJ para o processamento do material. Agradecemos ainda aos diversos financiadores deste estudo, principalmente a Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), ao Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (PELD – CNPq) (Sítio-5) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Ao Instituto Chico Mendes de Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente (ICMBio/MMA) agradecemos a parceria ao longo desses anos de estudo no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

REFERÊNCIAS

- Alencar, J. D. C. 1990. Interpretação fenológica de espécies lenhosas de Campina na Reserva Biológica de Campina do INPA ao Norte de Manaus. – *Acta Amazonica* 20: 145-183.
- Alvares, C. A. et al. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. – *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711-728.
- Andivia, E. et al. 2018. Assessing the relative role of climate on litterfall in Mediterranean cork oak forests. – *iForest – Biogeosciences Forestry* 11: 786-793.
- Andivia, E. et al. 2013. Litter production in Holm oak trees subjected to different pruning intensities in Mediterranean dehesas. – *Agroforestry systems* 87: 657-666.
- Araujo, D. D. e Henriques, R. P. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. Restingas: origem, estrutura e processos. CEUFF, pp. 159-193.
- Araujo, D. D. et al. 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da restinga de Jurubatiba. – In: Janeiro-UFRJ, E. d. U. F. d. R. d. (ed.) *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da restinga de Jurubatiba e do município de Macaé-RJ.*, pp. 39-62.
- Barbosa, D. D. A. et al. 2003. Fenologia de espécies lenhosas da Caatinga. – In: Leal, I., et al. (eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora Universitária UFPE, pp. 657-693.
- Barlow, J. et al. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. – *Forest Ecology and Management* 247: 91-97.
- Barnes, B. V. et al. 1998. *Forest Ecology*.
- Baskin, C. C. e Baskin, J. M. 1998. Seeds: ecology, biogeography, and, evolution of dormancy and germination. – Elsevier.
- Berg, B. e Laskowski, R. 2005. Litter fall. – *Advances in Ecological Research* 38: 19-71.
- Bergamaschi, H. 2007. O clima como fator determinante da fenologia das plantas. – In: REGO, G. M. N., R.R.B.; MORELLATO, L.P.C (ed.) *Fenologia: ferramenta para conservação, melhoramento e manejo de recursos vegetais arbóreos.* . Embrapa Florestas, pp. 291-310.

- Borchert, R. et al. 2015. Insolation and photoperiodic control of tree development near the equator. – *New Phytologist* 205: 7-13.
- Bou, J. et al. 2015. Litterfall and growth dynamics relationship with the meteorological variability in three forests in the Montseny natural park. – *Folia Forestalia Polonica* 57: 145-159.
- Braz, M. I. G. 2008. A chuva de sementes e os atributos germinativos de espécies lenhosas da Formação aberta de Clusia no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Instituto de Biologia. – Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 115.
- Brietz, R. M. et al. 2005. Ciclagem de nutrientes na planície costeira -In: (orgs.), M. M. R. M. B. (ed.) *História Natural e Conservação da Ilha do Mel*. Editora da Universidade Federal do Paraná, pp. 145-168.
- Brito, L. d. S. et al. 2018. Matter turnover in the oligotrophic restinga ecosystem and the importance of the key species *Clusia hilariana*. – *Biota Neotropica* 18: 1-10.
- Bucini, G. et al. 2017. Climate seasonality, fire and global patterns of tree cover. – *Frontiers of Biogeography* 9: 1-15.
- Caris, E. A. P. et al. 2013. Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. – *Rodriguésia* 64: 747-755.
- Caritat, A. et al. 2006. Litter production in a *Quercus suber* forest of Montseny (NE Spain) and its relationship to meteorological conditions. – *Annals of Forest Science* 63: 791-800.
- Chave, J. et al. 2010. Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. – *Biogeosciences* 7: 43-55.
- Chen, H. Y. et al. 2017. The contribution of litterfall to net primary production during secondary succession in the boreal forest. – *Ecosystems* 20: 830-844.
- Clark, D. A. et al. 2001. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. – *Ecological applications* 11: 356-370.
- Collen, B. et al. 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. – *Tropical Conservation Science* 1: 75-88.
- Daws, M. I. et al. 2005. Traits of recalcitrant seeds in a semi-deciduous tropical forest in Panamá: some ecological implications. – *Functional Ecology* 19: 874-885.
- DeForest, J. L. et al. 2009. Leaf litter is an important mediator of soil respiration in an oak-dominated forest. – *International journal of biometeorology* 53: 127-134.
- Dias, A. T. C. e Scarano, F. R. 2007. *Clusia* as nurse plant. *Clusia*: a woody neotropical genus with remarkable plasticity and diversity. Springer, pp. 55-71.
- Duffy, P. B. et al. 2015. Projections of future meteorological drought and wet periods in the Amazon. – *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 13172-13177.
- Estiarte, M. e Peñuelas, J. 2015. Alteration of the phenology of leaf senescence and fall in winter deciduous species by climate change: effects on nutrient proficiency. – *Global change biology* 21: 1005-1017.
- Farnsworth, E. 2000. The ecology and physiology of viviparous and recalcitrant seeds. – *Annual Review of Ecology Systematics* 31: 107-138.

- Fauset, S. et al. 2018. Differences in leaf thermoregulation and water use strategies between three co-occurring Atlantic forest tree species. – *Plant, cell & environment* 41: 1618-1631.
- Finotti, R. et al. 2003. A Method to Determine the Minimum Number of Litter Traps in Litterfall Studies. – *Biotropica* 35: 419-421.
- Franco, A. C. et al. 1996. The effect of light levels on daily patterns of chlorophyll fluorescence and organic acid accumulation in the tropical CAM tree *Clusia hilariana*. – *Trees* 10: 359-365.
- Girardin, C. A. et al. 2016. Seasonal trends of Amazonian rainforest phenology, net primary productivity, and carbon allocation. – *Global Biogeochemical Cycles* 30: 700-715.
- Guan, K. et al. 2014. Terrestrial hydrological controls on land surface phenology of African savannas and woodlands. – *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 119: 1652-1669.
- Han, T. et al. 2015. Different soil respiration responses to litter manipulation in three subtropical successional forests. – *Scientific reports* 5: 18166.
- Hay, J. D. e Lacerda, L. D. 1984. Ciclagem de Nutrientes no Ecossistema de Restinga. – In: Lacerda, L. D., Araújo, D.S.D., Cerqueira, R. e Turq, B. (ed.) *Restingas: Origem, Estrutura, Processos*. CEUFF, pp. 459-473.
- Hobbie, S. J. 2015. Plant species effects on nutrient cycling: revisiting litter feedbacks. – *Trends in ecology and evolution* 30: 357-363.
- Larcher, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. – RIMA.
- Lawrence, D. 2005. Regional-Scale Variation in Litter Production and Seasonality in Tropical Dry Forests of Southern Mexico. – *Biotropica* 37: 561-570.
- Lieth, H. 1974. Introduction to phenology and the modeling of seasonality. – In: Lieth, H. (ed.) *Phenology and seasonality modeling*. Springer Verlag, pp. 3-19.
- Liu, D. et al. 2015. Contrasting impacts of continuous moderate drought and episodic severe droughts on the aboveground-biomass increment and litterfall of three coexisting Mediterranean woody species. – *Global change biology* 21: 4196-4209.
- Machado, N. C. 2013. Aspectos fenológicos de espécies arbóreas e arbustivas em formações vegetacionais abertas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Carapebus, Rio de Janeiro, Brasil. Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais e Conservação. – Universidade Federal do Rio de Janeiro – Campus UFRJ-Macaé Professor Aloisio Teixeira, p. 102.
- Malhi, Y. et al. 2011. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366: 3225-3245.
- Marchioretto, M. S. et al. 2007. Fenologia de espécies arbóreas zoocóricas em uma floresta psamófila no sul do Brasil. – *Acta Botanica Brasilica* 21: 193-201.
- Marques, M. C. e Oliveira, P. 2004. Fenologia de espécies do dossel e do sub-bosque de duas Florestas de Restinga na Ilha do Mel, sul do Brasil. – *Revista brasileira de Botânica* 27: 713-723.
- Mduma, S. A. et al. 2007. The role of rainfall and predators in determining synchrony in reproduction of savanna trees in Serengeti National Park, Tanzania. – *Journal of Ecology* 95: 184-196.
- Morellato, L. et al. 1989. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo. – *Revista Brasileira de Botânica* 12: 85-98.

- Morellato, L. P. C. e Leitão Filho, H. F. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil. Unicamp, pp. 112-140.
- Nepstad, D. et al. 2002. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. – Journal of Geophysical Research: Atmospheres 107: LBA 53 – 51-18.
- Niinemets, Ü. 2001. Global-scale climatic controls of leaf dry mass per area, density, and thickness in trees and shrubs. – Ecology 82: 453-469.
- Oliveira-Galvão, A. et al. 1990. Monitoramento da cobertura vegetal da restinga de Carapebus-Macaé (RJ), a partir de imagens orbitais. – In: Watanabe, S. (ed.) II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, função e manejo. ACIESP, pp. 442-454.
- Parsons, S. et al. 2014. Contrasting patterns of litterfall seasonality and seasonal changes in litter decomposability in a tropical rainforest region. – Biogeosciences 11: 5047-5056.
- Paula, S. G. B. 2018. Respostas populacionais de *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessoa e Gonçalves, 2011 (rodentia: Cricetidae) à oferta de recursos frutíferos na Formação Aberta de *Clusia* da Restinga de Jurubatiba. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação – PPG-CiAC. – UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO – UFRJ, p. 80.
- Pereira, T. S. et al. 2008. Fenologia de espécies arbóreas em floresta Atlântica da Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. – 63: 329-339.
- Pimentel, M. 2002. Variação espacial na estrutura de comunidades vegetais da formação aberta de *Clusia* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil.
- Pimentel, M. C. et al. 2007. Spatial variation in the structure and floristic composition of “restinga” vegetation in southeastern Brazil. – Brazilian Journal of Botany 30: 543-551.
- Pirani, F. R. et al. 2009. Fenologia de uma comunidade arbórea em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, MT, Brasil. – Acta Botanica Brasilica 23: 1096-1109.
- Pritchard, H. W. et al. 2004. Ecological correlates of seed desiccation tolerance in tropical African dryland trees. – American Journal of Botany 91: 863-870.
- Ramos, M. e Pellens, R. 1993. Produção de serapilheira em ecossistema da restinga de Maricá, Estado do Rio de Janeiro. – Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira 3: 89-98.
- Rapp, M. et al. 1999. Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forests. – Forest Ecology & Management 119: 39-49.
- Rathcke, B. e Lacey, E. P. 1985. Phenological patterns of terrestrial plants. – Annual review of ecology systematics 16: 179-214.
- Rodarte, A. 2008. Caracterização espacial, temporal e biologia floral das espécies de restinga, com ênfase nos recursos florais. – Tese de Doutorado, Museu Nacional, Rio de Janeiro/ Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Rodrigues, R. F. D. C. 2014. Estudo da variação dos caracteres estruturais, anatômicos e fisiológicos da folha de *Clusia hilariana* Schltdl. (Clusiaceae) relacionados à sazonalidade no PARNA Restinga de Jurubatiba. – Dissertação de mestrado. Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais

e Conservação. Universidade Federal do Rio de Janeiro – Campus UFRJ-Macaé Professor Aloisio Teixeira, p. 68.

Rosado, B. H. P. e de Mattos, E. A. 2007. Variação temporal de características morfológicas de folhas em dez espécies do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ, Brasil. – *Acta botânica brasílica* 21: 741-752.

Rosado, B. H. P. e de Mattos, E. A. 2010. Interspecific variation of functional traits in a CAM-tree dominated sandy coastal plain. – *Journal of Vegetation Science* 21: 43-54.

Rowland, L. et al. 2014. The sensitivity of wood production to seasonal and interannual variations in climate in a lowland Amazonian rainforest. – *Oecologia* 174: 295-306.

Rubim, P. et al. 2010. Variações interanuais na fenologia de uma comunidade arbórea de floresta semidecídua no sudeste do Brasil. -: 756-762.

Salisbury, F. B. e Ross, C. W. 2012. *Fisiologia das Plantas*. Cengage Learning.

Sayer, E. J. 2006. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. – *Biological reviews* 81: 1-31.

Seghieri, J. et al. 2012. Phenology of woody species along the climatic gradient in west tropical Africa. – In: Zhang, X. (ed.) *Phenology and Climate Change*. IntechOpen, pp. 43-178.

Silva, A. P. 2003. Solos e produção de serrapilheira em moitas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. – Universidade Estadual do Norte Fluminense, p. 78.

Silva, A. S. 2006. Variação anual da produção de serrapilheira em moitas de *Clusia* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Centro de Biociências e Biotecnologia. – Universidade Estadual do Norte Fluminense, p. 1048.

Stephenson, N. L. 1990. Climatic control of vegetation distribution: the role of the water balance. – *The American Naturalist* 135: 649-670.

Stranghetti, V. e Ranga, N. T. J. T. E. 1997. Phenological aspects of flowering and fruiting at the Ecological Station of Paulo de Faria-SP-Brazil. – *Tropical Ecology* 38(2): 323-327.

Talora, D. C. e Morellato, L. P. C. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. – *Brazilian Journal of Botany*: 13-26.

Thackeray, S. J. et al. 2016. Phenological sensitivity to climate across taxa and trophic levels. – *Nature* 535: 241-245.

Tweheyo, M. e Babweteera, F. 2007. Production, seasonality and management of chimpanzee food trees in Budongo Forest, Uganda. – *African Journal of Ecology* 45: 535-544.

Vianna, L. F. 2016. Recursos polínicos utilizados por abelhas e fenologia floral de plantas associadas em um cordão arenoso de restinga. Programa De Pós-Graduação Em Ciências Ambientais e Conservação. – Universidade Federal do Rio de Janeiro – Campus UFRJ- Macaé – Professor Aloísio Teixeira, p. 78.

Villela, D. et al. 2012. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. – *Brazilian Journal of Biology* 72: 633-642.

Wagner, F. et al. 2016. Climate seasonality limits leaf carbon assimilation and wood productivity in tropical forests. – *Biogeosciences* 13.

- Wagner, F. et al. 2012. Water availability is the main climate driver of neotropical tree growth. – *PloS One* 7: e34074.
- Wright, S. J. e Calderón, O. 2006. Seasonal, El Niño and longer term changes in flower and seed production in a moist tropical forest. – *Ecology Letters* 9: 35-44.
- Zamith, L. R. e Scarano, F. R. J. A. B. B. 2004. Produção de mudas de espécies das Restingas do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. – 18: 161-176.
- Zar, J. 1999. Biostatistical analysis. – Prentice Hall.
- Zhang, H. et al. 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. – *Ecological Complexity* 20: 240-247.
- Zimmerman, J. K. et al. 2007. Flowering and fruiting phenologies of seasonal and aseasonal neotropical forests: the role of annual changes in irradiance. – *Journal of Tropical Ecology* 23: 231-251.
- Zimmermann, S. et al. 2002. Macronutrient inputs by litterfall as opposed to atmospheric deposition into two contrasting chestnut forest stands in southern Switzerland. – 161: 289-302.

8

ESTADO DA ARTE DAS PESQUISAS SOBRE DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS FOLIARES DE ORIGEM TERRESTRE NO PARNA DA RESTINGA DE JURUBATIBA

*Anderson da Rocha Gripp • Leticia da Silva Brito
Luísa Alícida Fernandes Tavares • Quézia Souza
Adriano Caliman • André Tavares Corrêa Dias
Dora Maria Villela • Ana Paula Silva
Francisco de Assis Esteves • Rodrigo Lemes Martins*

Título Curto

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO PROCESSO DE
DECOMPOSIÇÃO NA RESTINGA

RESUMO

Este capítulo sintetiza os resultados de uma série de trabalhos experimentais produzidos no âmbito do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD), desenvolvidos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PARNA Jurubatiba) nos últimos 20 anos. Os estudos avaliaram como diversos fatores regulam o processo de decomposição foliar, a exemplo das diferentes formações vegetais de restinga, dentro da formação aberta de *Clusia* (dominante no PARNA), em função da presença e do estágio de vida de *Clusia hilariana*, da qualidade da serrapilheira, das condições microclimáticas e da atividade de decompositores, alguns desses fatores avaliados ao longo do tempo. As pesquisas permitem concluir que a qualidade da serrapilheira foliar é um dos fatores mais determinantes para a decomposição na restinga. Quando a qualidade do detrito de origem vegetal é controlada, fatores como as variações nas condições locais e o acesso da fauna decompositora aumentam em importância. As variações nas condições ambientais, principalmente na umidade, são determinantes da decomposição na restinga, o que foi comprovado tanto ao se comparar as taxas desse processo entre diferentes fitofisionomias quanto entre ambientes aquáticos e terrestres. Registrou-se assim grande heterogeneidade nas condições da restinga do PARNA Jurubatiba e a grande complexidade da dinâmica do carbono (C) neste ecossistema. Os dados reavaliados reforçam a importância da presença de *C. hilariana* para a dinâmica dos ecossistemas da restinga de Jurubatiba, não apenas por ser abundante na serrapilheira, mas por proporcionar uma lenta disponibilização dos nutrientes, sendo esse um mecanismo importante para a ciclagem e a conservação desses nutrientes dentro do sistema, reduzindo as perdas por lixiviação.

Palavras-chave: ciclagem de nutrientes; serrapilheira; qualidade; microclima; decompositores.

8.1 INTRODUÇÃO

A decomposição da serrapilheira consiste no processo de degradação da matéria orgânica, que tem como resultado a sua mineralização, ou seja, a transferência dos nutrientes da matéria orgânica para compartimentos do solo na forma inorgânica (Swift et al. 1979). É, portanto, um importante processo regenerativo, que resulta na redução do montante de matéria orgânica no solo, na disponibilização de seus nutrientes para a biota e na emissão de parte do carbono (C) para a atmosfera a partir da respiração do solo, sendo fundamental para a manutenção da fertilidade desse compartimento (Swift et al. 1979). A disponibilidade de nutrientes no solo e a produtividade são amplamente dependentes da reciclagem que ocorre no próprio ecossistema, via decomposição, uma vez que o aporte destes nutrientes por outras vias (erosão das rochas, deposição atmosférica, lixiviação de elementos das partes aéreas da planta pela chuva, etc.) é baixo em florestas tropicais (Bruijnzeel 1991), assim como em formações costeiras sazonalmente secas (Jaramillo et al. 2011), como as restingas. Nesses ambientes, estima-se que até 90 % de toda a produção primária não seja consumida por herbívoros e, portanto, um grande excedente de matéria orgânica converge para o solo em forma de detritos vegetais (Cebrian 1999), sendo que o folhício constitui a maior fração dessa matéria orgânica, tanto nas restingas (Gripp et al. 2020, 2023a) quanto em âmbito global (Berg e Laskowski 2005, Zhang et al. 2014).

A liberação de nutrientes via decomposição é regulada pelos ambientes físico e químico (microclima), pelas características da matéria orgânica (qualidade do substrato) e pela natureza da comunidade decompositora (Aerts 1997, Makkonen et al. 2012). As baixas concentrações de nutrientes e a capacidade de retenção de água, característicos de neossolos quartzo-arenicos ou espodossolos bem drenados típicos das restingas (Hay e Lacerda 1984, Lourenço e Cuzzuol 2009) podem limitar a atividade microbiana e reduzir a decomposição, apesar das altas temperaturas (Lavelle et al. 1993, Camenzind et al. 2018). Além disso, as espécies tropicais tendem a produzir detritos foliares com baixas concentrações de nutrientes e muitos compostos secundários (polifenóis, taninos, etc.) (Hättenschwiler e Vitousek 2000, Coq et al. 2010) e estruturais (fibras, lignina, etc.) (Aerts 1997, Hättenschwiler et al. 2008), que resultam em uma baixa qualidade dos detritos. Esses aspectos, conjuntamente, influenciam na velocidade do processo de decomposição, que tende a ser mais lento em ecossistemas tropicais (Makkonen et al. 2012).

Esse legado das características funcionais das plantas vivas nos detritos resulta em uma retroalimentação entre o solo e a vegetação. Conforme prevê a teoria do espectro econômico foliar (Wright et al. 2004), as plantas podem ser classificadas em um contínuo de estratégias de utilização de recursos, variando entre dois extremos: estratégia aquisitiva no uso de recursos, com alto investimento em área fotossintética e altas taxas de crescimento, e estratégia conservativa no uso de recursos, com investimento em tecidos estruturais, com folhas mais densas e menor concentração de nutrientes, levando à alta longevidade foliar. Tais características têm um grande efeito nos processos de decomposição e mineralização de nutrientes (Santiago 2007), de modo que, se os nutrientes forem liberados rapidamente (ex.: em comunidades dominadas por plantas de rápida decomposição), podem perder-se pela lixiviação ou volatilização; ao contrário, se a decomposição for muito lenta, pode haver deficiência nutricional para as plantas, o que acaba por regular o seu crescimento (Jordan 1985). Espécies de síndrome conservativa, portanto, produzem folhas de decomposição lenta, o que reforça a baixa fertilidade dos solos, por determinar um lento retorno dos nutrientes investidos na composição de seus tecidos (Ordoñez et al. 2009, Augusto et al. 2015). Isso sugere que as limitações impostas pela reduzida disponibilidade de nutrientes (e pela grande atividade dos herbívoros), típicas de ambientes tropicais, têm como resultado uma ampla convergência das características foliares pelas plantas, que desenvol-

vem estratégia similar de proteção dos tecidos fotossintéticos (Diaz et al. 2004) e, conseqüentemente, afetam o funcionamento do ecossistema de modo semelhante (Santiago 2007, Cornwell et al. 2008).

Porém, em ambientes tropicais, a baixa qualidade dos detritos foliares produzidos pelas espécies individualmente é, de certa forma, compensada pelo clima favorável mais quente e úmido (Aerts 1997, Zhang et al. 2008) e pelo grande montante de matéria orgânica que aporta ao solo (Zhang et al. 2014). Isso potencializaria a decomposição e a ciclagem de nutrientes nesses sistemas, equiparando ou mesmo superando as taxas desse processo em relação aos sistemas em latitudes mais elevadas. No entanto, algumas formações vegetacionais tropicais podem estar expostas a condições mais severas em que a rápida ciclagem de nutrientes não tende a ocorrer (Cornejo et al. 1994), a exemplo das restingas (Hay e Lacerda 1984).

Nos ecossistemas de solos arenosos, com baixa capacidade de retenção de água e nutrientes (Hay e Lacerda 1984), o aporte de detritos foliares ao solo constitui uma fonte de matéria orgânica particularmente importante. Conquanto, durante o processo de colonização da restinga, as espécies de ambientes tropicais limítrofes tenham transposto os mesmos filtros ambientais e apresentem alta convergência de estratégias de sobrevivência (Nogueira 2020), ainda é possível observar, mesmo em pequenas escalas, grandes variações produzidas por um mosaico de condições, fruto dos diferentes regimes de inundação e combinações de estresse como salinidade, seca, altas temperaturas, ventos fortes, quantidade de matéria orgânica e argila no solo. Isso se reflete nas características funcionais dos detritos (Dias 2008, Nogueira 2020), bem como numa ampla gama de condições nas quais esses vêm a se decompor, a exemplo das diferentes fitofisionomias presentes nas restingas (Araujo e Henriques 1984, Araujo et al. 1998). O efeito das plantas no processo de decomposição é sempre indireto, via efeitos na comunidade de decompositores. Nas restingas, a baixa capacidade de retenção de água do solo arenoso pode submeter a comunidade de decompositores a curtos períodos de disponibilidade de água. Dessa forma, apesar de a precipitação não ser baixa (1 100-1 250 mm por ano; Gripp et al. 2020) e a estação seca ser pouco marcada, a comunidade de decompositores pode estar submetida a períodos de escassez de água ao longo de todo o ano, o que resultaria em uma baixa taxa de decomposição.

A microbiota do solo, responsável pela decomposição, é composta por bactérias e fungos, enquanto a fauna edáfica é composta por uma variedade de táxons de invertebrados (Lavelle e Spain 2001, Powers et al. 2009), comumente classificados quanto ao seu tamanho corporal em micro- (< 0,5 mm), macro- (> 2 mm) e mesofauna. A meso- e a macrofauna são compostas por organismos que realizam escavação e/ou ingestão e transporte de material mineral e orgânico no solo, conduzindo à criação de estruturas como galerias, ninhos e pelotas fecais, que influenciam na agregação do solo, nas propriedades hidráulicas, na dinâmica da matéria orgânica e na composição, abundância e diversidade de organismos menores do solo, como, por exemplo, os microrganismos (Lavelle and Spain 2001). É nos ecossistemas tropicais que se registra a maior importância da meso- e da macrofauna sobre a decomposição dos detritos em relação aos microdecompositores, se comparado a ecossistemas em outras latitudes (Makkonen et al. 2012). Esses efeitos da fauna decompositora em ecossistemas tropicais foram consistentes, independentemente das condições de umidade (Powers et al. 2009), e foram demonstrados também para as restingas (Castanho et al. 2012, Brito et al. 2018). Além disso, a importância da qualidade dos detritos, dos decompositores e do microclima pode mudar ao longo dos estágios do processo de decomposição. Apesar de haver certa hierarquia na ordem como os fatores afetam as taxas de decomposição e ciclagem de nutrientes nos ambientes temperados (Berg et al. 2000, Zanne et al. 2015, García-Palacios et al. 2016), esses estudos ainda são escassos em ecossistemas tropicais, inclusive nas restingas, frente a grande e complexa rede de diversidade biológica e de condições ambientais que esses ecossistemas apresentam.

Com base no exposto, este trabalho se propõe a compilar os resultados de trabalhos prévios que avaliaram os efeitos individuais e interativos das variações espaciais intra- e entre fitofisionomias, das condições de disponibilidade de água, da presença de decompositores e da qualidade do substrato no processo de decomposição da serrapilheira foliar de restinga. Ainda, visa avaliar se a importância dos efeitos de alguns desses fatores muda ao longo do processo de decomposição.

8.2 CONTEXTO ECOLÓGICO E ANALÍTICO

Para o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), foram descritos dez tipos de formações vegetacionais (Araujo e Henriques 1984) que variam consideravelmente em relação às condições microclimáticas, edáficas e com relação à sua contribuição para a cobertura vegetal (Araujo et al. 1998). As fitofisionomias mais frequentes na paisagem, em ordem decrescente de cobertura, correspondem a formação aberta arbustiva de *Clusia* (FAAC), formação aberta arbustiva de *Ericaceae* (FAAE), mata periodicamente inundada (Mata) e formação pós-praia (FPP), cobrindo 32 %, 29,1 %, 15,7 % e 2,18 % da área do PNRJ, respectivamente (Caris et al. 2013).

Essas fitofisionomias são determinadas pelo conjunto de características abióticas que se estabelecem nas áreas, destacando-se as formações abertas, por ocorrerem em solos arenosos e bem drenados, e as formações florestais, nas margens de canais onde se destaca a presença de maior concentração de argila e matéria orgânica no solo. Como formações abertas, FAAC e FAAE se diferenciam, além das distinções na dominância de espécies, pelo fato de a primeira ocorrer no topo das faixas arenosas, formando moitas esparsas entremeadas por áreas de areia nua, enquanto a FAAE apresenta uma variação entre áreas com dominância de espécies arbustivas e herbáceas, determinada pela distância do lençol freático e, portanto, pela frequência de inundação (Pimentel 2002, Umbelino 2008). As formações florestais (Mata), por sua vez, ocorrem nas proximidades dos corpos hídricos do PNRJ, portanto, em solo mais úmido, também composto por argila e com maiores concentrações de matéria orgânica, sustentando uma vegetação predominantemente arbórea, com maior quantidade de biomassa (Magnano et al. 2010). A FPP se estabelece sobre sedimento depositado próximo à linha do mar, de origem ainda mais recente (no Holoceno), constituindo-se de áreas extremamente pobres em matéria orgânica, sobre forte efeito do *spray* marinho que, portanto, causa forte mudança estrutural na vegetação que assume feições arbustivas reptantes. Essa crista praial abriga, portanto, uma vegetação arbustiva extremamente densa na face continental e uma vegetação herbácea adaptada ao contato com a água do mar (plantas halófilas) na face voltada para a praia (Menezes e Araújo, 1999).

Tendo em vista a diversidade de fitofisionomias apresentadas e a sua relação com as diversas condições abióticas (temperatura, umidade, salinidade, etc.) e biológicas (disponibilidade de recursos, qualidade dos detritos, composição e abundância de decompositores, etc), relevantes para o processo de decomposição, estudos que consideram as diferenças e características dos diferentes ambientes têm apresentado padrões interessantes ao avaliar, isoladamente ou de forma integrada, a decomposição de detritos foliares. Esses estudos são revisitados nas seções que se seguem e que estão divididas da seguinte forma:

8.3 Variações na decomposição entre fitofisionomias:

8.3.1 Efeitos das fitofisionomias, da origem e da qualidade dos detritos.

8.3.2 Efeitos das fitofisionomias em diferentes áreas e da qualidade dos detritos.

8.3.3 Efeitos das fitofisionomias e da presença de decompositores.

8.4 Variação na decomposição dentro de uma mesma fitofisionomia – FAAC:

8.4.1 Efeitos das variações espaciais das condições ambientais e da origem do material dentro e entre áreas de FAAC.

8.4.2 Variações espaciais no conteúdo e qualidade das folhas da serrapilheira de FAAC.

8.4.3 Efeito da dominância de *Clusia hilariana* nas moitas.

8.4.4 Efeito do grau de maturidade de *Clusia hilariana* nas moitas.

8.5. Ambientes terrestres e aquáticos no contexto da decomposição.

Cabe aqui destacar que algumas seções apresentam dados inéditos, como as seções 8.3.1 e 8.3.2, e outras seções apresentam sínteses e reanálises dos dados já publicados ou disponíveis em dissertações e teses, utilizando modelos generalizados mistos que permitiram quantificar a importância de diferentes fatores considerados. Para isso, utilizamos a função *lme* do pacote *nlme* no *software* R v. 3.6.1 (Team 2019). Para todas as análises, a porcentagem de massa remanescente (% MR) foi avaliada como variável resposta, e os valores de % MR sofreram uma transformação *logit*, variando somente os fatores fixos e aleatórios considerados em cada modelo. Ainda, nas seções 8.3.2, 8.3.3 e 8.4.3 e 8.4.4, o tempo foi considerado como covariável nos modelos.

Para avaliar a importância da qualidade, da fitofisionomia de origem e das demais fitofisionomias na decomposição (seção 8.3.1) esses foram assumidos como fatores fixos, e os quatro blocos experimentais, como fator aleatório. Quando diferenças significativas foram identificadas em fatores com mais de dois níveis ou houve interação entre fatores, comparações múltiplas foram realizadas, usando as funções do pacote *multcomp* no *software* R. O efeito da fitofisionomia de origem em relação às demais, com relação à magnitude da decomposição, foi estimado por meio de um índice calculado pela equação: $HFA = (S - O) / O \times 100$, em que HFA indica o efeito da vantagem doméstica (do termo *home-field advantage*, em inglês), *O* corresponde a % MR no sítio de origem, e *S* corresponde a % MR nos demais sítios de decomposição. Logo, valores positivos de HFA indicam os sítios onde a decomposição dos detritos foliares foi menor do que em seu local de origem. Intervalos de confiança de 95 % em torno da média foram gerados por meio da técnica de *bootstrap*, e estimada a distribuição de valores máximos e mínimos de HFA para avaliação da significância do efeito. Ainda, foi quantificada a importância dos diferentes fatores para a variância na decomposição, por meio das funções do pacote *variancePartition* no R (Hoffman e Schadt 2016).

Para avaliar a importância das áreas, das fitofisionomias e da qualidade do detrito (chás) na decomposição (seção 8.3.2) estes foram assumidos como fatores fixos, e os sítios de estudo, aninhados em fitofisionomias, como fator aleatório. A diferença entre a % MR dos tipos de substrato (chás verdes – chás vermelhos) foi usada como índice para representar as diferenças em cada intervalo de tempo para cada fitofisionomia e área. Também foi quantificada a importância dos diferentes fatores para a variância na decomposição em cada intervalo de tempo.

Para avaliar a importância das fitofisionomias, dos sítios estudados e do tipo de decompositor na decomposição (seção 8.3.3), estes foram tidos como fatores fixos, e os sítios de estudo aninhados em fitofisionomias, como fator aleatório. Devido à heterocedasticidade nos resíduos, a divergência na variância entre os níveis dos tratamentos foi controlada balanceando-se seu efeito no modelo, usando a função *varIdent* do pacote *nlme*. Também quantificamos a contribuição das fitofisionomias, dos sítios e do tipo de decompositor para a variância.

Para avaliar a importância do tipo de material e da área de estudo na decomposição (seções 8.4.1 e 8.4.2), estes foram tidos como fatores fixos, e as moitas aninhadas em cada área, como fator aleatório. A importância das variações espaciais entre e dentro de cada área e cada moita para a decom-

posição foi avaliada por meio de uma análise de variância hierárquica, sendo área de estudo e moitas aninhadas em área de estudo considerados fatores categóricos, e a % MR, como variável dependente. Também quantificamos a contribuição do tipo de material, áreas, moitas e réplicas intra-moitas para a variação total nos dados, bem como para as variações entre áreas e entre tipos de material.

Para avaliar a importância da presença de *C. hilariana*, dos sítios de estudo e do tipo de decompositor na decomposição (seção 8.4.3), estes foram assumidos como fatores fixos, e os sítios de estudo aninhados em fitofisionomias, como fator aleatório. Também quantificamos a contribuição da presença de *C. hilariana*, dos sítios e do tipo de decompositor para a variância nos dados.

Já para avaliar a importância do grau de maturidade de *C. hilariana* nas moitas para a decomposição ao longo do tempo (seção 8.4.4), o tempo e o grau de maturidade foram assumidos como fator fixo, e as moitas, como fator aleatório. A contribuição do estágio de vida de *C. hilariana* e dos sítios para a variância em cada tempo também foram avaliados.

Por fim, para avaliar a importância do tipo de ambiente (aquático $\times$ terrestre), da identidade das espécies e dos sítios experimentais para a decomposição (seção 8.5), o tipo de ambiente e a identidade das espécies foram assumidos como fator fixo, e os blocos, como fator aleatório. Também foi estimado o Efeito do Ambiente Aquático em relação ao ambiente terrestre na magnitude do processo de decomposição, a partir do índice: $EAA = (A - T) / A \times 100$, no qual A corresponde a % MR no ambiente aquático, e T , a % MR no ambiente terrestre. Logo, valores positivos do efeito indicam que a decomposição dos detritos foliares foi maior no ambiente aquático do que no terrestre. Para avaliar se a razão N:P das espécies de detritos explica a decomposição nos ambientes aquático e terrestre, bem como do efeito E , realizamos uma regressão linear.

8.3 VARIAÇÕES NA DECOMPOSIÇÃO ENTRE FITOFISIONOMIAS

8.3.1 Efeitos das Fitofisionomias, da Origem e da Qualidade dos Detritos

Uma das abordagens desenvolvidas recentemente, entre os anos de 2018 e 2019, buscou avaliar a importância das fitofisionomias, da qualidade e da origem dos detritos para a decomposição. O termo qualidade sintetiza a relevância de atributos físicos e químicos (estruturais, energéticos e nutricionais) que determinam a utilização mais imediata ou lenta do material vegetal por parte dos decompositores (Aerts 1997, Strickland et al. 2009). Para isso, foram selecionados detritos foliares de uma espécie no espectro mais lábil, e uma no espectro refratário (rápida e lentamente consumidas pelos decompositores, respectivamente, informação que foi obtida a partir de observações de campo e estudos prévios – Gripp, 2018) dentre as espécies mais abundantes de cada uma dessas quatro fitofisionomias (FAAC, FAAE, FPP e Mata). As espécies lábeis (L) e refratárias (R) de cada fitofisionomia foram: *Myrsine parviflora* Mart. (L) e *Clusia hilariana* Schltdl. (R) na FAAC; *Humiria balsamifera* (Aubl.) A. St.-Hil. (L) e *Agarista revoluta* (Spreng.) J. D. Hooker ex Nied (R) na FAAE; *Tapirira guianenses* Aubl. (L) e *Calophyllum brasiliensis* Cambess. (R) na Mata; e *Schinus terebintifolius* Raddi (L) e *Cynophila flexuosa* (L.) J. Presl (R) na FPP. Esses detritos foliares consistiam em folhas senescentes das espécies supracitadas, com menos de 50 % de superfície clorofilada, coletadas diretamente das árvores antes de sofrerem abscisão.

A decomposição desses detritos foi avaliada em *litterbags* de malha 5 mm em um experimento de transplante recíproco, ou seja, no qual os detritos foram incubados em seu próprio sítio e em sítios diferentes. Esses experimentos permitem explorar se há uma “vantagem doméstica” (HFA, do termo *home-field advantage*, em inglês) que repercuta em taxas mais eficientes de processos ecossistêmicos

em uma espécie que se encontra em seu próprio hábitat em contraposição a quando ela se encontra em outros habitats (Ayres et al. 2009). A vantagem doméstica tende a produzir taxas maiores de decomposição dos detritos nos seus sítios de origem se comparadas a algum outro local, devido à presença de decompositores especializados.

Resultados preliminares, de dois meses de estudo, apontaram que, dos fatores manipulados, a origem do detrito explica a maior parte da variância (53,1 %), seguido do tipo de espécie (11,8 %), da identidade funcional (3,5 %), do bloco experimental (1,7 %) e da fitofisionomia de decomposição (0,7 %). O forte efeito da origem das espécies na decomposição deve-se às maiores taxas para as espécies oriundas de FPP, independente da fitofisionomia em que se decompõem ($F = 98,93$; $p < 0,0001$; figura 8.1a-d). FPP é uma formação mormente rasteira, menos produtiva que as demais, e altamente suscetível ao efeito dos ventos e à deposição atmosférica, subsidiada, portanto, por nutrientes que chegam com o *spray* marinho (Menezes e Araújo, 1999). Nessas comunidades, são comuns a adoção de estratégias aquisitivas de uso de recursos e uma ciclagem mais rápida dos nutrientes.

Mas a identidade funcional – referente ao fato de a espécie ser refratária ou lábil – também se mostrou consideravelmente relevante para a decomposição ($F = 21,41$; $p < 0,0001$). Porém, esse efeito da identidade funcional tendeu a variar de acordo com a fitofisionomia na qual se decompuseram ($F = 3,71$; $p = 0,0147$; mas o pós-teste apontou apenas diferenças marginalmente significativas entre espécies lábeis e refratárias em FAAC) e variou em função da fitofisionomia de origem ($F = 0,42$; $p = 0,0001$). Isto se deve principalmente à maior decomposição das espécies lábeis oriundas de FAAC e Mata (*M. parviflora* e *T. guianensis*, respectivamente) em relação às refratárias (*C. hilariana* e *C. brasiliensis*, respectivamente; figura 8.1a-d). Isso sugere que o efeito da identidade funcional não é necessariamente perceptível para as espécies de todas as fitofisionomias nos estágios iniciais, quando o processo é bastante afetado pela lixiviação, principalmente (Lavelle et al. 1993, Lavelle e Spain 2001).

Em geral, o efeito de HFA foi bastante variável entre as espécies. Os resultados corroboram parcialmente a hipótese de HFA, uma vez que apontam uma tendência geral de que as espécies se decompõem mais rapidamente em sua fitofisionomia de origem do que em pelo menos uma outra fitofisionomia, à exceção de *C. hilariana* (figura 8.1e, g, h). Esse resultado foi consistente em todas as fitofisionomias para *M. parviflora* (figura 8.1e, g, h) e *C. brasiliensis* (figura 8.1e, f, g), e um pouco mais variável para as outras espécies, que tiveram a decomposição reduzida em uma ou duas fitofisionomias, a exemplo de *A. revoluta* em FPP (figura 8.1e), *T. guianensis* em FPP e FAAE (figura 8.1e, g) e *S. terebintifolius* em FAAE (figura 8.1g). Por sua vez, *C. flexuosa* se decompôs mais em Mata (figura 8.1h). Apenas a espécie *H. balsamifera* apresentou tendências semelhantes de perda de massa, independentemente do sítio de decomposição (figura 8.1e, f, h). Esses resultados podem indicar que as comunidades de decompositores apresentam certa especialização no processamento da serrapilheira de restinga. Porém, o HFA não explica as tendências reportadas para *C. hilariana*, indicando que outros mecanismos são mais determinantes para sua decomposição que a vantagem doméstica que decompositores têm em seu sítio de origem. Foi demonstrado que a dissimilaridade entre as comunidades vegetais e na qualidade da serrapilheira entre os sítios de origem e os demais sítios são os fatores mais importantes para a ocorrência da vantagem doméstica (Freschet et al. 2012, Veen et al. 2015). Portanto, o fato de *C. hilariana* ser uma espécie que ocorre nas demais fitofisionomias e com características consideravelmente diferentes das demais espécies (Dias 2008) poderia justificar o menor HFA para essa espécie. Além disso, fatores abióticos, como a menor umidade em FAAC (Gripp et al. 2023b), podem contribuir para esse retardo na decomposição de *C. hilariana*, como já demonstrado em outros ambientes costeiros (Castanho et al. 2012), e consequentemente menor HFA dessa espécie.

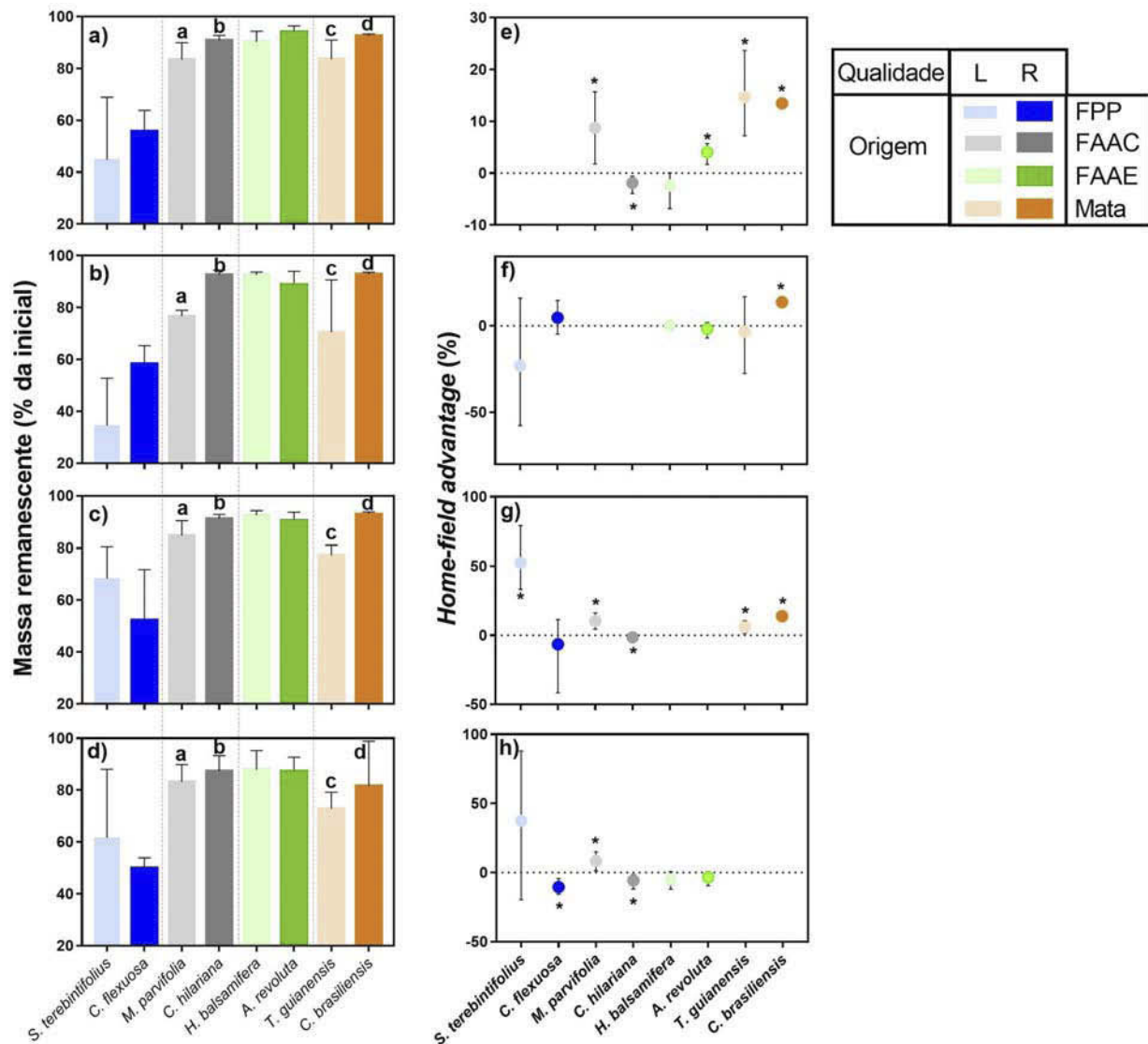


FIGURA 8.1 Decomposição dos detritos foliares das espécies lábeis (L) e refratárias (R) oriundas das fitofisionomias FPP, FAAC, FAE e Mata nos sítios em FPP (a), FAAC (b), FAE (c) e Mata (d), bem como a magnitude do efeito da fitofisionomia na decomposição em relação à esperada a partir da decomposição no seu sítio de origem em FPP (e), FAAC (f), FAE (g) e Mata (h). Colunas e barras representam valores médios e desvio-padrão dos dados ($n = 4$) nos gráficos a, b, c e d. Nestes, letras diferentes indicam diferenças significativas na decomposição entre espécies lábeis e refratárias de mesma origem. Círculos e barras representam valores médios de HFA e intervalos de confiança de 95 % dos dados ($n = 4$), em e, f, g e h. Nestes, os asteriscos permitem melhor identificação de HFA significativamente positivos e negativos, situados acima ou abaixo da linha indicativa de ausência de efeito (zero), respectivamente.

Por fim, cabe ressaltar que os resultados de lenta decomposição inicial de *C. hilariana* são particularmente interessantes dentro de um quadro geral que assume que essa espécie tem papel facilitador na restinga de Jurubatiba, dados a sua produtividade, a dominância relativa e o controle da disponibilidade de nutrientes no sistema (Brito et al. 2018). Embora essa espécie tenha reduzida importância na ciclagem de nutrientes nos estágios iniciais de decomposição, se não fosse sua elevada dominância, frequência e produtividade, esses resultados reforçam mais ainda o seu papel na liberação de nutrientes para o sistema em médio e longo prazos (Dias 2008, Brito et al. 2018). A continuidade desse experimento em curso pode elucidar se essas tendências se mantêm nessa escala de tempo.

8.3.2 Efeitos das Fitofisionomias em Diferentes Áreas e da Qualidade dos Detritos

Um experimento com uma abordagem semelhante ao descrito na seção anterior teve início em 2016, e avaliou a decomposição de substratos padronizados em quatro fitofisionomias de duas faixas (áreas) perpendiculares à linha do mar: uma próxima à Lagoa Comprida (22°16'10" S, 41°38'57" O) e outra próxima à Lagoa Carapebus (22°15'52" S, 41°36'23" O). Os substratos consistem em pacotes de chás Lipton® (Unilever) com composições e qualidades distintas, sendo o chá verde mais lábil e o chá vermelho mais recalcitrante (Keuskamp et al. 2013). Esse experimento é parte de um esforço em âmbito global que se propõe a avaliar as taxas de decomposição utilizando um método padronizado, de baixo custo e em longo prazo, de modo a compreender a importância da qualidade dos detritos e das condições microclimáticas nesse processo (Djukic et al. 2018). A iniciativa inclui 570 sítios em ecossistemas terrestres e 350 em ecossistemas aquáticos, em nove biomas ao redor do mundo.

No experimento realizado, os substratos foram amostrados em três intervalos de tempo (3, 12 e 24 meses). Os resultados apontam que a qualidade dos detritos vegetais parece ser o fator que mais afeta a decomposição, independentemente do sítio onde os substratos se decompõem ($F = 281,3$; $p < 0,001$; figura 8.2a-b). O chá verde se decompõe mais rapidamente que o chá vermelho, em todas as fitofisionomias e em ambas as áreas avaliadas. O efeito do tipo de chá varia ao longo do período de estudo, sendo que o chá verde se decompõe, em média, cerca de 60,2 %, 56,1 % e 52,5 % mais rapidamente que o chá vermelho em 3, 12 e 24 meses, respectivamente (figura 8.2c-d).

A fitofisionomia em que os detritos se decompõem também afeta o processo ($F = 7,084$; $p < 0,001$), de modo que ambos os chás tenderam a se decompor mais lentamente em FPP (figura 8.2a-b). O efeito do tipo de detrito também varia entre as fitofisionomias, a depender da área de estudo ($F = 7,179$; $p < 0,001$), sendo que as diferenças entre os tipos de chá são maiores em FAAE, no entorno da Lagoa Carapebus, e em FAAC e FPP, no entorno da Lagoa Comprida (figura 8.2a-b).

O tipo de detrito é o fator que mais contribui para a variância nos estágios iniciais do processo, corroborando a importância das variações de qualidade para a decomposição (Makkonen et al. 2012); mas este fator perde importância ao longo do tempo (figura 8.2e), o que contraria estudos prévios que mostram um aumento da importância das diferenças de qualidade à medida que a decomposição avança (García-Palacios et al. 2016). Observa-se também o aumento da importância das variações da área e do tipo de fitofisionomia para a decomposição (figura 8.2e), corroborando a importância das variações nas condições microclimáticas, que variam espacialmente, assim como este último trabalho. Porém, a variação não explicada pelos fatores manipulados também aumenta à medida que a decomposição avança, sugerindo que outros fatores possam ganhar importância ao longo do tempo (figura 8.2e).

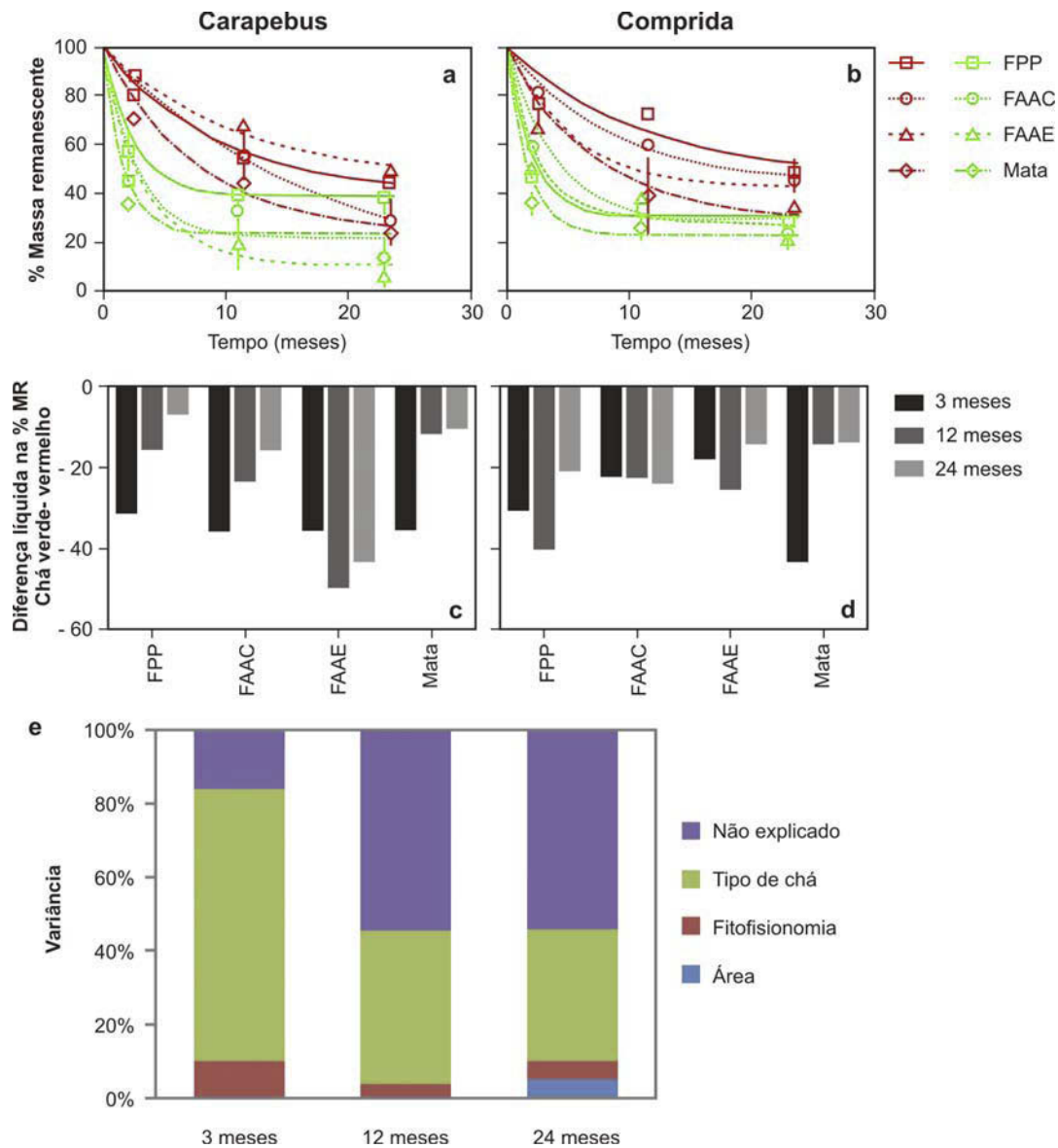


FIGURA 8.2 Decomposição dos chás verde (lábil) e vermelho (refratário) em sítios de decomposição nas fitofisionomias FPP, FAAC, FAAE e MPI em uma área próxima à Lagoa Carapebus (**a**) e outra área próxima à Lagoa Comprida (**b**), bem como a diferença líquida na porcentagem de massa remanescente (% MR) entre chás verde e vermelho em cada fitofisionomia nessas respectivas áreas (**c** e **d**). Em **a** e **b**, símbolos e barras indicam valores médios $\pm$ erro padrão. A porcentagem da contribuição das duas áreas, das quatro fitofisionomias e dos dois tipos de chá, bem como a variação residual, para as variações na decomposição ao longo do tempo estão expressas em **e**.

8.3.3 Efeitos das Fitofisionomias e da Presença de Decompositores

A importância das fitofisionomias na decomposição também pode ser avaliada a partir dos dados produzidos no âmbito do estudo de Brito (2015). Eles permitem avaliar a importância da presença de macrofauna decompositora na degradação dos detritos oriundos das fitofisionomias Mata (cinco áreas) e FAAC (dez moitas) por meio da decomposição em *litterbags* de 0,02 mm (sem acesso da fauna do solo) e 5 mm (com acesso da fauna) em quatro intervalos de tempo, ao longo de 540 dias, entre os anos de 2012 e 2014.

A reavaliação dos resultados aponta que a decomposição é significativamente maior em Mata do que em FAAC ($F = 40,19$, $p < 0,001$; figura 8.3a). Isso pode ser constatado já a partir do primeiro intervalo de tempo (~ 4 meses), e as discrepâncias entre as fitofisionomias ficam ainda maiores ao longo do tempo. As características dos detritos das fitofisionomias contribuem para explicar as diferenças da decomposição em seus respectivos ambientes, como discutido por Brito e colaboradores (2018), que reportaram concentrações de nitrogênio nos detritos foliares de FAAC menores que em Mata, e bem menores que a encontrada para florestas tropicais em solos arenosos e espodosolos, ao passo que as concentrações em Mata são similares às encontradas em florestas tropicais com solos pouco férteis (Brito et al. 2018). Cabe destacar o papel da umidade que tende a favorecer a decomposição (Castanho et al. 2012, Makkonen et al. 2012) e condicionar a qualidade dos detritos, ao regular as variações na absorção de nutrientes pelas plantas (Barbosa et al. 2014). Dessa forma, ambientes com maior *deficit* hídrico, a exemplo da FAAC, tendem a ter decomposição mais lenta e a produzir detritos mais refratários que ambientes com maior disponibilidade hídrica, como Mata.

A decomposição foi consideravelmente afetada pelo tipo de decompositor, apresentando um aumento significativo quando o acesso da macrofauna é permitido ($F = 21,87$, $p < 0,001$; figura 8.3a), independentemente do tipo de fitofisionomia ($F = 0,59$, $p = 0,44$; figura 8.3a), o que era esperado, dada a importância da fauna para o consumo direto (Irmiler 2000, Ball et al. 2014) e para o processamento da serrapilheira para consumo microbiano (Lavelle e Spain 2001).

As diferenças existentes na qualidade dos detritos e nas condições ambientais entre as fitofisionomias é o aspecto mais importante para as diferenças na decomposição ao longo do período de estudo, ao passo que as variações entre os sítios dentro de uma mesma fitofisionomia quase não contribuem para as variações no processo (figura 8.3b). Como anteriormente mencionado, FAAC e Mata se distinguem principalmente em função das condições abióticas do solo, da estrutura e da composição de espécies. Apesar de não ser possível dissociar a importância da origem do material da importância das características abióticas de cada fitofisionomia em que os detritos se decompõem neste experimento, esses aspectos são fundamentais para as diferenças na ciclagem de matéria e energia entre esses sistemas, como visto na seção 8.3.1.

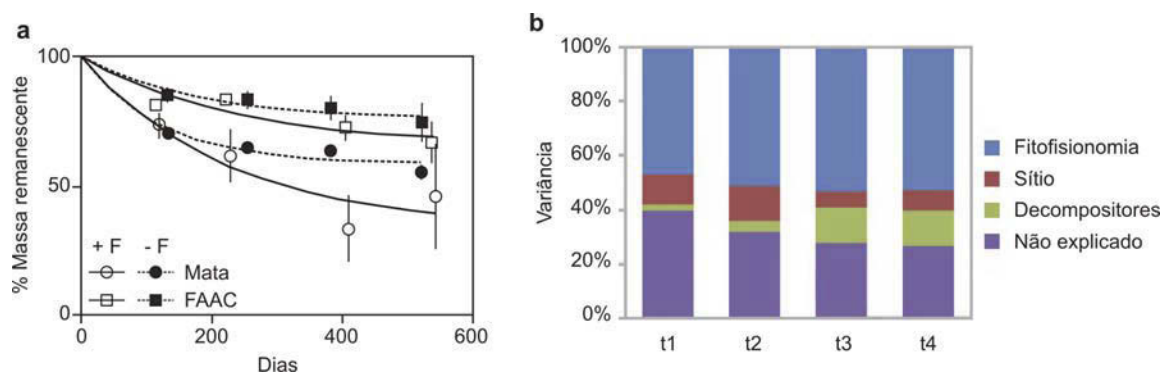


FIGURA 8.3 (a) Decomposição dos detritos foliares de FAAC e Mata na presença (+F) e ausência (-F) da macrofauna decompositora. A taxa de decaimento (k) em Mata, na presença e na ausência da fauna foi de $0,33 \pm 0,29$ e $0,49 \pm 0,03$, respectivamente, ao passo que em FAAC foi de $0,07 \pm 0,05$ e $0,22 \pm 0,05$, respectivamente. Símbolos e barras indicam valores médios $\pm$ erro padrão ($n = 15$ para Mata e $n = 30$ para FAAC). (b) Contribuição (%) dos fatores para a variância na decomposição ao longo do tempo.

Cabe ressaltar que a relevância dos decompositores para as variações na decomposição vai se alterando ao longo do tempo, sendo reduzida nos estágios iniciais de perda de massa ($< 30\%$; até 250 dias), mas aumentando nos estágios intermediários (até 540 dias). Esse aumento da importância

da macrofauna do solo para a decomposição ao longo do tempo ressalta a relevância do aumento da complexidade do ambiente, fruto dos processos desempenhados pela macrofauna para a aceleração no processamento da matéria orgânica no solo de restinga, algo que se consolida ao longo do processo. No entanto, este resultado contrasta, de certo modo, com o que foi reportado na literatura, em que um controle predominantemente biótico da perda de C e N – tanto por comunidades microbianas e pela fauna (nematódeos) – foi registrado nos estágios iniciais, enquanto a umidade do solo e os efeitos herdados das diferenças iniciais na qualidade dos detritos desempenharam um papel importante nos estágios intermediários e finais do processo (García-Palacios et al. 2016). Há de se considerar, porém, que a decomposição dos detritos foliares de restinga mal ultrapassou 60 % no cenário de maior perda de massa, ao passo que atingiu 90 % no estudo supracitado, apesar de o experimento em restinga durar cerca de sete meses mais que este último. Isso demonstra que os detritos de restinga são mais recalcitrantes, como é o caso dos demais detritos oriundos de ambientes tropicais (Hättenschwiler et al. 2011, Makkonen et al. 2012), e devem impor limitações à biota decompositora nos estágios iniciais do processo. Isso acarreta maior tempo de processamento da matéria orgânica, tanto por fatores físico-químicos quanto pelos microrganismos (fragmentação, aumento da superfície de contato para a colonização microbiana, amolecimento da parede celular vegetal, etc.) e, conseqüentemente, consumo pela fauna do solo.

8.4 VARIAÇÃO NA DECOMPOSIÇÃO DENTRO DE UMA MESMA FITOFISIONOMIA – FAAC

Uma série de estudos também avaliou a decomposição dos detritos foliares em FAAC, a fitofisionomia caracterizada pela presença em abundância da espécie *C. hilariana*, predominante na Restinga de Jurubatiba. Esses estudos avaliaram diferenças nas condições ambientais entre áreas de FAAC, entre as espécies, do acesso da biota decompositora, e da presença e do grau de maturidade da espécie-chave *Clusia hilariana* nas moitas, como os principais fatores determinantes da decomposição neste sistema. Seus principais resultados são reavaliados e reportados a seguir.

8.4.1 Efeitos das Variações Espaciais das Condições Ambientais e da Origem do Material dentro e entre Áreas da FAAC

Dada a extensa área de ocorrência de FAAC em diferentes cordões arenosos, o estudo produzido por Dias (2008), entre os anos de 2005 e 2008, comparou as taxas de decomposição de detritos foliares entre três cordões arenosos (áreas) distintos quanto à cobertura vegetal e à produção de biomassa (Pimentel 2002) e avaliou se as diferenças nessas taxas seriam decorrentes de características intrínsecas do tipo de material de cada área, das condições ambientais entre diferentes moitas de cada área ou mesmo das condições locais dentro de cada moita de cada área. Para isso, o autor realizou três experimentos com *litterbags* de 1 mm de malha, como os seguintes tratamentos:

- i) mistura de detritos foliares próprios de 20 moitas em cada uma das três áreas de FAAC (60 moitas ao todo), incubados nas próprias moitas de origem (três réplicas por moita, totalizando 180 amostras) para obtenção de estimativas da decomposição de cada uma das moitas (**decomposição *in situ***);
- ii) detritos foliares de *C. hilariana*, coletados sob um único indivíduo e incubados nas 60 moitas (três réplicas por moita, totalizando 180 amostras), para avaliar o efeito das condições ambientais, excluindo assim possíveis efeitos da variação da qualidade do material (**decomposição de material comum**); e

- iii) mistura de detritos foliares de cada uma das 60 moitas e incubados em um mesmo ambiente (três réplicas de cada moita, totalizando 180 amostras) para avaliar os efeitos da qualidade do material, excluindo assim efeitos da variação das condições ambientais (**decomposição em ambiente comum**).

O *ambiente comum* definido correspondeu a uma moita com dominância de *C. hilariana* (condição de hábitat mais representativo de FAAC), que possuía baixa riqueza de espécies e, presumivelmente, alta homogeneidade das condições ambientais. Estes experimentos foram realizados simultaneamente, e a perda de massa foi avaliada após 564 dias.

Avaliando conjuntamente os resultados da decomposição dos detritos desses três experimentos, foi evidenciado que a decomposição é determinada pelo tipo de detrito ($F = 55,24$, $p < 0,001$; figura 8.4a), e não pelas variações entre áreas ($F = 0,52$, $p = 0,595$; figura 8.4a). De modo geral, a decomposição das misturas de serrapilheira nas próprias moitas de origem (*in situ*) foi maior que do material comum (detritos de *C. hilariana*) se decompondo nessas mesmas moitas; e a decomposição de ambos foi maior que a mistura de detritos se decompondo em uma única moita (ambiente comum). Esses resultados são consistentes para os detritos incubados em todas as áreas (*in situ* e material comum), mas não para os detritos oriundos de todas as áreas incubados em ambiente comum (interação tipo de detrito x área – $F = 3,81$, $p = 0,005$; figura 8.4a).

Esses resultados evidenciaram que a decomposição dos detritos é maior, ou seja, tem uma vantagem quando ocorre nas próprias moitas em que são produzidos. Isso é esperado e corroborado pela hipótese da vantagem doméstica (ver seção 8.3.1). Os resultados também evidenciam que não há mudanças consideráveis nas condições ambientais determinantes para a decomposição entre as áreas de FAAC, pois não foram registradas diferenças significativas na decomposição padronizando-se a qualidade dos detritos (material comum) incubados em cada área. Porém, padronizando-se as condições ambientais (ambiente comum), ficou evidenciado que os detritos de diferentes áreas apresentam qualidades distintas. Isso mostra que, apesar de as diferentes coberturas vegetais das áreas afetarem a produção de biomassa (Pimentel 2002), as taxas de decomposição não parecem ser afetadas por variações ambientais em tais condições, mas, sim, pelas variações nas características das espécies presentes na serrapilheira desses diferentes cordões.

Entretanto, a maior parte da variação no processo de decomposição foi encontrada entre moitas contidas em cada área de estudo, e não entre áreas (figura 8.4b). Ou seja, a variação entre moitas é o que mais contribui para as variações na decomposição dos detritos *in situ*, em *ambiente comum* e para o *material de origem comum*. As variações dentro de cada moita de uma mesma área também parecem contribuir bastante para a variação na decomposição, por vezes até mais que a variação entre moitas (*vide* contribuição para a decomposição em *ambiente comum*), sugerindo que haja certa heterogeneidade mesmo dentro de uma mesma moita. Porém, isto se mostra apenas um artefato das variações de qualidade dos detritos, uma vez que os resultados da decomposição do *material de origem comum* apontam que, quando a qualidade é padronizada, a variação intra-moitas quase não contribui para as variações na decomposição (figura 8.4b). Dessa forma, cada moita é uma unidade relativamente homogênea para a decomposição dos detritos foliares, mas apresentam variações consideráveis em relação a outras moitas, independente da área de FAAC onde ocorram. Essas diferenças entre moitas se dão principalmente em função das diferenças de qualidade da serrapilheira, e menos das diferenças nas condições físico-químicas entre elas.

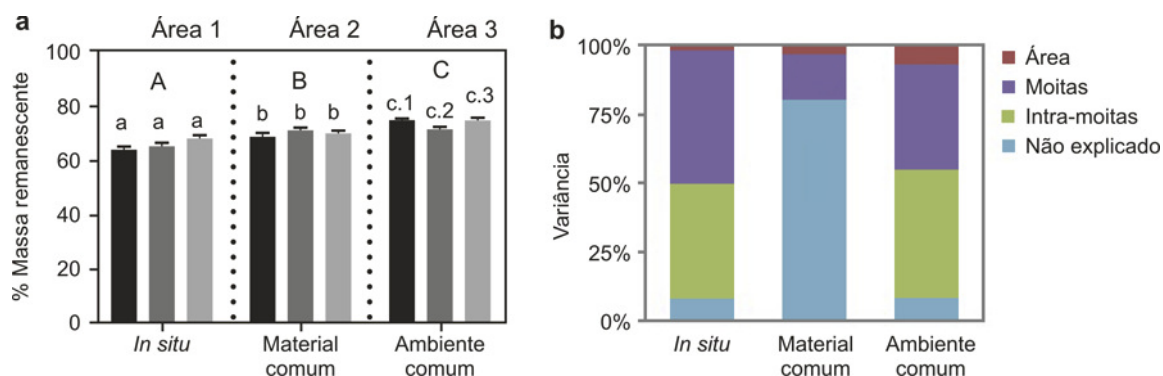


FIGURA 8.4 (a) Decomposição dos detritos foliares de três áreas de FAAC, em distintos cordões arenosos, decompondo *in situ*, com detritos de *Clusia hilariana* decompondo nas respectivas áreas (Material comum), e com amostra das três diferentes áreas decompondo em ambiente comum (Ambiente comum). Colunas e barras indicam valores médios $\pm$ erro padrão ($n = 20$). Letras minúsculas e maiúsculas, quando distintas, indicam diferenças significativas entre áreas e tipos de material, respectivamente. (b) Contribuição (%) dos fatores para a variância na decomposição dos detritos em função da origem.

A variação espacial na qualidade da serrapilheira pode ocorrer tanto por diferenças na composição de espécies (Kazakou et al. 2006) como pela diferença na qualidade do material produzido pelas mesmas espécies em diferentes localidades (Gartner e Cardon 2006). Para compreender se as diferenças de qualidade entre moitas são advindas da composição de espécies ou das variações de qualidade de uma mesma espécie, é necessário avaliar diferenças entre as características das espécies nas moitas que compõem a FAAC, o que foi considerado na próxima seção.

8.4.2 Variações Espaciais no Conteúdo e Qualidade das Folhas da Serrapilheira da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia*

Para avaliar a influência das variações espaciais de qualidade ou composição de espécies na decomposição, Dias (2008) realizou um experimento para determinar as taxas de decomposição inerentes às espécies mais abundantes na serrapilheira das moitas, sendo estas: *Clusia hilariana*, *Protium icicariba* (DC.) Marchand, *Eugenia umbelliflora* O. Berg, *Myrsine parviflora*, *Ouratea cuspidata* (A. St.-Hil.) Engl. e *Smilax* sp. *Litterbags*, contendo detritos foliares dessas espécies oriundas de cada uma das três áreas de FAAC, descritas na seção 8.4.1, foram incubados no mesmo local que o experimento de *ambiente comum* e utilizadas para avaliar quais características foliares afetam o processo de decomposição na vegetação de restinga e para calcular a taxa de decomposição esperada para as misturas de folhas nos experimentos de decomposição *in situ* e de ambiente comum.

As espécies apresentaram diferenças significativas dos coeficientes de decomposição (experimento *in situ* – $F = 9,35$, $p = 0,002$, experimento *ambiente comum* – $F = 10,87$, $p = 0,001$), sendo significativamente mais baixos (média $\pm$ erro padrão) para *C. hilariana* ($0,255 \pm 0,011$) e *E. umbelliflora* ($0,242 \pm 0,025$), mais elevados para *P. icicariba* ($0,375 \pm 0,020$), *M. parviflora* ($0,364 \pm 0,041$) e *Smilax* sp. ($0,421 \pm 0,033$) e intermediários para *O. cuspidata* ($0,338 \pm 0,037$). De modo geral, não houve diferença significativa dos coeficientes de decomposição das espécies entre as áreas (experimento *in situ* – $F = 1,18$, $p = 0,347$, experimento *ambiente comum* – $F = 0,69$, $p = 0,522$), o que indica não haver uma mudança consistente na qualidade da serrapilheira produzida por essas espécies entre as áreas. Dessa forma, as diferenças de qualidade da serrapilheira devem-se a diferenças na composição de espécies, pois reflete nas suas contribuições relativas para a serrapilheira.

Sendo assim, Dias (2008) avaliou o efeito da composição de espécies na decomposição a partir da relação da abundância das principais espécies dominantes em FAAC (*Clusia hilariana* e *Protium icicariba*) com as taxas de decomposição nas moitas. Além disso, avaliou se as características dos detritos foliares (massa foliar por unidade de área – MFA, e concentrações de nitrogênio – N e fósforo – P) ou a estrutura das moitas (estimada pelo índice de área foliar – LAI, do termo *leaf area index*, em inglês –, que corresponde à razão entre a área foliar do dossel e a unidade de superfície projetada no solo) afetam o processo de decomposição das espécies, e se as relações encontradas entre as características foliares e taxas de decomposição no nível organizacional da espécie se mantêm no nível do ecossistema.

Os experimentos de decomposição *in situ* e de *material comum* mostraram uma relação significativa e positiva entre a decomposição e o LAI (Dias 2008). Uma análise de componentes principais (PCA) para o efeito da “qualidade da serrapilheira” constatou que 95,63 % da variação na decomposição das moitas nas diferentes áreas de FAAC estão correlacionados negativamente com MFA, e positivamente com as concentrações de N e P. Uma PCA para o efeito das espécies dominantes permitiu identificar que 75 % da variação dos dados estão correlacionados negativamente com a abundância de *C. hilariana*, e positivamente com a abundância de *P. icicariba* (Dias 2008).

Com base nos resultados referentes à qualidade da serrapilheira e ao efeito de espécies dominantes, foi realizada uma análise de caminhos, que apontou haver uma relação positiva entre a composição de espécies dominantes e a qualidade da serrapilheira (figura 8.5). Os resultados suportam a hipótese da proporcionalidade das massas (Grime 1998), ao mostrar que parte da variação das taxas de decomposição entre as moitas pode ser explicada pela taxa de decomposição das espécies presentes nas moitas e suas respectivas abundâncias relativas. Os diagramas da análise de caminhos também evidenciaram que a qualidade da serrapilheira apresenta uma relação positiva com a porcentagem de perda de massa, tanto nos experimentos de decomposição *in situ* e de *material comum*, mas não de *ambiente comum* (figura 8.5). Ao inserir os dados de LAI no modelo, a relação entre este parâmetro e a decomposição deixa de ser significativa (figura 8.5), o que indica que essas relações são espúrias e/ou condicionadas aos parâmetros funcionais da comunidade. Esses resultados indicam que o mecanismo pelo qual as espécies dominantes afetam a decomposição se dá a partir de mudanças na qualidade da serrapilheira, já que não há correlação entre espécies dominantes e decomposição quando a qualidade da serrapilheira é controlada estatisticamente.

Em síntese, cada moita de FAAC é uma unidade mais ou menos homogênea em relação às características físico-químicas, mas não em relação à qualidade da serrapilheira. A qualidade é mais fruto das variações na composição de espécies entre moitas que das variações físico-químicas entre as espécies.

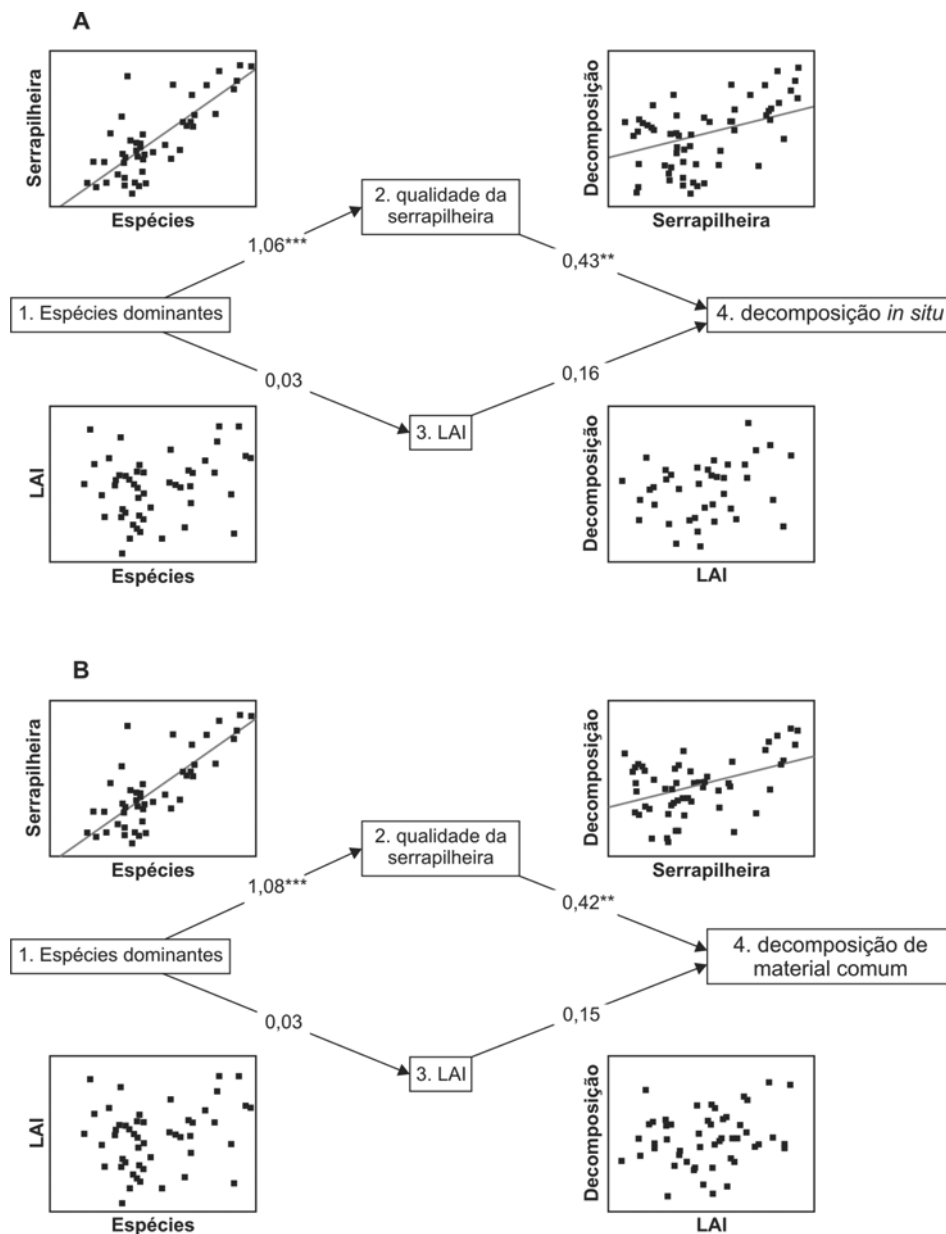


FIGURA 8.5 Diagrama de caminhos representando os efeitos da composição de espécies dominantes, índice de área foliar (LAI) e qualidade de serrapilheira nos valores de porcentagem de perda de massa para os experimentos de: A) decomposição *in situ*, e B) decomposição de *material comum*. As setas representam uma relação causal entre as variáveis ($n = 43$). Os valores nas setas indicam o coeficiente angular da relação par a par apresentado nos painéis (** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$). Adaptado de Dias (2008).

8.4.3 Efeito da Dominância de *Clusia hilariana* nas Moitas

O fato de FAAC receber esse nome diz muito sobre a dominância de *C. hilariana* no sistema. A espécie foi, por muitos anos, tida como a principal determinante dos processos ecossistêmicos na restinga, logicamente por seu Valor de Importância (VI), índice que considera densidade, dominância e frequência das espécies para a composição das comunidades vegetais (Pimentel 2002). A relevância da dominância de *C. hilariana* nas moitas para a decomposição foi estudada sob o aspecto do acesso

da fauna aos detritos foliares em moitas na presença e na ausência de *C. hilariana* (Brito 2015, Brito et al. 2018).

Esses dados foram produzidos a partir da incubação de misturas de detritos foliares de moitas com e sem *C. hilariana* nestas respectivas condições, em *litterbags* de 0,02 mm (sem fauna) e 5 mm (com fauna), em quatro intervalos de tempo ao longo de 540 dias. A decomposição dos detritos foliares em *litterbags* que excluam a fauna de solo não se diferenciou significativamente entre moitas com e sem *C. hilariana* ($F = 1,46$, $p = 0,26$; figura 8.6a). Por sua vez, o acesso da macrofauna do solo aos detritos foliares se mostrou bastante relevante para a decomposição ($F = 22,26$; $p < 0,001$; figura 8.6a), de um modo geral, potencializando-a. Porém, esse efeito da macrofauna é dependente do tipo de moita ($F = 13,40$; $p < 0,01$), tendendo a potencializar a decomposição dos detritos foliares apenas nas moitas sem *C. hilariana*.

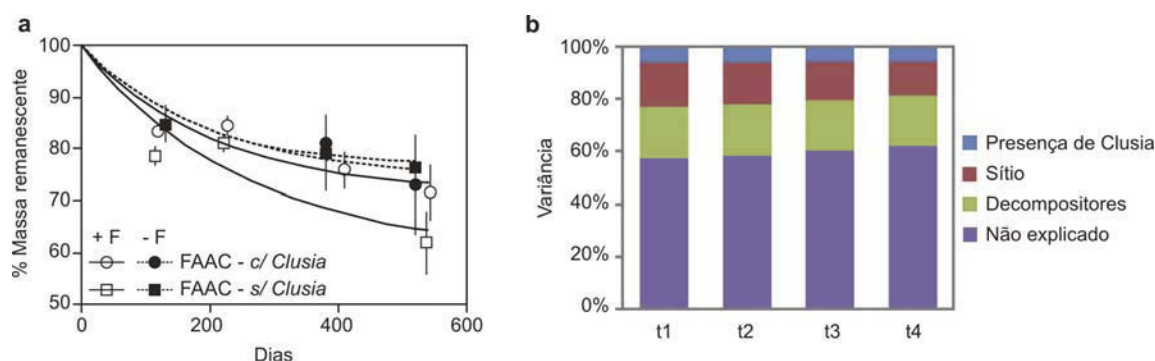


FIGURA 8.6 (a) Decomposição dos detritos foliares de FAAC com (c/*Clusia*) e sem (s/*Clusia*) dominância de *Clusia* na presença (+F) e na ausência (-F) da macrofauna de solo. Símbolos e barras indicam valores médios $\pm$ erro padrão. (b) Contribuição (%) dos fatores para a variância na decomposição ao longo do tempo.

Isso sugere que os detritos nas moitas contendo *C. hilariana* são altamente refratários para a fauna do solo e, portanto, os microdecompositores seriam os principais responsáveis pela decomposição observada ao longo de todo o período, ao passo que a fauna teria importância considerável para a decomposição nas moitas sem *C. hilariana*, com detritos mais lábeis. Esses resultados reforçam o efeito da presença de *C. hilariana* na diminuição das taxas de decomposição, dado o seu caráter refratário, e corroboram que o efeito da fauna depende menos das distinções nas condições abióticas das fitofisionomias e mais da qualidade dos detritos presentes na serrapilheira. Logo, a ausência de *C. hilariana* pode acelerar a ciclagem de nutrientes nas moitas de FAAC, e esse efeito é mediado principalmente pela fauna do solo.

Esse efeito da fauna, por sua vez, é mediado pela incorporação de nutrientes pela microbiota do solo (Brito et al. 2018). Esses autores demonstraram que a microbiota do solo não foi capaz de acumular N durante a decomposição do C no início do processo nas moitas com *C. hilariana*, ao contrário do observado em moitas sem *C. hilariana*, em que a rápida incorporação de N potencializou as perdas de C. Assim, *C. hilariana* parece afetar também o potencial dos microrganismos na imobilização de N e consumo de C, reforçando o seu efeito em promover a lenta liberação de nutrientes, o que é particularmente importante para a absorção e o desenvolvimento de plantas de sub-bosque no solo oligotrófico da restinga em longo prazo (Dias, 2008).

A análise de partição de variâncias reforça que as variações na comunidade decompositora são o aspecto mais importante para as diferenças na decomposição ao longo do período de estudo (figura 8.6b). Estes resultados corroboram que há um controle predominantemente biótico nos estágios iniciais de decomposição (García-Palacios et al. 2016). Essa análise destacou também que há considerá-

vel variação na decomposição dentro de cada tipo de moita (sítios de FAAC com ou sem *C. hilariana*) mais do que entre moitas, em todos os intervalos. Porém, a contribuição dos fatores pouco varia ao longo do tempo, ou seja, a importância dos decompositores, da presença de *C. hilariana* nas moitas e dos sítios em cada moita, se mantém constante ao longo dos 540 dias de experimento, sugerindo que há uma estabilidade dos efeitos desses fatores ao longo de toda a duração dos estágios iniciais da decomposição em FAAC.

8.4.4 Efeito do Estágio de Vida de *Clusia hilariana* nas Moitas

O estágio de vida de *C. hilariana* reflete nas condições microclimáticas das moitas, em virtude das diferenças impostas a sua arquitetura (Ramos 2003, Silva 2003, Scarano et al. 2004). Estudos considerando sete anos de produção de serrapilheira em moitas adultas (MCA) e senescentes (MCS) de *C. hilariana* na FAAC (de outubro de 2001 a outubro de 2008) evidenciaram a importância da contribuição de folhas de *C. hilariana* na produção e no aporte de nutrientes, principalmente nas MCA, que sempre apresentaram maior produção de serrapilheira, na qual a contribuição de folhas de *C. hilariana* chegou a 70 % do total da serrapilheira produzida (Silva 2003, Villela et al. 2020). Embora a estrutura das copas das árvores de *C. hilariana* seja similar entre os tipos de moitas, o índice de área foliar tende a ser maior na MCA (Mantuano 2003), o que reflete na sua produção de serrapilheira. Isso repercute em um maior aporte de N e outros macronutrientes em MCA, apesar das baixas concentrações de N e do alto valor C/N nos detritos de *C. hilariana* (Silva 2003, Villela et al. 2020).

Sendo assim, a importância do estágio de vida de *C. hilariana* para a decomposição de detritos foliares também foi avaliada em MCA e MCS, esperando maior decomposição em MCA, dado o maior aporte de nutrientes e biomassa (Fang et al. 2015). Este estudo iniciou-se em novembro de 2004 e perdurou por aproximadamente três anos (1 059 dias). A metodologia para produção desses dados utilizou *litterbags* de malha 1 mm, com malha lateral de 10 mm de diâmetro para permitir acesso da macrofauna do solo contendo detritos foliares de *C. hilariana* (Villela e Proctor 2002), que foram amostradas em 16 tempos posteriores (Bonadiman 2007, Souza 2008, Villela et al. 2020). Entretanto, com o intuito de comparação com os demais trabalhos deste capítulo, foram aqui utilizados cinco intervalos de coleta: 30, 183, 373, 610 e 1 059 dias.

Foi observado que a decomposição dos detritos foliares de *C. hilariana* não varia em função do grau de senescência da moita ($F = 4,48$; $p = 0,061$), apenas em função do tempo ($F = 678,2$; $p < 0,001$; figura 8.7a). A análise de partição de variâncias também apontou que variações no grau de senescência de *C. hilariana* nas moitas, bem como a variabilidade entre moitas, pouco afetam as variações na decomposição (figura 8.7b). Esses resultados, a princípio, não corroboram as hipóteses bastante discutidas na bibliografia de que *C. hilariana* atua como espécie facilitadora. Villela et al. (2020) discutem o tema em profundidade ao evidenciar que, pelo menos para as MCA, houve um aumento na taxa de decomposição no primeiro ano de experimento (373 dias), quando a decomposição de folhas de *C. hilariana* foi de 31 %, nas MCA, e de 26 %, nas MCS. Cabe destacar que a fração residual não explicada no modelo foi bastante considerável, de forma que efeitos de variação na decomposição podem ser oriundos de um conjunto de fatores, relacionados tanto à qualidade da serrapilheira quanto às condições abióticas e biológicas nas moitas (como discutido nas seções 8.4.1, 8.4.2 e 8.4.3).

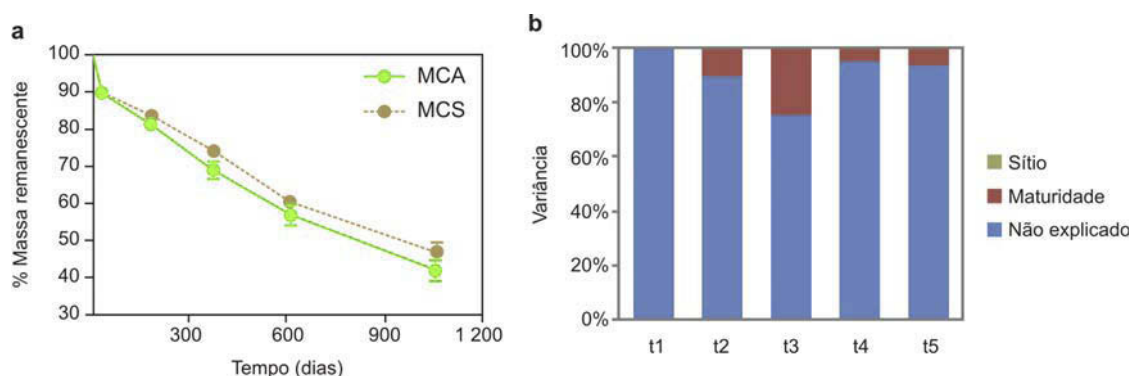


FIGURA 8.7 (a) Decomposição de foliares de *C. hilariana* da serrapilheira, em moitas adultas (MCA) e senescentes (MCS) ao longo de 1 059 dias. Círculos e barras indicam valores médios $\pm$ erro padrão ($n = 6$). (b) Contribuição (%) dos fatores para a variância na decomposição ao longo do tempo.

Sabe-se que a maioria do material lábil é mineralizado nas primeiras etapas do processo de decomposição da serrapilheira (Swift e Anderson 1989). Portanto, a decomposição mais acelerada das folhas de *C. hilariana* nas MCA que em MCS no primeiro ano pode ser uma consequência da influência do ambiente, tal como temperatura e umidade, que são em geral mais propícias à decomposição nas MCA, o que pode ter acelerado o processo de decomposição das folhas nessas moitas. Entretanto, depois dessas etapas iniciais, o material mais recalcitrante é predominante (Swift e Anderson 1989), o qual se decompõe mais lentamente e tende a se igualar entre os tipos de moitas da FAAC, independente do estágio de maturação da *C. hilariana*, até o final do experimento.

A produção de serrapilheira tem demonstrado ser um preditor mais eficiente dos efeitos de espécies arbóreas na ciclagem de nutrientes do que o processo de decomposição da serrapilheira (Prescott 2002, Navarro-Cano et al. 2019), o que parece ser o caso da *Clusia hilariana* no PARNA Jurubatiba, já que a decomposição de folhas dessa espécie-chave não explica claramente as diferenças na produção de serrapilheira e o aporte de nutrientes entre os estágios sucessionais das moitas.

8.5 AMBIENTES TERRESTRES E AQUÁTICOS NO CONTEXTO DA DECOMPOSIÇÃO

Além de constituir um mosaico de fitofisionomias distintas, as restingas são compostas pela interposição de lagoas costeiras, fruto do afloramento do lençol freático ou de canais escavados por antigos deltas de rios, que ainda recebem ou não as drenagens oriundas de regiões continentais. Esses ecossistemas aquáticos, em geral, são lênticos (com pouca renovação da água), rasos, oligotróficos, de água escura (fruto da solubilização do C oriundo da decomposição parcial dos detritos na restinga do entorno) e variando principalmente de *doce* ($< 0,5$ ppt) a *salobra* (de 0,5 a 30 ppt), podendo eventualmente ser de água *salgada* (> 30 ppt) ou mesmo *hipersalina* (> 40 ppt), devido a intrusões marinhas nesses sistemas (Caliman et al. 2010). Além de constituírem uma importante fonte de recursos hídricos, essas lagoas são responsáveis pela ciclagem de parte considerável do C produzido pela vegetação de restinga, tanto na forma dissolvida quanto particulada (Suhett et al. 2013).

Uma vez que o processo de decomposição tende a ser limitado pela disponibilidade de água, um aspecto muito comum na restinga, testamos as hipóteses de que a decomposição dos detritos vegetais é maior no ecossistema aquático do que no terrestre. A disponibilidade de água pode promover a lixiviação de parte da matéria orgânica contida nos detritos, e atua também no “amolecimento” das fibras vegetais e favorece a rápida colonização por microrganismos que condicionam os detritos para a ação de macrodecompositores (Webster et al. 1986). Além disso, tanto o nitrogênio (N) quanto o

fósforo (P) tendem a ser limitantes nos solos de restinga e nas lagoas costeiras, mas em diferentes graus. Ficou demonstrado que o crescimento bacteriano nas lagoas costeiras é limitado por P e por C lábil, mas não por N (Farjalla et al. 2002). Por sua vez, Brito et al. (2018) acharam maiores concentrações de N no solo do sítio que apresentava a menor decomposição (na presença de *C. hilariana*), sugerindo menor limitação aos processos degradativos por esse nutriente. Assim, as exigências dos decompositores podem ser distintas nos diferentes sistemas, e, logo, a qualidade dos detritos deve ser um aspecto fundamental para as diferenças na decomposição entre os sistemas. Com base no exposto avaliamos como a razão estequiométrica entre os elementos N e P dos detritos afeta a decomposição em ambos os sistemas, e se explicam as diferenças nas razões de decaimento entre eles.

Para isso, Gripp (2018) realizou um experimento para avaliar as taxas de decomposição dos detritos de 25 espécies de plantas terrestres de restinga em dois contextos ambientais: (i) em ambiente aquático, na Lagoa de Jurubatiba; e (ii) em ambiente terrestre, em trechos de mata adjacentes a esta lagoa, sendo selecionadas quatro áreas próximas aos “braços” paralelos da lagoa para disposição do experimento. O experimento foi realizado com detritos foliares que consistiam em folhas senescentes de espécies vegetais com ampla distribuição neste ecossistema, incubadas em *litterbags* de malha 5 mm. A duração foi padronizada até que a espécie mais lábil atingisse o mesmo estágio (~ 40-50 % de perda de peso) em ambos os ambientes, o que levou cerca de seis meses no ambiente terrestre e quatro meses no ambiente aquático. Como medida de decomposição foi estimada a porcentagem de massa remanescente ao final de um ano, de modo a permitir comparações entre os sistemas. Também foi estimado o Efeito do Ambiente Aquático (EAA) (ver seção 8.2).

As variações nos ambientes e entre as espécies explicam a maior parte da variância, quase que igualmente (37,4 % e 37,0 %, respectivamente), ao passo que a variação entre os blocos explica 16,4 %, restando uma pequena fração da variância não explicada pelo modelo. Os resultados apontaram um forte efeito do ambiente, sendo que a decomposição foi maior no ambiente aquático que no terrestre ($F = 407,7$, $p < 0,0001$; figura 8.8a). Porém, essa distinção entre os ambientes varia de espécie para espécie ($F = 4,75$, $p < 0,0001$; figura 8.8a-b). A massa remanescente no ambiente aquático é, em média, 60 % menor que no ambiente terrestre, variando de menos de 13,4 %, para *Inga maritima*, a 207,8 % para *Dalbergia* sp. (figura 8.8b). Apenas para quatro das 25 espécies (*Andira legalis* (Vell.) Toledo, *Coccoloba arborescens* (Vell.) How., *Gaylussacia brasiliensis* (Spreng.) Meisn., e *Melanopsidium Nigrum* Colla) essa tendência não foi significativa (figura 8.8b). Isso reforça a importância da disponibilidade de água no processo de decomposição dos detritos. A baixa capacidade de retenção de água do solo arenoso pode submeter a comunidade de decompositores a curtos períodos de disponibilidade de água. Dessa forma, apesar de a precipitação não ser baixa (1 250 mm) e a estação seca ser pouco marcada, a comunidade de decompositores das restingas do Norte Fluminense pode ser submetida a períodos de escassez de água ao longo de todo o ano, o que resultaria em uma baixa taxa de decomposição. Porém, há de se considerar que a biota decompositora tende a ser distinta entre ambos os sistemas e, potencialmente, sujeita a diferentes limitações.

Assim, padronizando a qualidade da serrapilheira, foi possível avaliar como as características das diferentes espécies afetam a decomposição em cada ambiente. Foi possível notar que uma maior razão N:P dos detritos tende a retardar a perda de peso no ambiente aquático, mas não afeta a decomposição no ambiente terrestre (figura 8.8c). As concentrações de P também afetam positivamente a perda de peso no ambiente aquático, ao passo que as concentrações de N não afetam a decomposição em nenhum dos sistemas (dados não apresentados). Porém, a razão N:P não explica as diferenças na decomposição aquático e terrestre (EAA; $F = 2,5$; $R^2 = 0,098$; $p = 0,127$; figura 8.8d), a menos que se elimine os resultados de *Dalbergia* sp. do conjunto de dados, que parece ser um *outlier*, uma vez que destoa muito dos demais resultados. Nesse caso, o efeito relativo do ambiente aquático (EAA)

na decomposição tende a ser maior para detritos com maiores concentrações de P em relação a N ($F = 7,59$; $R^2 = 0,256$; $p = 0,012$). Esses resultados corroboram nossa expectativa de que as limitações por P na decomposição são maiores nas lagoas costeiras, e que o efeito do ecossistema (aquático em relação ao terrestre) na decomposição seria mediado pela qualidade do detrito, aumentando quanto maior for a concentração de P em relação a N nos detritos das espécies.

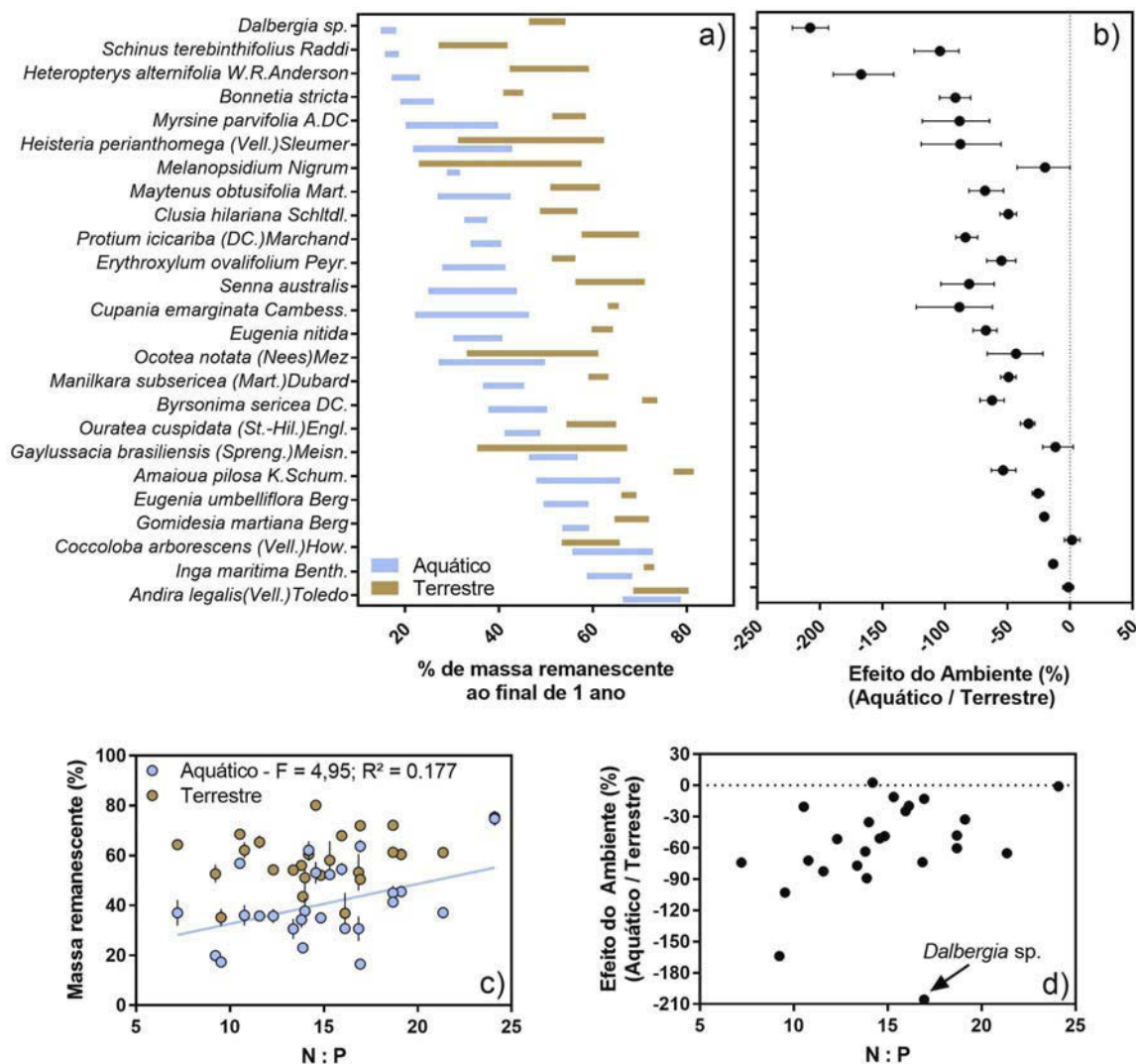


FIGURA 8.8 (a) Decomposição, expressa como porcentagem de massa remanescente anual, dos detritos foliares de 25 espécies de plantas do estrato arbóreo-arbustivo de restinga em ambientes aquático (Lagoa de Jurubatiba) e terrestre (solo de mata). (b) Efeito do ambiente aquático relativo ao ambiente terrestre na decomposição das 25 espécies. (c) Efeito da razão N:P na decomposição em ambientes aquático e terrestre, e (d) Efeito da razão N:P na magnitude do efeito do ambiente aquático relativo ao ambiente terrestre (EAA). Em (a), barras indicam valores mínimos e máximos. Em (c), círculos indicam valores médios, e barras indicam o erro padrão ($n = 4$). Em (c), valores da estatística F e R^2 estão indicados para o ambiente aquático, para o qual os efeitos da razão N:P mostram-se significativos.

8.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conjuntamente, os estudos permitem concluir que a qualidade dos detritos é um dos fatores mais determinantes para a decomposição na restinga. Dentro de um mesmo domínio climático, é esperado que haja uma mudança na preponderância de fatores climáticos para fatores bióticos na determinação das taxas de decomposição, dentre eles a qualidade dos detritos (Lavelle et al. 1993, Aerts 1997). Quando a qualidade do detrito vegetal é controlada, fatores como as variações nas condições locais e, principalmente, o acesso da fauna decompositora aumentam em importância. As variações nas condições ambientais, principalmente na umidade/disponibilidade de água, são determinantes da decomposição na restinga, o que foi comprovado tanto ao se comparar às quatro fitofisionomias (distintas quanto à composição de espécies e ao grau de umidade no solo, entre outros) quanto ambientes aquáticos e terrestres do PARNA de Jurubatiba.

O acesso da fauna do solo tem sido apontado como um importante potencializador das taxas de decomposição da serrapilheira (Lavelle e Spain 2001, Ball et al. 2014), porém, seu efeito depende principalmente da composição de espécies (Gießelmann et al. 2010, Castanho et al. 2012). Como demonstrado, o efeito da fauna na decomposição é semelhante entre mata e moitas de FAAC *sem C. hilariana*, mas se reduz nas moitas de FAAC *com C. hilariana*. Isso mostra que o efeito dos macrodecompositores é menos dependente das distinções nas condições abióticas das fitofisionomias e mais dependente da estrutura e da composição do detrito, provavelmente, porque a presença de *C. hilariana* reduz a biomassa microbiana no solo, que seria consumida pelos macrodecompositores.

Apesar de se constatar que a presença de *C. hilariana* reflete um retardo das taxas de decomposição e ciclagem de nutrientes em curto prazo, isso reforça a importância dessa espécie para a dinâmica do sistema, não apenas por ser abundante na serrapilheira por possuir o dobro da biomassa foliar neste compartimento que no estoque de biomassa viva (Silva 2006, Dias e Scarano 2007), mas também por garantir a lenta disponibilização dos nutrientes, repercutindo em uma estratégia conservativa no uso de nutrientes dentro das moitas, o que é fundamental para o crescimento das plantas em solos sujeitos a percolação de água e perda de nutrientes, como os de restinga (Brito et al. 2018), e para a manutenção da diversidade de plantas do sub-bosque desse sistema (Ramos 2003, Dias et al. 2005).

Pequenas variações na estrutura e na composição da comunidade vegetal geram alterações na serrapilheira, afetando sua decomposição. Dessa forma, há homogeneidade nas condições ambientais dentro das moitas de FAAC, mas grande heterogeneidade entre essas moitas, bem como entre as fitofisionomias e os ecossistemas da restinga. A importância das espécies para a ciclagem de nutrientes é determinada pela avaliação conjunta do quanto a espécie contribui em biomassa para a serrapilheira e da taxa de decomposição do seu detrito. Dessa forma, as espécies se distribuem ao longo de um contínuo funcional que prevê sua importância para a ciclagem de nutrientes, indo desde espécies que contribuem com grande quantidade para o aporte de detritos e possuem rápida decomposição (*i.e.*, muito importantes para a ciclagem) até as espécies que contribuem com pouca quantidade para o aporte de detritos e decomposição lenta (*i.e.*, pouco importantes para a ciclagem). Tais informações têm importantes repercussões para o entendimento da importância funcional da diversidade de detritos sobre o processo de decomposição e ciclagem de nutrientes. Porém, ainda são poucos os trabalhos que avaliaram os efeitos interativos de mistura de folhas de espécies distintas de restinga na decomposição (Dias 2008, Gripp et al. 2018) quando comparados com trabalhos que investigaram esse processo para espécies individualmente.

A mistura de espécies pode alterar a dinâmica da ciclagem de alguns elementos como C e N (Handa et al. 2014) e determinar diferenças na perda de massa, podendo aumentar, diminuir ou não afetar a taxa de decomposição, sendo difícil prever a decomposição das espécies a partir das taxas individuais (Wardle et al. 1997, Gartner and Cardon 2004). A mistura de detritos de diferentes

espécies é um cenário mais realístico para avaliação da decomposição em ecossistemas de restinga, consideravelmente biodiversos. Porém, trazem grande complexidade a dinâmica do C e nutrientes nesse sistema, aumentando o desafio de se modelar e extrapolar resultados para diferentes escalas espaciais (sítios dentro das moitas, entre as moitas, entre áreas e fitofisionomias, etc.). Logo, estudos que contemplem os efeitos da diversidade biológica – seja taxonômica, funcional ou filogenética – para a decomposição dos detritos de restinga e que avaliem como a heterogeneidade temporal e espacial da estrutura da vegetação e das características foliares afetam a decomposição são necessários, principalmente, contemplando a importância de diferentes contextos ambientais nesse sistema.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer a todos que fizeram parte dos projetos de levantamento de dados considerados no presente capítulo, em especial a Gisele Bonadiaz, Raphael Souza, Laís M. Faria, Antônio Taveira, Jorge Gabriel Genovez e Marcos Paulo Barros. Uma parte deste trabalho foi realizada dentro da iniciativa TeaComposition, sendo os sacos de chá Lipton patrocinados pela Unilever, a quem somos muito gratos, e em especial a Ika Djukic. Cabe aqui registrar que, apesar de este produto ser a síntese de trabalhos financiados essencialmente pelo Projeto Ecológico de longa duração do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (PELD-CNPq), muitas iniciativas foram também apoiadas por recursos do órgão estadual de fomento (FAPERJ), órgãos internacionais, como Deutscher Akademischer Austausch Dienst (DAAD), além de envolver diversos alunos que receberam bolsas da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a quem somos muito gratos.

REFERÊNCIAS

- Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. – *Oikos*: 439-449.
- Araújo, D. D. e Henriques, R. P. 1984. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. Restingas: origem, estrutura e processos. CEUFF, pp. 159-193.
- Araújo, D. D. et al. 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da restinga de Jurubatiba. – In: Esteves, F. A et al. (eds.) *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da restinga de Jurubatiba e do município de Macaé-RJ.*, pp. 39-62.
- Augusto, L. et al. 2015. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. – *Biological Reviews* 90: 444-466.
- Ayres, E. et al. 2009. Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests. – *Soil Biology and Biochemistry* 41: 606-610.
- Ball, B. A. et al. 2014. The influence of litter composition across the litter-soil interface on mass loss, nitrogen dynamics and the decomposer community – *Soil Biology and Biochemistry* 69: 71-82.
- Barbosa, E. R. et al. 2014. Short-term effect of nutrient availability and rainfall distribution on biomass production and leaf nutrient content of savanna tree species. – *PLOS one* 9: e92619.
- Berg, B. et al. 2000. Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. – *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1136-1147.
- Berg, B. e Laskowski, R. 2005. Litter fall. – *Advances in Ecological Research* 38: 19-71.

- Bonadiman, G. 2007. Decomposição e liberação de nutrientes de folhas de *Clusia hilariana* Schlth (Clusiaceae) em moitas da formação Arbustiva Aberta de *Clusia* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. – Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes. p. 109.
- Brito, L. d. S. 2015. Avaliação do aporte e decomposição da serapilheira e lixiviação de nutrientes em duas fitofisionomias de uma restinga do Norte Fluminense. Programa de Pós- Graduação em Ciências Ambientais e Conservação. – Universidade Federal do Rio de Janeiro – Campus UFRJ-Macaé Professor Aloisio Teixeira, p. 83.
- Brito, L. d. S. et al. 2018. Matter turnover in the oligotrophic restinga ecosystem and the importance of the key species *Clusia hilariana*. – *Biota Neotropica* 18: 1-10.
- Bruijnzeel, L. 1991. Nutrient input-output budgets of tropical forest ecosystems: a review. – *Journal of Tropical Ecology* 7: 1-24.
- Caliman, A. et al. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. – *Brazilian Journal of Biology* 70: 803-814.
- Camenzind, T. et al. 2018. Nutrient limitation of soil microbial processes in tropical forests. – *Ecological Monographs* 88: 4-21.
- Caris, E. A. P. et al. 2013. Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. – *Rodriguésia* 64: 747-755.
- Castanho, C. T. et al. 2012. The importance of mesofauna and decomposition environment on leaf decomposition in three forests in southeastern Brazil. – *Plant ecology* 213: 1303-1313.
- Cebrian, J. 1999. Patterns in the fate of production in plant communities. – *The American Naturalist* 154: 449-468.
- Coq, S. et al. 2010. Interspecific variation in leaf litter tannins drives decomposition in a tropical rain forest of French Guiana. – *Ecology* 91: 2080-2091.
- Cornejo, F. H. et al. 1994. Tropical forest litter decomposition under seasonal drought: nutrient release, fungi and bacteria. – *Oikos* 70: 183-190.
- Cornwell, W. K. et al. 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. – *Ecology letters* 11: 1065-1071.
- Dias, A. T. C. 2008. O papel das espécies da restinga aberta arbustiva de *Clusia* no funcionamento do ecossistema. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. – Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 110.
- Dias, A. T. C. and Scarano, F. R. 2007. *Clusia* as nurse plant. *Clusia: a woody neotropical genus with remarkable plasticity and diversity*. Springer, pp. 55-71.
- Dias, A. T. C. et al. 2005. Canopy composition influencing plant patch dynamics in a Brazilian sandy coastal plain. – *Journal of Tropical Ecology* 21: 343-347.
- Diaz, S. et al. 2004. The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. – *Journal of vegetation science* 15: 295-304.
- Djukic, I. et al. 2018. Early stage litter decomposition across biomes. – 628: 1369-1394.
- Fang, X. et al. 2015. Increased litter input increases litter decomposition and soil respiration but has minor effects on soil organic carbon in subtropical forests. – *Plant & Soil* 392: 139-153.

- Farjalla, V. F. et al. 2002. The relationship between DOC and planktonic bacteria in tropical coastal lagoons. – 156: 97-119.
- Freschet, G. T. et al. 2012. Multiple mechanisms for trait effects on litter decomposition: moving beyond home-field advantage with a new hypothesis. – *Journal of Ecology* 100: 619-630.
- García-Palacios, P. et al. 2016. Temporal dynamics of biotic and abiotic drivers of litter decomposition. – *Ecology letters* 19: 554-563.
- Gartner, T. B. e Cardon, Z. G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. – *Oikos* 104: 230-246.
- Gartner, T. B. e Cardon, Z. G. 2006. Site of leaf origin affects how mixed litter decomposes. – *Soil Biology & Biochemistry* 38: 2307-2317.
- Gießelmann, U. C. et al. 2010. Diversity and ecosystem functioning: litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. – *Applied Soil Ecology* 46: 283-290.
- Grime, J. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. – *Journal of Ecology* 86: 902-910.
- Gripp, A. R. et al. 2023a. Padrões fenológicos da produção e disponibilidade de componentes vegetais das espécies da Formação Aberta Arbustiva de Clusia. In: Gonçalves, P. R., Petry, A. C., Martins, R. L., Esteves, F. A. (Eds.). *Dimensões ecológicas, geológicas e humanas em estudos de longa duração no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba*. 137 – 164pp.
- Gripp, A. R. et al. 2023b. Daily Variation on Soil Moisture and Temperature on Three Restinga Plant Formations. – *Air, Soil and Water Research*, 16: 11786221231154105.
- Gripp, A. et al. 2020. Precipitation deficits and high temperature increase leaf litterfall in an open restinga vegetation, in southern brazil. – *Oecologia australis*.
- Gripp, A. R. 2018. Efeitos da diversidade de detritos sobre a sua decomposição: Importância de características dinâmicas do contexto ambiental, da fenologia das espécies e da estrutura da comunidade. Departamento de Ecologia. – Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 163.
- Gripp, A. R. et al. 2018. Weak to no effects of litter biomass and mixing on litter decomposition in a seasonally dry tropical forest. – *Pedobiologia* 68: 20-23.
- Handa, I. T., et al. 2014. Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes. – *Nature* 509: 218.
- Hättenschwiler, S. et al. 2008. High variation in foliage and leaf litter chemistry among 45 tree species of a neotropical rainforest community. – *New Phytologist* 179: 165-175.
- Hättenschwiler, S. et al. 2011. Leaf traits and decomposition in tropical rainforests: revisiting some commonly held views and towards a new hypothesis. – *New Phytologist* 189: 950-965.
- Hättenschwiler, S. e Vitousek, P. M. 2000. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. – *Trends in ecology & evolution* 15: 238-243.
- Hay, J. D. e Lacerda, L. D. 1984. Ciclagem de Nutrientes no Ecossistema de Restinga. – In: Lacerda, L. D., Araújo, D.S.D., Cerqueira, R. and Turq, B. (ed.) *Restingas: Origem, Estrutura, Processos*. CEUFF, pp. 459-473.
- Hoffman, G. E. e Schadt, E. E. J. B. b. 2016. variancePartition: interpreting drivers of variation in complex gene expression studies. – 17: 483.
- Jaramillo, V. J. et al. 2011. Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. *Seasonally dry tropical forests*. Springer, pp. 109-128.

- Jordan, C. F. 1985. Nutrient cycling in tropical forest ecosystems. Principles and their application in management and conservation. – John Wiley & Sons.
- Kazakou, E. et al. 2006. Co-variations in litter decomposition, leaf traits and plant growth in species from a Mediterranean old-field succession. – *Functional Ecology* 20: 21-30.
- Keuskamp, J. A. et al. 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. – *Methods in Ecology & Evolution* 4: 1070-1075.
- Lavelle, P. et al. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. – *Biotropica*: 130-150.
- Lavelle, P. e Spain, A. 2001. Soil ecology. – Kluwer Scientific Publications.
- Lourenço, J. J. e Cuzzuol, G. 2009. Caracterização de solos de duas formações de restinga e sua influência na constituição química foliar de *Passiflora mucronata* Lam. (Passifloraceae) e *Canavalia rosea* (Sw.) DC. (Fabaceae). – *Acta Botânica Brasilica* 23: 239-246.
- Magnano, L. et al. 2010. Gradiente fitofisionômico-edáfico em formações florestais de Restinga no Sudeste do Brasil. – *Acta Botanica Brasilica* 24: 734-746.
- Makkonen, M. et al. 2012. Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient. – *Ecology letters* 15: 1033-1041.
- Mantuano, D. 2003. Distribuição espacial e ecofisiologia do sub-bosque das moitas da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* em resposta a diminuição da cobertura da espécie-focal *Clusia hilariana* no PARNA da Restinga de Jurubatiba. PPGE. – Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Menezes, L. T. F. e Araujo, D. S. D. 1999. Estrutura de duas formações vegetais do cordão externo da restinga de Marambaia, RJ. *Acta Bot. Bras.* [online] 13(2):223-235.
- Navarro-Cano, J. A. et al. 2019. Additive effects of nurse and facilitated plants on ecosystem functions. – *Journal of Ecology* 107: 2587-2597.
- Nogueira, L. E. G. D. 2020. Análise da estrutura taxonômica, filogenética e funcional da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação – Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Ordoñez, J. C. et al. 2009. A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. – *Global Ecology and Biogeography* 18: 137-149.
- Pimentel, M. 2002. Variação espacial na estrutura de comunidades vegetais da formação aberta de *Clusia* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil.
- Powers, J. S. et al. 2009. Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. – *Journal of Ecology* 97: 801-811.
- Prescott, C. 2002. The influence of the forest canopy on nutrient cycling. – *Tree physiology* 22: 1193-1200.
- Ramos, J. V. R. 2003. Facilitação ou Competição? O efeito da senescência de *Clusia hilariana* sobre o seu sub-bosque em ilhas de vegetação de restinga. Instituto de Biologia. – Universidade Federal do Rio de Janeiro.

- Santiago, L. S. 2007. Extending the leaf economics spectrum to decomposition: evidence from a tropical forest. – *Ecology* 88: 1126-1131.
- Scarano, F. R. C., P., Nascimento, M. T., Sampaio, M. C., Villela, D. M., Wendt, T. e Zaluar, H. L. T. 2004. Ecologia Vegetal: Integrando Ecossistema, Comunidades e Organismos. – In: C.F.D. da Rocha, F. A. E. F. R. S. o. (ed.) *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação*. RiMa, pp. 77-97.
- Silva, A. P. 2003. Solos e produção de serrapilheira em moitas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. – Universidade Estadual do Norte Fluminense, p. 78.
- Silva, A. S. 2006. Variação anual da produção de serrapilheira em moitas de *Clusia* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Centro de Biociências e Biotecnologia. – Universidade Estadual do Norte Fluminense, p. 1048.
- Souza, R. P. 2008. Decomposição foliar em moitas de *Clusia hilariana* Schltdl (Clusiaceae) no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Licenciatura em Biologia. – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos (UENF).
- Strickland, M. S. et al. 2009. Litter quality is in the eye of the beholder: initial decomposition rates as a function of inoculum characteristics. – *Functional Ecology* 23: 627-636.
- Suhett, A. L. et al. 2013. Origin, concentration, availability and fate of dissolved organic carbon in coastal lagoons of the Rio de Janeiro State. – 25: 326-340.
- Swift, M. et al. 1979. *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. – Blackwell Scientific Publications.
- Swift, M. J. e Anderson, J. M. 1989. Decomposition. – In: Lieth, H. e Weger, M. J. A. (eds.), *Ecosystems of the world*. Elsevier Science Publishers, p. 713.
- Team, R. C. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
- Umbelino, L. F. 2008. Fitossociologia e variabilidade espacial e temporal da superfície freática de solos de uma formação vegetal de restinga, Carapebus, RJ. PPGE. – Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 150.
- Veen, G. et al. 2015. Litter quality and environmental controls of home-field advantage effects on litter decomposition. – 124: 187-195.
- Villela, D. M. e Proctor, J. 2002. Leaf litter decomposition and monodominance in the *Peltogyne* forest of Maracá Island, Brazil. – *Biotropica* 34: 334-347.
- Villela, D. M. et al. 2020. *Clusia hilariana* a key species on nutrient cycling in sand dune vegetation thickets. – *Oecologia australis*.
- Wardle, D. et al. 1997. Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. – *Oikos*: 247-258.
- Webster, J. et al. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. – 17: 567-594.
- Zanne, A. E. et al. 2015. A deteriorating state of affairs: How endogenous and exogenous factors determine plant decay rates. – *Journal of Ecology* 103: 1421-1431.
- Zhang, D. et al. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. – *Journal of Plant Ecology* 1: 85-93.
- Zhang, H. et al. 2014. Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. – *Ecological Complexity* 20: 240-247.

9

PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO VOADORES DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

Monitoramento de Longa Duração e a
Influência de Variações Climáticas Plurianuais na
Abundância das Espécies

Pablo Rodrigues Gonçalves • Caryne Braga

Hudson Lemos • Stephane Batista

Helena G. Bergallo • Fernanda Martins-Hatano

William Corrêa Tavares • Leila Maria Pessôa

Título Curto

PEQUENOS MAMÍFEROS DO PARQUE NACIONAL
DA RESTINGA DE JURUBATIBA

RESUMO

Os pequenos mamíferos não voadores constituem um grupo diverso de espécies de marsupiais e pequenos roedores que exercem importantes funções ecológicas nos ecossistemas neotropicais. O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) tem sido alvo de numerosos estudos com pequenos mamíferos, abordando desde a ecologia populacional das espécies até a sua taxonomia, evolução e conservação. A partir dos dados acumulados entre 2001 e 2018 por diferentes grupos de pesquisa, o presente capítulo apresenta uma síntese sobre a composição e a riqueza de espécies de pequenos mamíferos do PNRJ e avalia a influência de fatores climáticos e bióticos na variação temporal de abundância das espécies. O monitoramento da comunidade, combinado com registros publicados na literatura, indica que o PNRJ está entre as dez áreas de proteção da Mata Atlântica mais ricas em espécies de pequenos mamíferos não voadores, abrigando 19 espécies (11 de roedores e oito de marsupiais), dentre as quais os roedores *Cerradomys goytaca* e *Trinomys eliasi* encontram-se ameaçados de extinção. A série de dados compreendeu três fases climáticas com diferentes regimes de pluviosidade e sazonalidade de chuvas, e apenas as abundâncias dos marsupiais *Didelphis aurita* e *Philander quica* responderam aos fatores climáticos e bióticos avaliados. O incremento populacional contínuo de *D. aurita* na fisionomia florestal do PNRJ foi influenciado pelo aumento da temperatura ao longo da série de anos mais secos, e afetou direta e negativamente a abundância de *P. quica*, cujo declínio teve influência também da menor pluviosidade ao longo da última fase climática do monitoramento. As abundâncias de outras espécies de pequenos mamíferos monitoradas não apresentaram relações perceptíveis com fatores climáticos, embora tenham apresentado tendências lineares de declínio ou incremento populacional ao longo do tempo. Os resultados sugerem que as respostas das espécies de pequenos mamíferos às mudanças ambientais de longo prazo são idiossincráticas e, portanto, dependem da espécie monitorada.

Palavras-chave: riqueza de espécies; restingas; mudanças climáticas; pluviosidade; ecologia de populações; interações inter-específicas.

9.1 INTRODUÇÃO

Os pequenos mamíferos não voadores, ou simplesmente pequenos mamíferos, aqui definidos como os marsupiais da família Didelphidae e os roedores das famílias Caviidae, Cricetidae, Echimyidae, Erethizontidae e Sciuridae com massa corporal inferior a 2,5 kg (Paglia et al. 2012, Gonçalves et al. 2018), compõem um elenco diverso de cerca de 120 espécies na Mata Atlântica. Numerosas espécies destas famílias de pequenos mamíferos são endêmicas a este bioma, frequentemente circunscritas a formações ou fisionomias vegetacionais particulares. Estima-se, por exemplo, que 5,5 % de todas as espécies destas cinco famílias no mundo estejam restritas exclusivamente à Mata Atlântica, que ocupa apenas 0,8 % da superfície do planeta (Myers et al. 2000, Wilson e Mittermeier 2015, Wilson et al. 2016). Estes números sugerem que a riqueza de espécies endêmicas de pequenos mamíferos, apresentada pela Mata Atlântica, é cerca de sete vezes maior do que a esperada a partir da área relativamente reduzida desse bioma, reforçando a singularidade de suas comunidades de mamíferos (Fonseca et al. 1999).

Além de apresentarem elevada diversidade na Mata Atlântica, os pequenos mamíferos são importantes componentes de teias tróficas. Há espécies folívoras, frugívoras, granívoras, carnívoras, e aquelas onívoras com dieta mais flexível. Essa flexibilidade é ilustrada principalmente pelos marsupiais didelídeos. Espécies como o gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*) ou a cuíca-de-quatro-olhos (*Philander quica*), por exemplo, podem predar vertebrados de menor porte, incluindo outras espécies de mamíferos, além de consumirem frutos e artrópodes em diferentes proporções (Casella et al. 2006, Vieira et al. 2006, Santori et al. 2015). Já as denticões especializadas de alguns roedores permitem o consumo de sementes de elevada dureza, especialmente aquelas oriundas de palmeiras que raramente são consumidas por outros mamíferos (Jansen et al. 2012). Algumas das sementes não comidas imediatamente são enterradas longe da planta-mãe para posterior consumo, e uma fração destas nunca é de fato consumida, abrindo possibilidade para a germinação de novas plântulas (Grenha et al. 2010). Dessa forma, as espécies de pequenos mamíferos atuam tanto como controladoras quanto como dispersoras de espécies vegetais, interferindo na composição e estrutura das comunidades locais de plantas (Galetti et al. 2006, 2015a).

As populações de pequenos mamíferos também afetam espécies de vertebrados de maior porte, constituindo fontes de alimento para aves de rapina e para mamíferos de níveis tróficos superiores (Gatti et al. 2006, González-Fischer et al. 2011). Por possuírem curtos tempos de geração, as populações de pequenos mamíferos podem sofrer alterações dramáticas em seu tamanho dentro de poucos anos, mas com consequências importantes para diversos níveis do ecossistema (Galetti et al. 2015a-b, Bovendorp et al. 2019). Essas propriedades ecológicas tornam o grupo útil para estudar as respostas da biodiversidade às mudanças ambientais.

Os fatores que influenciam as mudanças populacionais de uma espécie podem ser entendidos como endógenos ou exógenos (Berryman 2003). Os fatores endógenos incluem competição intra e interespecífica, variação de recursos alimentares, incidência de parasitas ou abundância de predadores. Esses fatores geralmente exercem influência na densidade populacional da espécie e são influenciados por ela de forma reversa, sendo, portanto, dependentes de densidade. Dentre esses fatores, a competição interespecífica foi considerada por alguns teóricos como um processo fundamental para determinar a coexistência de espécies dentro de um mesmo nível trófico (Vandermeer 1972, 1975). Da mesma forma, grande importância foi dada à predação como fator regulador das populações. Estudos clássicos no Hemisfério Norte demonstraram, por exemplo, como a abundância de lebres é influenciada pela densidade de linces e vice-versa, sugerindo uma forte associação entre as flutuações populacionais de presas e predadores (Elton 1924, 1927). Já na Mata Atlântica, a abundância do gambá

Didelphis aurita tem sido proposta como um possível fator regulador importante das comunidades de pequenos mamíferos, uma vez que este marsupial poderia atuar como competidor e/ou predador de outras espécies com porte corporal similar ou menor (Ceotto et al. 2009, Moura et al. 2009, Kuhn et al. 2019). Entretanto, as implicações dessas interações interespecíficas para a estruturação das comunidades de pequenos mamíferos da Mata Atlântica ainda são pouco compreendidas.

Ao contrário dos fatores endógenos, os fatores exógenos não sofrem as influências reversas das densidades populacionais, como é o caso de variações do clima. O sistema El Niño/La Niña de oscilação atmosférica no Hemisfério Sul destaca-se como um dos processos climáticos globais mais bem estudados quanto às suas implicações ecológicas (Stenseth et al. 2003). Os eventos extremos de El Niño são caracterizados pelo aquecimento das massas de ar e de água no leste do Pacífico, que provoca aumentos de precipitação na costa oeste da América do Sul, e causam alterações substanciais na produtividade primária e no crescimento populacional de pequenos mamíferos em ambientes áridos (Lima et al. 1999, Previtali et al. 2009, Meserve et al. 2011). Nas costas sudeste e sul do Brasil, os eventos de El Niño também afetam positivamente os níveis de precipitação, mas poucos estudos avaliaram o seu efeito sobre pequenos mamíferos (Ferreira et al. 2016). Os efeitos da precipitação sobre pequenos mamíferos são aparentemente complexos ou indiretos, afetando desde a demografia até a estruturação espacial das comunidades (Ferreira et al. 2016, Delciellos et al. 2017, 2018). Alguns estudos na Mata Atlântica propõem que os excedentes de chuvas durante a estação chuvosa teriam uma influência mais direta e clara nos crescimentos populacionais, por regular a disponibilidade de recursos alimentares à maioria das espécies (da Fonseca e Kierulff 1989, Bergallo e Magnusson 1999, 2002).

Dentre as fisionomias da Mata Atlântica, as restingas constituem sistemas ainda pouco estudados quanto à diversidade de pequenos mamíferos e particularmente interessantes para se avaliar a importância de fatores endógenos e exógenos na dinâmica populacional das espécies e nas mudanças temporais das comunidades. As restingas são planícies litorâneas criadas pela deposição de extensos cordões arenosos durante as transgressões marinhas do Quaternário (Suguio e Tessler 1984). Embora incluídas dentro do bioma da Mata Atlântica, as comunidades bióticas das restingas estão sujeitas a condições ambientais bem divergentes em relação às florestas ombrófilas e semidecíduais mais próximas à costa. As regiões mais úmidas da planície arenosa geralmente abrigam pequenos cordões florestais, mas o solo arenoso e a proximidade ao mar impõem condições de estresse hídrico, salinidade e temperatura elevadas que são predominantes na maior parte da planície arenosa (Araújo et al. 2004). Essas condições favorecem a ocupação de uma vegetação xerófitica ou de hábito arbustivo predominante ao longo dos cordões arenosos, compondo uma comunidade menos variada em espécies vegetais que as fisionomias florestais mais úmidas da Mata Atlântica (Pimentel et al. 2007). Essas condições dificultam a ocupação das formações mais áridas da restinga por pequenos mamíferos florestais, já que a maioria dessas espécies de mamíferos não apresenta adaptações fisiológicas à aridez e encontra menor variedade de recursos nessas formações (Cerqueira 2000, Vieira et al. 2015). Portanto, é possível que a variação na pluviosidade tenha um papel importante no controle das populações de pequenos mamíferos de restinga e em suas interações interespecíficas.

No presente capítulo, sintetizamos o conhecimento sobre a composição e a riqueza de espécies de pequenos mamíferos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), descrevemos as variações interanuais de abundância das espécies mais representativas, e avaliamos se as abundâncias das espécies responderam às variações interanuais de pluviosidade e temperatura e às mudanças na abundância de *Didelphis aurita*, a espécie de marsupial de maior porte presente na área e atualmente dominante. O PNRJ abriga a maior área de restinga protegida do Brasil e a sua rica mastofauna tem sido estudada há quase 20 anos mediante apoio do Programa PELD/CNPq. Ao reunir os dados

produzidos por diferentes grupos de pesquisa ao longo das últimas décadas, este capítulo faz então a primeira tentativa de integrar uma série temporal longa de dados coletados por diferentes grupos de pesquisa ao longo de quatro períodos (2001-2002, 2008, 2011-2014, 2016-2018), totalizando dez anos de dados sobre a riqueza, a composição e a abundância das espécies.

9.2 ÁREA DE ESTUDO

A Restinga de Jurubatiba, situada na costa Norte Fluminense entre as latitudes 22°06' e 22°18' S e longitudes 41°10' e 41°42' W, ocupa os municípios de Carapebus, Quissamã e Macaé. É a maior área contínua de restinga do estado do Rio de Janeiro com 23 884 hectares, estendendo-se por 44 km ao longo da costa e com largura variando entre 2 e 4 km para o interior do continente (Rocha et al. 2007). Cerca de 60 % desta área encontram-se dentro do PNRJ (14 860 hectares), criado em 1998 como o único parque nacional exclusivamente dedicado a preservar restingas (Esteves 2011).

Os estudos sobre pequenos mamíferos do PNRJ têm abordado temas variados, como diversidade, riqueza e composição de espécies (Bergallo et al. 2004, Pessôa et al. 2010, Lemos et al. 2015, Tavares et al. 2011), dinâmica populacional (Lemos e Gonçalves, 2015), parasitismo (Esbérard et al. 2005, Martins-Hatano et al. 2011), predação (Raíces e Bergallo 2010, Lemos et al. 2015), taxonomia (Tavares et al. 2011), evolução morfológica (Tavares et al. 2015, 2016) e conservação de espécies ameaçadas (ICMBio 2018). Os conhecimentos acumulados levaram ao reconhecimento de pelo menos quatro espécies de mamíferos ameaçadas de extinção presentes no PNRJ (Xavier 2016, ICMBio 2018), dentre as quais, os roedores *Cerradomys goytaca* e *Trinomys eliasi* são considerados respectivamente “Em Perigo” e “Vulnerável” no âmbito nacional (ICMBio 2014).

A restinga de Jurubatiba possui pelo menos dez comunidades vegetais diferentes que podem ser agrupadas em duas classificações mais amplas, denominadas Fisionomia Aberta Arbustiva (FAA) e Fisionomia Florestal de Restinga (FFR) (Araújo et al. 2004). Os dados de pequenos mamíferos analisados no presente capítulo foram coletados em formações pertencentes a ambas as fitofisionomias, FAA e FFR, localizadas entre a Lagoa Jurubatiba e a Lagoa Carapebus no PNRJ (figura 9.1). A FAA ocupa cerca de 32 % da área do PNRJ e é majoritariamente composta por ilhas de vegetação arbustiva-arbórea, por vezes dominadas por *Clusia hilariana* na formação aberta arbustiva de *Clusia*, ou por *Protium icicariba*, *Humiria balsamifera* e outras espécies lenhosas na formação arbustiva de Ericacea (Pimentel et al. 2007, Caris et al. 2013). As ilhas de vegetação na FAA encontram-se separadas por solo arenoso com esparsa cobertura herbácea. Já a FFR cobre aproximadamente 16 % da área do PNRJ e compreende as matas de cordão arenoso e as matas periódica e permanentemente inundadas, apresentando grande riqueza de espécies da família Myrtaceae (Araújo et al. 2004)

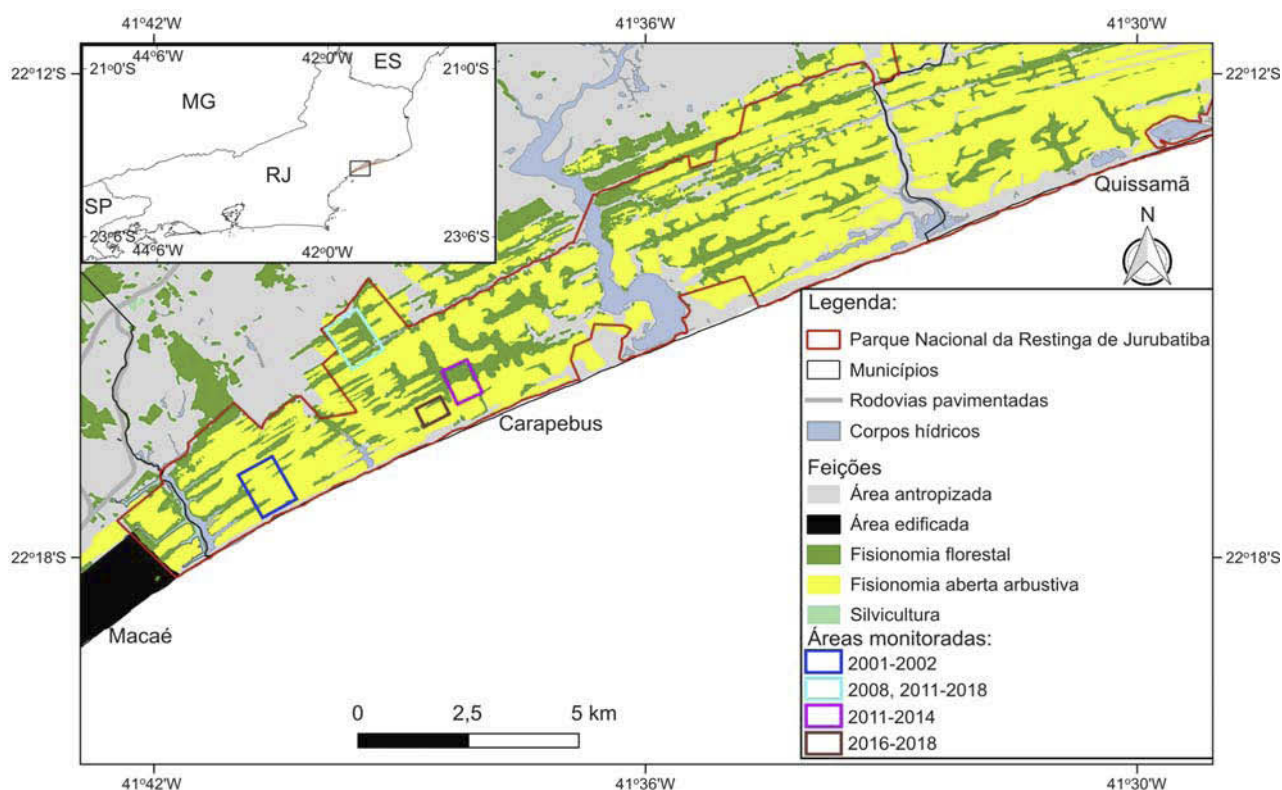


FIGURA 9.1 Fisionomias florestal e aberta arbustiva do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba onde as populações de pequenos mamíferos foram monitoradas entre 2001 e 2018.

9.3 CLIMA

Todos os dados climáticos para a região referentes à precipitação mensal e anual acumulada e à temperatura compensada média foram obtidos a partir da Estação Meteorológica de Campos dos Goytacazes (INMET). Para estimar uma média histórica de precipitação para a região, foram considerados os registros pluviométricos anuais entre os anos de 1961 e 2000. Esse período antecede a amostragem de pequenos mamíferos no PNRJ, realizada entre 2001 e 2018, e compreende uma série de dados de 30 anos, já que as décadas de 1980 e 1990 possuem anos sem medições completas. Foram calculados desvios anuais em relação à média histórica e diferenças médias de precipitação acumulada entre as estações chuvosas e secas.

De acordo com o sistema de Köppen, o clima da região é classificado como tropical chuvoso (Aw) devido à distribuição sazonal de chuvas ao longo do ano, apresentando menores precipitações entre os meses de maio e outubro e maiores entre novembro e abril (Alvares et al. 2013). As médias históricas de temperatura compensada média e de precipitação anual acumulada são de 23,9 °C e 967 mm, respectivamente. A diferença anual média de precipitação entre as estações chuvosa e seca é de 363,8 mm. A série de dados climáticos do período histórico (1961 a 2000) indica grande variação de pluviosidade entre os anos (figura 9.2). Os anos mais úmidos apresentaram precipitação acumulada variando de 1 000 a 1 500 mm, e os anos mais secos, de 400 a 1 000 mm. A década de 1990, que antecedeu o período de monitoramento, apresentou vários anos secos desde 1994, com precipitação inferior à média histórica. A temperatura média anual apresentou uma tendência de incremento e foi 0,67 °C superior à média histórica durante o período do monitoramento (2000-2018).

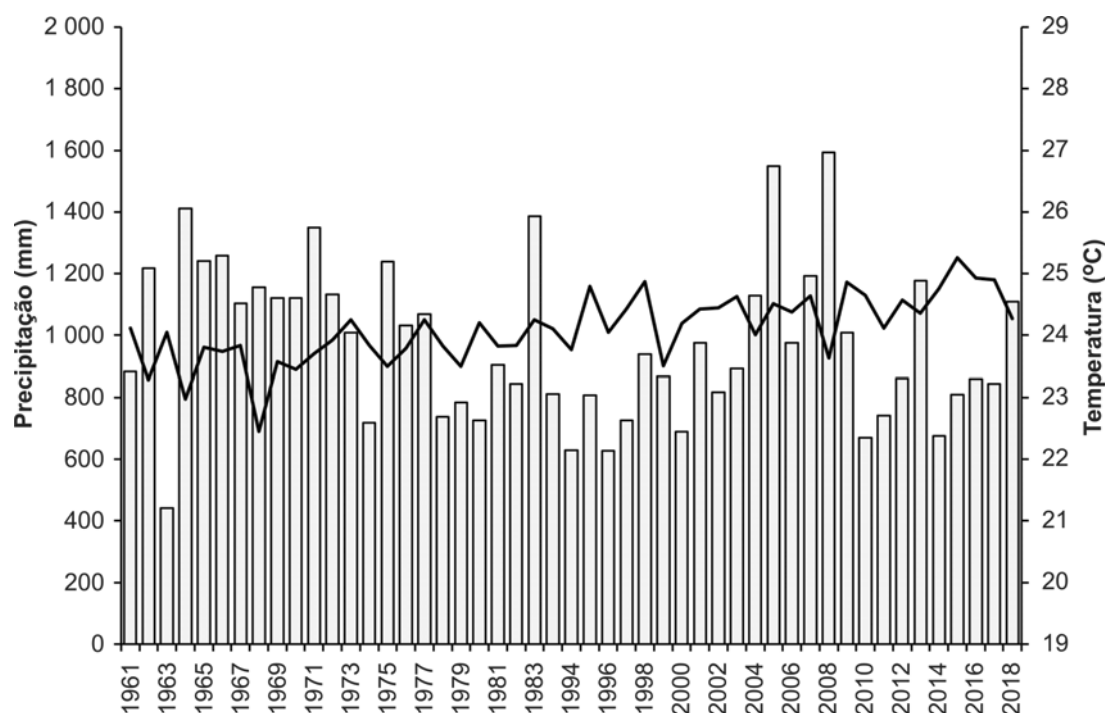


FIGURA 9.2 Variações na precipitação anual acumulada (barras) e na temperatura média anual (linha contínua) no litoral Norte Fluminense entre 1961 e 2018. A linha tracejada representa a média histórica (1961-2000) para ambas as variáveis climáticas. O monitoramento foi realizado entre 2001 e 2018. (Fonte: INMET)

9.4 MÉTODOS DE ESTUDO DOS PEQUENOS MAMÍFEROS

9.4.1 Amostragem

O monitoramento de pequenos mamíferos foi realizado em quatro etapas entre 2001 e 2018, conduzidas por diferentes grupos de pesquisa. Apesar das diferenças no esforço-amostral implementado e na localização dos transectos de captura (figura 9.1), todas as quatro etapas empregaram armadilhas de captura viva dos tipos Sherman e Tomahawk.

As coletas da primeira etapa foram realizadas de janeiro de 2001 a dezembro de 2002 pelo grupo de pesquisa da Dra. Helena G. Bergallo (UERJ) e contaram com campanhas bimestrais, totalizando um esforço de 13 120 armadilhas-noite, e amostrando formações florestais e diversas formações abertas. Estas últimas incluíam brejos, restinga pós-praia, FAA de *Clusia* e FAA de *Ericaceae*. Resultados sobre composição e distribuição espacial das espécies oriundos dessa primeira etapa de estudos foram discutidos por Bergallo et al. (2004, 2005).

A segunda etapa trata-se de uma coleta realizada em setembro de 2008 pelo grupo liderado pela Dra. Leila M. Pessôa (IB/UFRJ), empregando um esforço de 1 889 armadilhas-noite direcionado às FAAs de *Clusia* e às florestas periodicamente inundadas. Resultados oriundos desta coleta foram publicados por Pessôa et al. (2010), Tavares e Pessôa (2010), Tavares et al. (2011; 2015; 2016), e incluem a descrição da primeira espécie de mamífero endêmica de restingas no leste do Brasil, *Cerradomys goytaca* (Tavares, Pessôa e Gonçalves, 2011), hoje considerada ameaçada de extinção (“Em Perigo”; ICMBio 2014). Essa espécie havia sido identificada como *Oryzomys subflavus* (Martins-Hatano et al. 2001, Bergallo et al. 2004, 2005) ou *Cerradomys subflavus* (Grenha et al. 2010, Martins-Hatano et al. 2011) nos estudos anteriores.

A terceira etapa consistiu em coletas trimestrais realizadas entre maio de 2011 e maio de 2015 pelo grupo de trabalho do Dr. Pablo R. Gonçalves (NUPEM/UFRJ). O esforço-total aplicado foi de 21 680 armadilhas-noite, amostrando florestas periodicamente inundadas e a FAA de *Clusia*. Entre fevereiro de 2014 e maio de 2015, o método de amostragem foi complementado com o uso de armadilhas-de-queda, ou fojo (*pitfalls*), instaladas por uma equipe de herpetologia (Carmo et al. 2019) nas mesmas formações amostradas por armadilhas de captura viva, totalizando 3 528 baldes-noite. Resultados desse primeiro monitoramento foram discutidos em detalhe por Lemos (2013), Lemos e Gonçalves (2015), e Braga et al. (2023).

A quarta etapa consistiu em coletas bimestrais realizadas entre maio de 2016 e setembro de 2018 amostrando as mesmas formações da etapa anterior. Assim como na terceira etapa, a quarta etapa combinou o uso de armadilhas de captura viva com *pitfalls*. O esforço total dessa etapa foi de 21 920 armadilhas-noite e 3 528 baldes-noite. Resultados parciais dessa última etapa foram discutidos por Batista (2018).

As identificações taxonômicas das espécies e a nomenclatura adotada seguiram Patton et al. (2015) e Voss et al. (2009; 2018). Espécimes-testemunho de todas as espécies registradas ao longo do monitoramento encontram-se depositados nas coleções do Museu Nacional e do NUPEM/UFRJ.

9.4.2 Estimativas de Abundância

As populações de pequenos mamíferos foram estudadas pelo método de captura-marcação-recaptura ao longo de todas as etapas do monitoramento, com exceção da segunda, em que a maioria dos exemplares foi coletada para estudos taxonômicos e morfológicos. Nessa etapa, a abundância das espécies foi então estimada pelo número de indivíduos capturados. Em todas as demais etapas a abundância das espécies foi estimada pelo número mínimo de indivíduos sabidamente vivos (MNKA; Krebs 1998). Considerando o baixo número de indivíduos capturados por *pitfall*, apenas capturas realizadas com armadilhas-de-captura-viva foram consideradas nas estimativas de abundância, exceto nos casos em que a espécie foi registrada exclusivamente por *pitfall*.

Para garantir a comparabilidade interanual das amostragens, os números máximos de indivíduos registrados entre agosto e outubro de cada ano na FAA e na FFR foram utilizados para representarem as abundâncias anuais de cada espécie em cada fisionomia, uma vez que a frequência de amostragem variou entre os períodos. O número de indivíduos registrados foi dividido pelo número de armadilhas-noite empregado (i.e., indivíduos/armadilha-noite) para facilitar comparações de abundâncias entre campanhas com esforços amostrais diferentes (Bonvicino et al. 1997). Como no ano de 2015 não houve amostragem entre agosto e outubro, os dados referentes a esse ano não foram incluídos nas análises das séries temporais.

9.4.3 Análises Estatísticas

As variações interanuais de abundância das espécies em função do tempo, fatores climáticos e interações interespecíficas com *D. aurita* foram avaliadas separadamente para FAA e FFR por meio de modelos lineares, nos quais a abundância de cada espécie foi tratada como variável-resposta. As tendências lineares de variação da abundância das espécies ao longo do tempo foram avaliadas a partir do sinal dos coeficientes angulares (β) relativos ao fator preditor tempo (anos de monitoramento), considerando também suas respectivas significâncias ($p < 0,05$).

A rede de relações entre fatores climáticos e abundâncias das espécies que demonstraram tendências de incremento ou declínio populacional foram modeladas por meio de equações estruturais (*path analysis*) para cada espécie presente na comunidade. A modelagem por equações estruturais é uma técnica que permite avaliar se modelos ou séries de relações de causa-efeito entre variáveis apresentam respaldo significativo dos dados (Thakkar 2020). No presente capítulo, utilizamos essa técnica para testar as seguintes hipóteses de relações causais: (1) se as abundâncias de *D. aurita*, *P. quica*, *N. squamipes* e *C. goytaca* (populações na FFR e na FAA) variaram em função das variáveis climáticas (precipitação acumulada anual e temperatura média anual); (2) se houve correlação entre as abundâncias de *P. quica* e *D. aurita*, que apresentam preferências alimentares similares (Santori et al. 2015) e poderiam atuar como competidores; (3) se as abundâncias dos roedores *N. squamipes* e *C. goytaca* (população FFR) foram correlacionadas com as abundâncias dos marsupiais *D. aurita* e *P. quica*, que poderiam atuar como predadores de pequenos roedores (Santori et al. 1995, 1997); (4) se a abundância de *C. goytaca* na FFR variou conforme sua abundância na FAA, representando a possível relação fonte-sumidouro entre as populações das formações aberta e florestal dessa espécie (Lemos 2013). Os coeficientes (β) dos modelos foram estimados por verossimilhança-máxima e estandardizados para variarem entre -1 e 1, facilitando comparações entre eles. Espécies que não apresentaram tendências de incremento ou declínio não foram incluídas na modelagem por agregarem pouca explicação à variação temporal na abundância das demais espécies. Foram consideradas como significativas as relações entre variáveis com β diferente de zero e com $p < 0,10$. Todas as análises estatísticas foram realizadas na plataforma R (R Core Team 2019), utilizando os pacotes *lavaan* (Rosseel 2012) e *semPlot* (Epskamp et al. 2020) para as análises de equações estruturais.

9.5 RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES

O esforço acumulado das quatro etapas de monitoramento de pequenos mamíferos no PNRJ, entre 2001 e 2018, resultou no registro de 13 espécies, distribuídas em duas ordens (Didelphimorphia e Rodentia) e quatro famílias (Didelphidae, Cricetidae, Echimyidae e Muridae) (figura 9.3). As riquezas de espécies de marsupiais e roedores foram bem equitativas entre si, com seis e sete espécies, respectivamente. Os marsupiais *Didelphis aurita* e *Marmosa paraguayana* e os roedores *Cerradomys goytaca* e *Nectomys squamipes* constituíram o conjunto de espécies mais frequente ao longo do monitoramento, ocorrendo em quase todos os anos de amostragem (figura 9.3). As demais espécies apresentaram registros esporádicos, não sendo registradas por dois ou mais anos consecutivos ao longo do monitoramento. Esse foi o caso dos marsupiais *Caluromys philander*, *Cryptonanus agricolai*, *Marmosops incanus* e *Philander quica*, e dos roedores *Akodon cursor*, *Oxymycterus dasytrichus*, *Trinomys eliasi*, *Mus musculus* e *Rattus rattus*. Dentre esses, os marsupiais *Cryptonanus agricolai* e *Marmosops incanus* representam adições notáveis à lista de mamíferos do PNRJ, registradas apenas na terceira (2011-2014) e na quarta (2016-2018) etapas do trabalho (figura 9.3).

	2001	2002	2008	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018
Didelphimorphia: Didelphidae										
<i>Caluromys philander</i> (Linnaeus, 1758)	•									
<i>Cryptonanus agricolai</i> (Moojen, 1943)										•
<i>Didelphis aurita</i> (Wied-Neuwied, 1826)	•		•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Marmosa paraguayana</i> (Tate, 1931)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Marmosops incanus</i> (Lund, 1840)							•			
<i>Philander quica</i> (Temminck, 1824)	•	•	•		•					
Rodentia: Cricetidae										
<i>Akodon cursor</i> (Winge, 1887)	•	•								
<i>Cerradomys goytaca</i> Tavares et al. 2011	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Nectomys squamipes</i> (Brants, 1827)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Oxymycterus dasytrichus</i> (Schinz, 1821)		•								
Rodentia: Echimyidae										
<i>Trinomys eliasi</i> (Pessôa & Reis, 1993)		•	•	•	•			•	•	•
Rodentia: Muridae										
<i>Mus musculus</i> (Linnaeus, 1758)		•								
<i>Rattus rattus</i> Linnaeus, 1758	•	•		•						

FIGURA 9.3 Composição e abundância de espécies de pequenos mamíferos registradas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba por armadilhas de captura-viva entre 2001 e 2018. O diâmetro dos círculos representa a abundância relativa das espécies corrigida pelo esforço amostral.

Marmosops incanus é um pequeno marsupial arborícola localmente comum em fragmentos florestais do estado do Rio de Janeiro (Bezerra and Geise 2015), mas nunca registrado no PNRJ. Já a cuíca *Cryptonanus agricolai* é conhecida para poucas localidades costeiras no Sudeste do Brasil (Fegies et al. 2021). O registro de *C. agricolai* no PNRJ representa o segundo no estado do Rio de Janeiro, uma vez que a espécie havia sido registrada somente para a Serra das Araras (Delciellos et al. 2016, Chagas et al. 2019). Os registros de *M. incanus* e *C. agricolai* foram realizados em *pitfalls*, e cada um deles é baseado em um único exemplar, reforçando a raridade local dessas espécies.

Dentre as espécies com registros esporádicos, várias foram registradas somente na primeira etapa do monitoramento (2001-2002), como *Akodon cursor*, *Caluromys philander*, *Oxymycterus dasytrichus* e *Mus musculus*. A maioria dessas espécies foi mais frequente em brejos que em formações abertas arbustivas de *Clusia* e *Ericaceae* no PNRJ (Bergallo et al. 2004). Como os brejos não foram amostrados nas etapas seguintes do monitoramento, é provável que a ausência dessas espécies no decorrer dos trabalhos seja reflexo de sua restrição a esse tipo de habitat no PNRJ.

Lemos et al. (2015), em um estudo baseado em pelotas de coruja suindara (*Tyto furcata*), registraram espécies que não foram detectadas em nenhuma das etapas do monitoramento aqui analisado, como os roedores *Calomys tener*, *Cavia fulgida*, *Holochilus brasiliensis* e *Necomys lasiurus*; e o marsupial *Monodelphis* aff. *iheringi*. Assim, é possível que a ausência de registros dessas espécies no monitoramento reflita sua restrição a fitofisionomias particulares e pouco amostradas dentro do PNRJ ou a ineficácia das armadilhas de captura-viva para capturá-las.

Os registros obtidos no monitoramento somados aos registros de Lemos et al. (2015) conferem ao PNRJ uma riqueza total de 19 espécies de pequenos mamíferos, sendo 11 de roedores das famílias Cricetidae (7 spp.), Muridae (2 spp.), Caviidae (1 sp.) e Echimyidae (1 sp.), e oito de marsupiais da família Didelphidae (Tabela 9.1). Dentre essas, *Cerradomys goytaca* e *Trinomys eliasi* encontram-se ameaçadas de extinção em nível nacional, de acordo com a Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de

Extinção do MMA (ICMBio 2014), sendo classificadas em “Em perigo” e “Vulnerável”, respectivamente (tabela 9.1).

TABELA 9.1 Espécies de pequenos mamíferos não voadores do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e seus estados de conservação de acordo com MMA (ICMBio, 2014) e IUCN (Carmignotto et al., 2016): (LC) menos preocupante, (NE) não avaliada, (DD) dados insuficientes, (NT) quase ameaçada, (VU) vulnerável, e (EN) em perigo. Registros baseados em Bergallo et al. (2004), Pessôa et al. (2010), Lemos et al. (2015) e Chagas et al. (2019), além do presente estudo

Taxa	MMA	IUCN
Didelphimorphia		
Didelphidae		
<i>Caluromys philander</i> (LINNAEUS, 1758)	LC	LC
<i>Cryptonanus agricolai</i> (MOOJEN, 1943)	LC	DD
<i>Didelphis aurita</i> (WIED-NEUWIED, 1826)	LC	LC
<i>Marmosa paraguayana</i> (TATE, 1931)	LC	LC
<i>Marmosops incanus</i> (LUND, 1840)	LC	LC
<i>Metachirus myosurus</i> (TEMMINCK, 1824)	LC	LC
<i>Monodelphis aff. iheringi</i>	NE	NE
<i>Philander quica</i> (TEMMINCK, 1824)	LC	LC
Rodentia		
Caviidae		
<i>Cavia fulgida</i> (WAGLER, 1831)	LC	LC
Cricetidae		
<i>Akodon cursor</i> (WINGE, 1887)	LC	LC
<i>Calomys tener</i> (WINGE, 1887)	LC	LC
<i>Cerradomys goytaca</i> TAVARES et al. 2011	EN	NE
<i>Holochilus brasiliensis</i> (DESMAREST, 1819)	LC	LC
<i>Necomys lasiurus</i> (LUND, 1840)	LC	LC
<i>Nectomys squamipes</i> (BRANTS, 1827)	LC	LC
<i>Oxymycterus dasytrichus</i> (SCHINZ, 1821)	LC	LC
Echimyidae		
<i>Trinomys eliasi</i> (PESSÔA; REIS, 1993)	VU	NT
Muridae		
<i>Mus musculus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC	LC
<i>Rattus rattus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC	LC

A partir da compilação de Bovendorp et al. (2017a) para 64 unidades de conservação, atualizada com base em Geise et al. (2004), Abreu-Júnior e Percequillo (2019), e Cronemberger et al. (2019), a riqueza registrada no PNRJ o coloca entre as dez áreas protegidas mais ricas em espécies de pequenos mamíferos na Mata Atlântica (figura 9.4). A riqueza no PNRJ é comparável à observada em parques situados em regiões montanhosas, como o Parque Nacional do Caparaó (21 spp.) ou o Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (21 spp.), que geralmente abrigam as comunidades mais ricas de pequenos mamíferos em relação a regiões submontanhosas e de terras baixas na Mata Atlântica. O PNRJ compartilha também com outras unidades de conservação de regiões serranas, como o Parque Nacional da Serra dos Órgãos, a Reserva Florestal de Morro Grande e a Estação Ecológica de Bananal, o fato de ter sido alvo de estudos de longa duração, o que provavelmente contribuiu para o elevado número de espécies registradas. Os hábitos locomotores e alimentares variados dos pequenos mamíferos demandam a combinação de múltiplas técnicas de captura e registro para gerar estimativas mais acuradas da riqueza local, e esse uso combinado de métodos tem sido frequentemente recomendado em trabalhos recentes na Mata Atlântica (Lemos et al. 2015, Bovendorp et al. 2017b, José et al. 2019, Palmeirim et al. 2019). Contudo, a elevada riqueza de espécies registrada no PNRJ sugere que a duração dos inventários também é um fator-chave nas estimativas de riqueza, não somente devido ao maior esforço acumulado em estudos de longa duração, mas especialmente devido à possibilidade de detectar espécies em baixas densidades e com flutuações populacionais imprevisíveis, como possivelmente é o caso de *Marmosops incanus* e *Cryptomys agricolai* no PNRJ.



FIGURA 9.4 Número de espécies de pequenos mamíferos das 20 unidades de conservação mais ricas em espécies na Mata Atlântica.

A elevada riqueza de espécies no PNRJ pode ser entendida também como resultado das diferenças entre as comunidades que habitam as fisionomias florestais (FFR) e abertas (FAA) que compõem o mosaico de habitats da restinga. A FFR abriga maior número de espécies que a FAA (figura 9.5), e apresenta como espécies exclusivas os marsupiais *Didelphis aurita*, *Caluromys philander*,

Cryptonanus agricolai, *Marmosops incanus*, e o rato-de-espinho *Trinomys eliasi*, abrigando assim uma comunidade bem divergente da FAA. Mesmo espécies compartilhadas entre a FFR e a FAA apresentam abundâncias bem distintas nas duas fisionomias. O roedor *Cerradomys goytaca* é a espécie dominante na FAA, mas apresenta abundância mais baixa na FFR. Lemos (2013) documentou que *C. goytaca* ocupa habitats da FFR apenas em períodos de maior densidade populacional, geralmente ao final da estação seca, sugerindo que as formações florestais seriam ambientes temporários para a espécie. Já no caso de *Marmosa paraguayana* e *Nectomys squamipes*, as abundâncias foram muito maiores na FFR que na FAA. Segundo Bergallo et al. (2004), a maioria das espécies dentro da FAA mostrou-se restrita a brejos, e a descontinuidade de amostragem nesses habitats, conforme discutido anteriormente, pode ser responsável pelas baixas abundâncias observadas, uma vez que somente as FAA de *Clusia* e de *Ericacea* continuaram sendo amostradas. Essa observação sugere também que, com exceção de *C. goytaca*, a maioria das espécies presentes na FAA apresenta restrições à ocupação das formações mais áridas dessa fisionomia, restringindo-se aos seus habitats mais úmidos. Desse modo, a FAA provavelmente representa um filtro ambiental para as espécies, onde *C. goytaca* seria uma das únicas espécies de pequenos mamíferos com as características necessárias para se estabelecer nas formações mais áridas dessa fisionomia.

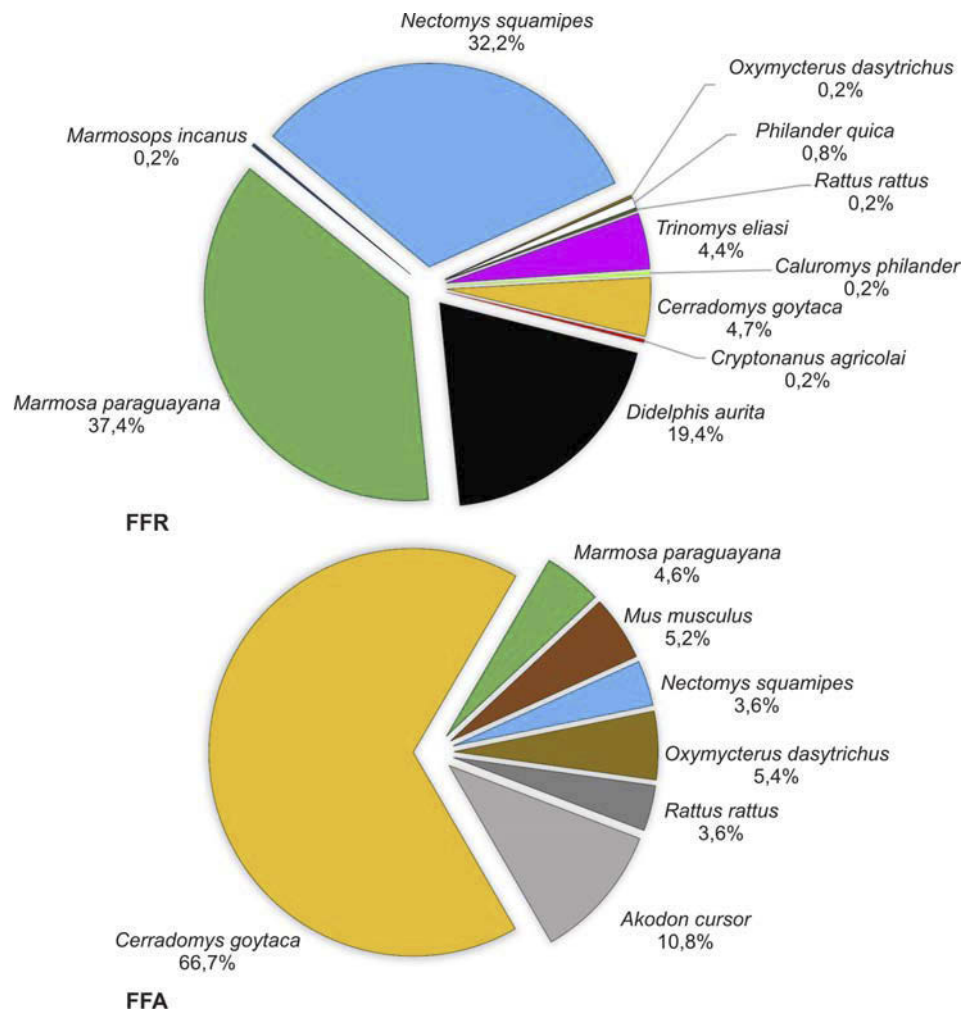


FIGURA 9.5 Abundância relativa média das espécies de pequenos mamíferos nas fisionomias florestal de restinga (FFR) e aberta arbustiva (FAA) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, registrada entre 2001 e 2018.

A complementaridade biótica observada é fruto das diversas fisionomias amostradas, mas é importante que os esforços em cada fisionomia venham a ser padronizados (*e.g.* RAPELD; Magnusson et al. 2013) para uma melhor compreensão dos efeitos espaciais e temporais nas comunidades.

9.6 INFLUÊNCIA DO CLIMA NAS VARIAÇÕES POPULACIONAIS INTERANUAIS

O período de monitoramento pode ser dividido em três fases climáticas distintas quanto à precipitação acumulada e à sazonalidade de chuvas (figura 9.6). A primeira fase climática (2001-2003) é caracterizada por anos com precipitação anual e sazonalidade bem próximas às médias históricas (< 100 mm de desvio). Já a segunda fase (2004-2009) representa um período hiperúmido, caracterizado por anos bem chuvosos e de elevada sazonalidade, com estações chuvosas muito mais úmidas do que as secas (figura 9.6). A terceira fase (2010-2018) caracteriza-se por uma série longa de anos secos e de baixa sazonalidade, dentre os quais 2010 e 2014 apresentaram os maiores *deficits* pluviométricos de todo o período de estudo. A baixa sazonalidade é causada pela precipitação reduzida nas estações chuvosas da maioria dos anos dessa terceira fase, que chegam a apresentar pluviosidade similar ou até mesmo inferior às estações secas. Os anos de 2013 e 2018 foram os únicos nesta terceira fase com índices pluviométricos superiores à média histórica (figura 9.6). A pluviosidade da estação chuvosa foi inversamente correlacionada com a temperatura média anual ($r = -0,69$; $p < 0,001$). Os anos da fase 1 apresentaram temperaturas médias anuais ligeiramente superiores à média histórica, assim como os anos da fase 2 hiperúmida (figura 9.6). Durante a fase 2, entretanto, os anos de 2004 e 2008 se destacaram como sendo os mais frios do período de estudo. A fase 3, por sua vez, apresentou uma série de três anos (2015-2017) com as maiores temperaturas registradas no período de estudo, sendo superiores à média histórica em mais de $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ (figura 9.6).

A variação populacional interanual de seis espécies de pequenos mamíferos mais abundantes pôde ser monitorada ao longo das três fases climáticas reconhecidas entre 2001 e 2018. Dentre essas seis espécies, quatro apresentaram tendências significativas de declínio ou de crescimento populacional ao longo dos anos de monitoramento e das fases climáticas (figura 9.7). *Cerradomys goytaca* apresentou declínios populacionais significativos na FAA ($\beta = -0,0016 \pm 0,0006$, $p = 0,0421$) e na FFR ($\beta = -0,0008 \pm 0,00006$, $p < 0,0001$), culminando na sua ausência na formação florestal a partir de 2014. *Philander quica* também declinou significativamente na FFR ($\beta = -0,0001 \pm 0,00003$, $p = 0,0045$), não apresentando mais registros depois de 2012. Já *Didelphis aurita* e *Nectomys squamipes* apresentaram crescimento populacional ao longo dos anos ($\beta_{\text{Didelphis}} = 0,0021 \pm 0,0005$, $p = 0,0042$; $\beta_{\text{Nectomys}} = 0,0013$, $p = 0,0655$). *Didelphis aurita*, que inicialmente era tão rara quanto *P. quica* na primeira fase climática, apresentou um crescimento notável ao longo da terceira fase climática e passou a ser uma das espécies mais abundantes na FFR ao final do monitoramento. *Marmosa paraguayana* e *Trinomys eliasi* não exibiram tendências significativas de declínio ou crescimento populacional ao longo dos anos ($\beta_{\text{Marmosa}} = -0,0008$, $p = 0,171$; $\beta_{\text{Trinomys}} = 0,0006$, $p = 0,125$), apresentando estabilidade em seus tamanhos populacionais.

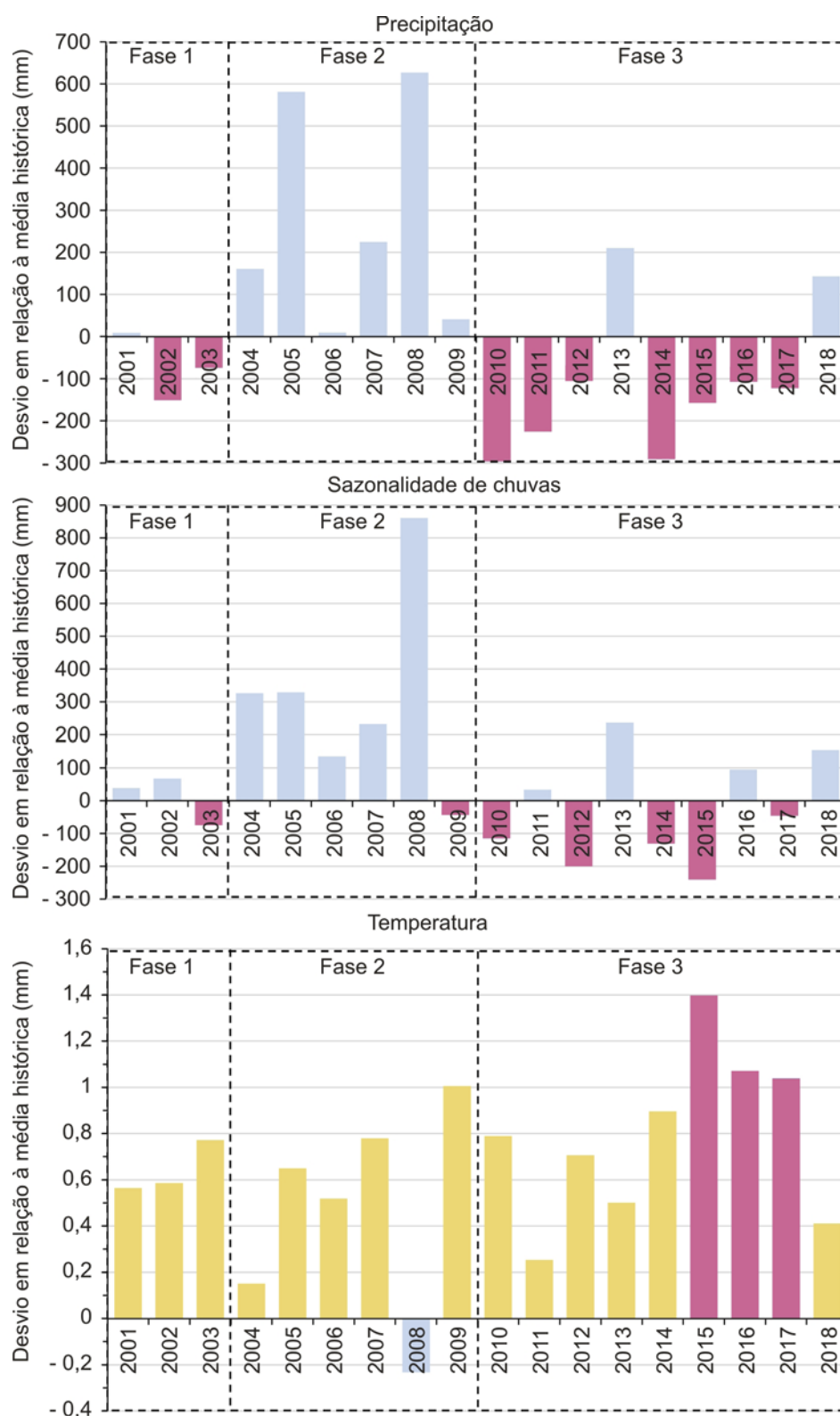


FIGURA 9.6 Fases climáticas de variação na precipitação anual acumulada, sazonalidade de chuvas (diferença intra-anual de pluviosidade entre estações chuvosa e seca) e temperatura compensada média anual do litoral Norte Fluminense em relação às médias históricas de 30 anos na região (967 mm, 329 mm e 23,86 °C, respectivamente). Dados obtidos da Estação Meteorológica de Campos dos Goytacazes, RJ (INMET).

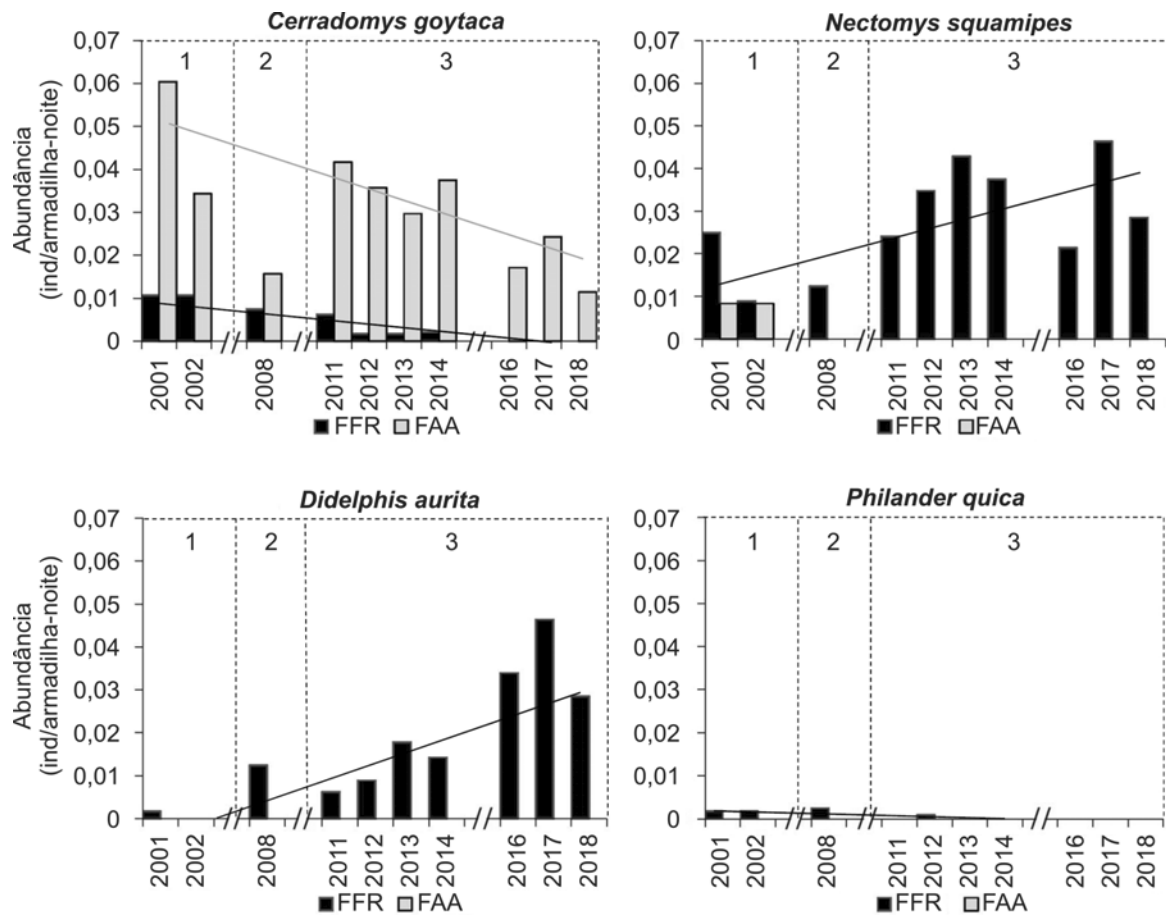


FIGURA 9.7 Variações na abundância de quatro espécies de pequenos mamíferos em fisionomias FFR e FAA no PNRJ ao longo das três fases climáticas identificadas pelos números na parte superior dos gráficos. Retas de regressão representam as tendências lineares de mudanças na abundância de espécies. As quatro etapas de monitoramento estão delimitadas pelas descontinuidades no eixo horizontal.

Algumas relações hipotéticas entre fatores exógenos e endógenos e as abundâncias das espécies foram corroboradas pelos dados, especialmente envolvendo os dois marsupiais *P. quica* e *D. aurita* (figura 9.8). Foram constatados efeitos positivos da pluviosidade da estação chuvosa anual na abundância de *P. quica* ($\beta_{std} = 0,91$; $p < 0,001$), e da temperatura média anual na abundância de *D. aurita* ($\beta_{std} = 0,79$; $p = 0,049$) (figura 9.8). A abundância de *P. quica* também foi influenciada negativamente pela abundância de *D. aurita* ($\beta_{std} = -0,61$; $p = 0,001$). Os resultados da modelagem, portanto, indicam que a transição da fase hiperúmida para a fase de anos mais secos e quentes afetou negativamente a abundância de *Philander quica*, provavelmente levando-a ao declínio. Por outro lado, essa transição influenciou positivamente a abundância de *Didelphis aurita*, tornando-a predominante ao final do período de estudo.

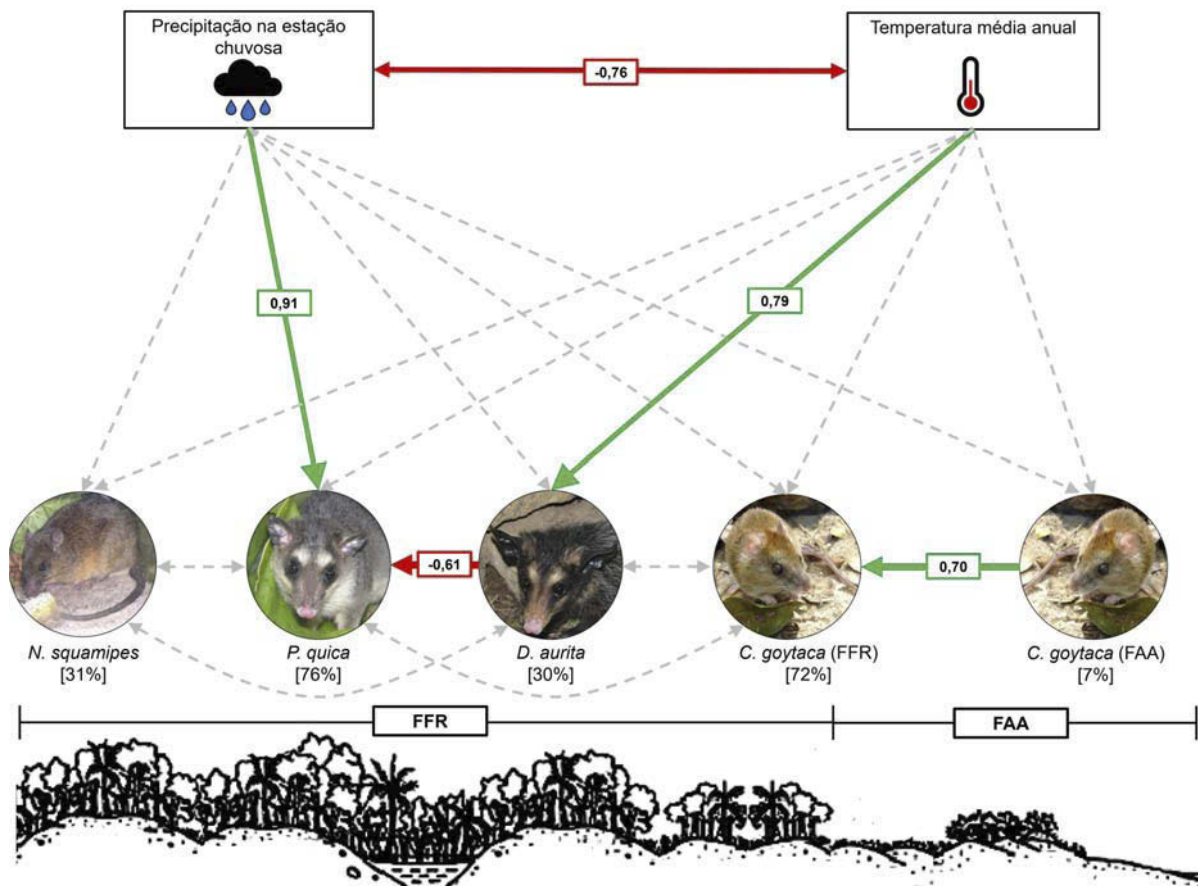


FIGURA 9.8 Relações entre fatores climáticos, bióticos (interações inter e intraespecíficas) e as abundâncias de *Didelphis aurita*, *Philander quica*, *Nectomys squamipes* e *Cerradomys goytaca* nas fisionomias FFR e FAA do PNRJ. Apenas as setas contínuas representam relações suportadas por coeficientes de regressão padronizados (β) significativamente diferentes de zero ($p < 0,10$), cujos valores encontram-se indicados nas caixas. Coeficientes positivos e negativos encontram-se representados pelas cores verde e vermelha (somente na versão digital), respectivamente.

Para compreender a diferença entre as respostas populacionais dessas duas espécies, é necessário considerar os efeitos de fatores climáticos no crescimento populacional (i.e., recrutamento), na sobrevivência, e na disponibilidade de recursos. Ferreira et al. (2020), em um estudo populacional de 16 anos no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, verificaram que *Philander quica* foi a única espécie de marsupial que apresentou uma relação positiva entre recrutamento e precipitação acumulada 12 meses antes da campanha amostral. Além disso, Ferreira et al. (2020) também constataram que *P. quica* apresentou as menores taxas de sobrevivência durante as estações secas, especialmente quando comparada a *D. aurita*, que por sua vez exibiu taxas de sobrevivência sempre elevadas tanto em estações chuvosas quanto nas secas. Esses resultados, junto aos obtidos no presente estudo, reforçam a ideia de que *P. quica* seria mais sensível aos efeitos da estiagem, enquanto *D. aurita* seria mais tolerante a períodos de menor precipitação. Essa suposição é também corroborada por estudos de preferência de habitat, em que *P. quica* tende a selecionar habitats florestais mais úmidos (Fonseca e Robinson 1990, Moura et al. 2005).

A abundância de *Didelphis aurita*, ao contrário da de *P. quica*, mostrou-se mais sensível às variações de temperatura do que de pluviosidade nas três fases climáticas do estudo. Gentile et al. (2004) também não detectaram correlações significativas entre pluviosidade e densidade populacional de *D. aurita*, mas constataram maior influência do acúmulo de folhagem na abundância de gambás no Parque

Nacional da Serra dos Órgãos. Esses autores argumentaram que a quantidade de folhígio seria um bom indicador de recursos alimentares para *D. aurita*, já que um maior volume de folhígio no solo favorece a maior abundância de artrópodes e pequenos vertebrados consumidos pela espécie. Gripp et al. (2023), monitorando a fenologia de plantas no PNRJ, entre 2005 e 2018, na mesma área do presente estudo, verificaram que o aumento de temperatura média e a estiagem mais prolongada dos anos iniciais da fase 3 (2012-2013) levaram ao maior acúmulo de folhígio. Portanto, é provável que as condições ambientais no início da fase 3 (2012-2013) tenham sido favoráveis ao incremento populacional de *D. aurita*.

Além da influência dos fatores climáticos nas abundâncias desses dois marsupiais, a abundância de *P. quica* foi negativamente afetada pela abundância de *D. aurita*. A interferência de *Didelphis aurita* na dinâmica de *P. quica* poderia ocorrer por meio de competição por recursos alimentares ou até mesmo predação. *Didelphis aurita* e *Philander quica*, assim como a maioria das espécies de marsupiais didelfídeos, apresentam dietas onívoras, mas uma carnivoría mais intensa tem sido documentada em *P. quica*, sugerindo que possa haver alguma segregação de nichos entre *D. aurita* e *P. quica* (Astúa et al. 1998). Em comunidades onde há simpatria entre essas e outras espécies de didelfídeos, a maioria das demais espécies evita utilizar locais na floresta onde há maior incidência de *D. aurita*, ou consome maior quantidade de itens alimentares pouco consumidos por *D. aurita*, minimizando a sobreposição de nichos alimentares (Ceotto et al. 2009, Moura et al. 2009, Finotti et al. 2018). Desse modo, a coexistência de *D. aurita* e *P. quica* durante a primeira e a segunda fases climáticas no PNRJ foi provavelmente possível devido a tais mecanismos de segregação ecológica. Contudo, é razoável supor que em ambientes com menor variedade de recursos alimentares e maior restrição hídrica, como é o caso das restingas, ocorra maior sobreposição de nichos alimentares entre *D. aurita* e *P. quica*. Na Restinga de Maricá, por exemplo, *P. quica* consumiu mais frutos e apresentou uma dieta mais similar a *D. aurita* do que em remanescentes úmidos de Mata Atlântica, provavelmente como estratégia para ingestão de água durante as estações secas (Santori et al. 1997). Da mesma forma, a série de anos relativamente mais secos da terceira fase climática no PNRJ pode ter selecionado dietas mais frugívoras em *P. quica*, aumentando sua sobreposição de nichos alimentares com *D. aurita* e intensificando a competição entre as duas espécies. Nesse cenário, *D. aurita* foi aparentemente favorecido por seus hábitos mais generalistas, menor dependência da pluviosidade e pelas condições oferecidas pelos anos mais secos.

Ao contrário dos marsupiais, a variação temporal na abundância das espécies de roedores não foi influenciada por fatores climáticos ou mesmo pela abundância de *D. aurita* (figura 9.8), mesmo no caso de *C. goytaca* que declinou significativamente tanto na formação aberta quanto na formação florestal, ou de *N. squamipes* que aumentou sua abundância ao longo do estudo. É possível que, nestes casos, fatores atuantes em escalas temporais menores (intra-anuais) exerçam efeitos mais perceptíveis na flutuação populacional (veja Braga et al. 2023), ou que os fatores climáticos não tenham efeitos tão claros e diretos em suas populações. Lemos e Gonçalves (2015) demonstraram que *C. goytaca* apresenta picos anuais de abundância ao final da estação seca e que esses seriam influenciados pelo *deficit* de precipitação no início da estação seca. Complementarmente, Batista (2018) evidenciou que estes picos populacionais seriam sustentados por frutos de espécies vegetais com maior taxa de frutificação durante a estação seca. A fenologia dessas espécies vegetais poderia ser influenciada pela pluviosidade no início da estação seca, e não da estação chuvosa de cada ano, afetando a disponibilidade de recursos a *C. goytaca*. Os estudos fenológicos das espécies vegetais da FAA no PNRJ sugerem que os *deficits* pluviométricos ao longo da terceira fase climática provocaram diminuições na produtividade e nas taxas de frutificação das espécies mais importantes na formação aberta arbustiva de *Clusia* (Gripp et al. 2023). Portanto, é possível que a menor disponibilidade de frutos a *C. goytaca* na FAA

exerça influências mais diretas nos declínios populacionais dessa espécie, embora a avaliação dessa hipótese requiera mais dados integrados de longa duração.

Por último, o modelo avaliado corroborou que a diminuição das populações florestais (FFR) de *C. goytaca* deu-se em função da redução populacional da espécie em formações abertas (FAA). Esse resultado sugere que as populações das formações abertas (FAA) funcionam como fonte às populações florestais (FFR) de *C. goytaca*. A presença de *C. goytaca* na FAA foi constante ao longo dos anos, por ser o hábitat preferencial da espécie (Bergallo et al. 2005, Tavares et al. 2011, Lemos e Gonçalves 2015). Porém, os registros na FFR ocorreram somente nas campanhas de maior abundância da espécie, sugerindo que a ocupação de habitats florestais seria dependente da densidade (Lemos 2013). Nesse contexto, os habitats florestais seriam temporariamente vantajosos para alguns indivíduos por oferecerem menor competição intraespecífica, embora não tenham as condições ótimas para a manutenção constante de populações de *C. goytaca*, representando possíveis “sumidouros” populacionais.

9.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos ecológicos de longa duração são vitais para responder questões sobre processos que atuam em escalas temporais maiores do que os prazos concedidos para dissertações, teses e editais de financiamento à pesquisa. De fato, os resultados do presente capítulo advieram de pelo menos duas dissertações de mestrado e três teses de doutorado desenvolvidas por parte dos autores (Fernanda Martins-Hatano, Hudson Lemos, Stephane Batista, William Corrêa Tavares). Graças aos levantamentos e monitoramentos realizados nesses estudos foi possível constatar que o PNRJ abriga uma das dez faunas de pequenos mamíferos mais ricas da Mata Atlântica, incluindo espécies ameaçadas de extinção e espécies raramente registradas no sudeste brasileiro.

A série temporal de dados gerada também mostrou que a comunidade de pequenos mamíferos mudou significativamente ao longo de mais de uma década de alterações climáticas. As análises permitiram estabelecer uma associação do declínio populacional completo de *P. quica* e do incremento contínuo de *D. aurita* com *deficits* pluviométricos anuais e temperaturas médias anuais mais elevadas, respectivamente, refletindo possíveis alterações na disponibilidade de recursos e resultados das interações entre essas duas espécies de marsupiais. Contudo, as abundâncias das demais espécies analisadas não foram significativamente influenciadas pela variação climática monitorada, embora tenham apresentado variação significativa ao longo do tempo. Uma delas, o roedor *Cerradomys goytaca* ameaçado de extinção, apresentou tendência de declínio, apresentando-se cada vez mais restrito às formações abertas arbustivas do parque. É possível que fatores endógenos não avaliados explicitamente no presente estudo, como competição intraespecífica, possam exercer maior influência do que fatores exógenos (*i.e.*, clima) na variação das demais espécies. Esses resultados mostram que as respostas das espécies às mudanças ambientais de longo prazo são idiossincráticas e, portanto, dependem da espécie monitorada.

AGRADECIMENTOS

Somos gratos aos inúmeros estagiários e estudantes de iniciação científica que auxiliaram nos trabalhos de campo ao longo dos anos, às agências de fomento CAPES, FAPERJ e CNPq pelas bolsas de estudo e de pesquisa concedidas, à gestão do PNRJ pelo apoio às pesquisas com mamíferos no PNRJ, e finalmente ao PELD/CNPq pelo apoio e financiamento contínuo das pesquisas no Sítio RLac.

REFERÊNCIAS

- Abreu-Júnior, E. F. de e Percequillo, A. R. 2019. Small mammals of the Estação Ecológica de Bananal, southeastern Atlantic Forest, Brazil, with description of a new species of *Bucepattersonius* (Rodentia, Sigmodontinae). – Arq. Zool. 50: 1-116.
- Alvares, C. A. et al. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. – Meteorol. Zeitschrift 22: 711-728.
- Araújo, D. S. D. et al. 2004. Flora e estrutura de comunidades na restinga de Jurubatiba – síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a formação aberta de *Clusia*. – In: Rocha, C. F. D. et al. (eds), Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. RiMa editora, pp. 59-75.
- Astúa, D. et al. 1998. Nutritional and fibre contents of laboratory – established diets of neotropical opossums. – Predators with pouches Biol. Carniv. Marsupials.: 225-233.
- Batista, S. G. 2018. Respostas populacionais de *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessoa e Gonçalves, 2011 (Rodentia: Cricetidae) à oferta de recursos frutíferos na formação aberta de *Clusia* da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de Mestrado PPGCiAC/UFRJ.
- Bergallo, H. G. e Magnusson, W. E. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in Southeastern Brazil. – J. Mammal. 80: 472-486.
- Bergallo, H. G. e Magnusson, W. E. 2002. Effects of weather and food availability on the condition and growth of two species of rodents in Southeastern Brazil. – Mammalia 66: 17-31.
- Bergallo, H. H. G. et al. 2004. Os mamíferos da Restinga de Jurubatiba. – In: Rocha, C. F. D. et al. (eds), Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação. Editora Rima, pp. 215-230.
- Bergallo, H. G. et al. 2005. Habitat use by *Oryzomys subflavus* (Rodentia) in an open shrubland formation in Restinga de Jurubatiba National Park, RJ, Brazil. – Brazilian J. Biol. 65: 583-588.
- Berryman, A. A. 2003. On principles, laws and theory in population ecology. – Oikos 103: 695-701.
- Bezerra, A. C. e Geise, L. 2015. O estado da arte de *Marmosops incanus* (Lund , 1840) (Didelphimorphia , Didelphidae): uma síntese. – Bol. Soc. Bras. Mastozool. 73: 65-86.
- Bonvicino, C. R. et al. 1997. An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, Southeastern Brazil. – Mammalia 61: 547-560.
- Bovendorp, R. S. et al. 2017a. Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic forests of South America. – Ecology 98: 2226.
- Bovendorp, R. S. et al. 2017b. Optimising sampling methods for small mammal communities in Neotropical rainforests. – Mamm. Rev. 47: 148-158.
- Bovendorp, R. S. et al. 2019. Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. – Ecography (Cop.). 42: 23-35.
- Braga, C. et al. 2023. Flutuações populacionais de pequenos tetrápodes terrestres não voadores na restinga: restrições filogenéticas e de habitat. – In: Gonçalves, P. R. et al. (eds.), Dimensões ecológicas, geológicas e humanas em estudos de longa-duração no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro. Editora Interciência, Faperj, pp. 239-260.

- Caris, E. P. et al. 2013. Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. – *Rodriguésia* in press.
- Carmignotto, A. P. et al. 2016. *Cryptonanus agricolai*. – IUCN Red List Threat. Species: e.T136545A22177735.
- Carmo, L. F. et al. 2019. Amphibians of the Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, a sandy coastal environment in southeastern Brazil. – *Biota Neotrop.* in press.
- Casella, J. et al. 2006. Diet of four small mammal species from Atlantic forest patches in South Brazil. – *Neotrop. Biol. Conserv.* 1: 5-11.
- Ceotto, P. et al. 2009. Diet variation of the marsupials *Didelphis aurita* and *Philander frenatus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in a rural area of Rio de Janeiro. – *Mastozoología Neotrop.* 16: 49-58.
- Cerqueira, R. 2000. Ecologia funcional de mamíferos numa restinga do Estado do Rio de Janeiro. – In: Esteves, F. A. and Lacerda, L. D. (eds), *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé, Universidade do Rio de Janeiro, pp. 189-212.
- Chagas, I. et al. 2019. Ampliação da distribuição do gênero *Cryptonanus* na Mata Atlântica do sudeste brasileiro. – *Resumos do X Congr. Bras. Mastozool.*
- Cronemberger, C. et al. 2019. Mamíferos do Parque Nacional da Serra dos Órgãos: atualização da lista de espécies e implicações para a conservação. – *Oecologia Aust.* 23: 191-214.
- da Fonseca, G. A. B. e Kierulff, M. C. M. 1989. Biology and Natural History of Brazilian Atlantic forest small mammals. – *Bull. Florida State Museum* 34: 99-152.
- Delciellos, A. C. et al. 2016. First record of genus *Cryptonanus* (Didelphimorphia) in the state of Rio de Janeiro, Brazil. – *Check List* 12: 1-7.
- Delciellos, A. C. et al. 2017. Habitat fragmentation effects on fine-scale movements and space use of an opossum in the Atlantic Forest. – *J. Mammal.* 98: 1129-1136.
- Delciellos, A. C. et al. 2018. Seasonality in metacommunity structure: an empirical test in the Atlantic Forest. – *Landsc. Ecol.* 33: 1769-1783..
- Elton, C. S. 1924. Periodic fluctuations in the numbers of animals: their causes and effects. – *Br. J. Exp. Biol.* 2: 119-163.
- Elton, C. S. 1927. *Animal ecology*. – Macmillan Co.
- Epskamp, S. et al. 2020. *SemPlot*: path diagrams and visual analysis of various SEM packages output. – R Package.
- Esbérard, C. E. L. et al. 2005. A method for testing the host specificity of ectoparasites: give them the opportunity to choose. – *Memórias do Inst. Oswaldo Cruz, Rio Janeiro* 100: 761-764.
- Esteves, F. A. 2011. *Do Índio Goitacá à Economia do Petróleo: uma viagem pela história e ecologia da maior restinga protegida do Brasil*. – Editora Essentia.
- Fegies, A. C. et al. 2021. Molecular phylogeny of *Cryptonanus* (Didelphidae: Thylamyini): Evidence for a recent and complex diversification in South American open biomes. – *Mol. Phylogenet. Evol.* 162: 107213.
- Ferreira, M. S. et al. 2016. Marsupial population dynamics in a tropical rainforest: Intraspecific competition and nonlinear effect of rainfall. – *J. Mammal.* 97: 121-127.

- Ferreira, M. S. et al. 2020. What are the main drivers of survival and recruitment in tropical forest marsupials? A 16-year study (R Ojeda, Ed.). – J. Mammal. 101: 515-525.
- Finotti, R. et al. 2018. Frugivory vs. Insectivory in marsupials of the Atlantic forest: Trade-offs in the use of vertical strata. – Oecologia Aust. 22: 191-200.
- Fonseca, G. A. B. e Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. – Biol. Conserv. 53: 265-294.
- Fonseca, G. A. B. et al. 1999. Macrogeography of Brazilian mammals. – In: Eisenbergh, J. F. and Redford, K. H. (eds), Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics. Vol III. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. University of Chicago Press, pp. 549-563.
- Galetti, M. et al. 2006. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: The combined effects of defaunation and forest fragmentation. – Bot. J. Linn. Soc. 151: 141-149.
- Galetti, M. et al. 2015a. Defaunation affect population and diet of rodents in Neotropical rainforests. – Biol. Conserv. 190: 2-7.
- Galetti, M. et al. 2015b. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. – Glob. Ecol. Conserv. 3: 824-830.
- Gardner, A. L. 2007. Mammals of South America, Volume 1. Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats (AL Gardner, Ed.). – Univeristy of Chicago Press.
- Gatti, A. et al. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. – J. Trop. Ecol. 22: 227-230.
- Geise, L. et al. 2004. Pattern of elevational distribution and richness of non-volant mammals in Itatiaia National Park and its surroundings, in Southeastern Brazil. – Brazilian J. Biol. 64: 599-612.
- Gentile, R. et al. 2004. Population dynamics of four marsupials and its relation to resource production in the Atlantic forest in southeastern Brazil. – Mammalia 68: 109-119.
- Gonçalves, F. et al. 2018. ATLANTIC MAMMAL TRAITS: a data set of morphological traits of mammals in the Atlantic Forest of South America. – Ecology 99: 498-498.
- González-Fischer, C. M. et al. 2011. Seasonal and geographic variation in the diet of barn owls (*Tyto alba*) in temperate agroecosystems of Argentina. – Ornitol. Neotrop. 22: 295-305.
- Grenha, V. et al. 2010. The role of *Cerradomys subflavus* (Rodentia, Cricetidae) as seed predator and disperser of the palm *Allagoptera arenaria*. – Mastozoología Neotrop. 17: 61-68.
- Gripp, A. R. et al. 2023. Padrões fenológicos da produção e disponibilidade de componentes vegetais das espécies da formação aberta arbustiva de *Clusia*. – In: Gonçalves, P. R. et al. (eds.), Dimensões ecológicas, geológicas e humanas em estudos de longa-duração no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro. Editora Interciência, Faperj, pp. 137-163.
- ICMBio 2014. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. – Diário Oficial: 121-126.
- ICMBio 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos (ICMBio, Ed.). – ICMBio.
- Jansen, P. et al. 2012. Thieving rodents as substitute dispersers of megafaunal seeds. – Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 109: 12610-5.

- José, H. et al. 2019. A New and Simple Method to Capture Small Arboreal Mammals: The Suspended Pitfall. – Rev. Bras. Zoociências 20: 1-14.
- Krebs, C. 1998. Ecological methodology. – Addison Wesley Longman.
- Kuhnen, V. V. et al. 2019. Coupled population dynamics of two Neotropical marsupials driven by mesopredator's abundance. – Popul. Ecol. 61: 113-121.
- Lemos, H. de M. 2013. Dinâmica populacional de *Cerradomys goytaca* e *Nectomys squamipes* (Rodentia: Cricetidae) na restinga de Jurubatiba, RJ. Dissertação de Mestrado PPG-CiAC/UFRJ.
- Lemos, H. de M. e Gonçalves, P. R. 2015. Population dynamics of *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessoa and Gonçalves, 2011 (Rodentia: Cricetidae), a species endemic to Brazilian coastal sandy plains. – Oecologia Aust. 19: 195-214.
- Lemos, H. D. M. et al. 2015. Barn Owl pellets (Aves: *Tyto furcata*) reveal a higher mammalian richness in the Restinga de Jurubatiba National Park, Southeastern Brazil. – Biota Neotrop. 15: 1-9.
- Lima, M. et al. 1999. El Niño-Southern Oscillation-driven rainfall variability and delayed density dependence cause rodent outbreaks in Western South America: linking Demography and population dynamics. – Am. Nat. 153: 476-491.
- Magnusson, W. E. et al. 2013. Biodiversidade e monitoramento ambiental integrado: o sistema RAPELD na Amazônia. Santo André: Publisher Attema.
- Martins-Hatano, F. et al. 2001. Desenvolvimento pós-natal de *Nectomys squamipes* (Brants, 1827) e *Oryzomys* gr. *subflavus* (Wagner, 1842) (Rodentia, Muridae) sob condições de laboratório. – Rev. Bras. Zoociências 3: 243-252.
- Martins-Hatano, F. et al. 2011. Community composition of laelapine mites (Acari: Laelapidae) associated with the nests and fur of *Cerradomys subflavus* (Wagner, 1842). – J. Nat. Hist. 45: 1679-1688.
- Meserve, P. L. et al. 2011. Global climate change and small mammal populations in north-central Chile. – J. Mammal. 92: 1223-1235.
- Moura, M. C. et al. 2005. Scale-dependent habitat selection in three didelphid marsupials using the spool-and-line technique in the Atlantic forest of Brazil. – J. Trop. Ecol. 21: 337-342.
- Moura, M. C. et al. 2009. Occasional intraguild predation structuring small mammal assemblages: The marsupial *Didelphis aurita* in the Atlantic Forest of Brazil. – Austral Ecol. 34: 481-489.
- Myers, N. et al. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. – Nature 403: 853-858.
- Paglia, A. P. et al. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. – Occas. Pappers Conserv. Biol. 6: 1-76.
- Palmeirim, A. F. et al. 2019. Moving forward on the sampling efficiency of neotropical small mammals: insights from pitfall and camera trapping over traditional live trapping. – Mammal Res. 64: 445-454.
- Patton, J. L. et al. 2015. Mammals of South America, Volume 2: Rodents (JL Patton, UFJ Pardiñas, and G D'Elía, Eds.). – The University of Chicago Press.
- Pessoa, L. M. et al. 2010. Mamíferos das restingas do macrocompartimento litorâneo da Baía de Campos, Rio de Janeiro. – In: Pessoa, L. M. et al. (eds), Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil. Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, pp. 95-125.

- Pimentel, M. C. P. et al. 2007. Spatial variation in the structure and floristic composition of “restinga” vegetation in southeastern Brazil. – *Rev. Bras. Botânica* 30: 543-551.
- Previtali, M. et al. 2009. Population dynamics of two sympatric rodents in a variable environment: rainfall, resource availability, and predation. – *Ecology* 90: 1996-2006.
- R Core Team 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. in press.
- Raíces, D. e Bergallo, H. 2010. Diet and seed dispersion of the crab-eaten fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) in Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro State, Brazil. – *Neotrop. Biol. Conserv.* 5: 24-30.
- Rocha, C. F. D. et al. 2007. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. – *Braz.J.Biol.* 67: 263-273.
- Rosseel, Y. 2012. lavaan : An R Package for Structural Equation Modeling. – *J. Stat. Softw.* 48: 1-93.
- Santori, R. T. et al. 1997. Natural diet at a Restinga forest and laboratory food preferences of the opossum *Philander frenata* in Brazil. – *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 32: 12-16.
- Santori, R. T. et al. 2015. Inter and intraspecific differences in food resources selection and use in captive *Philander frenatus* and *Didelphis aurita* (Didelphimorphia; didelphidae). – *Oecologia Aust.* 19: 102-116.
- Stenseth, N. C. et al. 2003. Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: The North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond. – *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 270: 2087-2096.
- Suguio, K. e Tessler, M. G. 1984. Planícies de cordões litorâneos quaternários do Brasil: origem e nomenclatura. – In: Lacerda, L. D. et al. (eds), *Restingas: origem, estrutura, processos*. pp. 15-25.
- Tavares, W. C. e Pessôa, L. M. 2010. Variação morfológica em populações de *Trinomys* (Thomas, 1921) de restingas e matas de baixada no Estado do Rio de Janeiro. – In: Pessôa, L. M. et al. (eds), *Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil*. Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, pp. 127-153.
- Tavares, W. C. et al. 2011. New species of *Cerradomys* from coastal sandy plains of southeastern Brazil (Cricetidae: Sigmodontinae). – *J. Mammal.* 92: 645-658.
- Tavares, W. C. et al. 2015. Plio-Pleistocene history of the endangered spiny rat *Trinomys eliasi* (Echimyidae) from Rio de Janeiro, Brazil. – *J. Mammal.* 96: 94-106.
- Tavares, W. C. et al. 2016. Systematics and Acceleration of Cranial Evolution in *Cerradomys* (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae) of Quaternary Sandy Plains in Southeastern Brazil. – *J. Mamm. Evol.* 23: 281-296.
- Thakkar, J. J. 2020. Structural Equation Modelling. – Springer Singapore.
- Vandermeer, J. H. 1972. Niche Theory. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 3: 107-132.
- Vandermeer, J. H. 1975. Interspecific competition: a new approach. – *Science* 188: 253-255.
- Vieira, M. et al. 2006. Feeding of small rodents on seeds and fruits: a comparative analysis of three species of rodents of the Araucaria forest, southern Brazil. 51: 311-318.

- Vieira, M. V. et al. 2015. From simple questions to complex answers: A research program based on diet selection and water balance of small mammals. – *Oecologia Aust.* 19: 32-46.
- Voss, R. S. e Jansa, S. A. 2009. Phylogenetic relationships and classification of Didelphid marsupials, an extant radiation of New World Metatherian Mammals. – *Bull. Am. Museum Nat. Hist.* 322: 1-177.
- Voss, R. S. et al. 2018. A revision of *Philander* (Marsupialia: Didelphidae), part 1: *P. quica*, *P. canus*, and a new species from Amazonia. – *Am. Museum Novit.*: 1-70.
- Wilson, D. E. e Mittermeier, R. A. 2015. Handbook of the Mammals of the World. Vol 5. Monotremes and Marsupials (DE Wilson and RA Mittermeier, Eds.). – Lynx Edicions.
- Wilson, D. E. et al. 2016. Handbook of the Mammals of the World. Vol. 6. Lagomorphs and Rodents I (DE Wilson and RA Mittermeier, Eds.). – Lynx Edicions.
- Xavier, M. S. 2016. Mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: riqueza de espécies e vulnerabilidade local. Dissertação de Mestrado PPG-CiAC/UFRJ.

10

ECOLOGIA E *STATUS* DE CONSERVAÇÃO DO LAGARTO ENDÊMICO E AMEAÇADO *GLAUCOMASTIX LITTORALIS*

20 Anos de Pesquisa na Restinga de Jurubatiba

*Carlos Frederico Duarte Rocha • Beatriz Nunes Cosendey
Carla Costa Siqueira • Catia Moura Militão • Davor Vrcibradic
Jane C. F. Oliveira • Luís Gustavo Alves de Matos
Marlon Almeida-Santos • Vanderlaine Amaral Menezes*

Título Curto

ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE *GLAUCOMASTIX*
LITTORALIS EM JURUBATIBA

RESUMO

Glaucmastix littoralis é uma espécie de lagarto endêmica do estado do Rio de Janeiro e possui uma distribuição geográfica restrita e disjunta ao longo de cerca de 200 km de costa. A Restinga de Jurubatiba é uma das localidades onde a espécie ocorre, sendo encontrada em apenas outras três restingas (Marambaia, Maricá e Grussaí). Na Restinga de Jurubatiba, a espécie pode ser encontrada em todas as fitofisionomias com formação aberta, com maior densidade populacional na formação fechada de pós-praia (8,5 ind/ha) e menor na halófila-psamófila reptante (0,4 ind/ha). Os indivíduos geralmente iniciam sua atividade por volta das 8 h e encerram cerca de 15 h. Ao longo desse período de atividade, alternam entre diferentes micro-habitats a fim de regular a temperatura corpórea (38 °C em média), forragear, ingerindo especialmente cupins (97 % da dieta da espécie) e buscar parceiros na fase reprodutiva. As fêmeas de *G. littoralis* produzem em média dois folículos/ovos no período reprodutivo. A taxa de movimentação dos lagartos no habitat pode desempenhar um papel importante na infecção por ácaros, enquanto o parasitismo por helmintos pode ocorrer pelo solo ou pela cadeia alimentar. Em Jurubatiba, esse lagarto é infectado pelo ácaro *Eutrombicula alfreddugesi*, com prevalência em 95 % da população, e por quatro espécies de nematódeos. *Glaucmastix littoralis* é ameaçado de extinção em nível nacional e global devido à redução populacional, ao seu isolamento em pequenas subpopulações, à intensa degradação ambiental e à perda de habitats. Nos últimos anos, a sua área de ocupação vem sofrendo fragmentação e descaracterização, especialmente pela expansão urbana e por grandes empreendimentos. Além disso, as mudanças climáticas globais constituem uma ameaça à extinção local e/ou global das espécies de lagartos no planeta. Nesse sentido, é fundamental um conjunto de estratégias e ações que devam mitigar os efeitos de destruição de habitats sobre as populações dessa espécie.

Palavras-chave: densidade populacional; dieta; parasitismo; reprodução; termorregulação.

10.1 INTRODUÇÃO

Um ambiente heterogêneo é composto por um mosaico de micro-habitats e/ou fitofisionomias com condições físicas distintas, como variações na temperatura, intensidade de luz, umidade e elementos estruturais (Oliveira et al. 1994, Cerqueira et al. 2003, Radder et al. 2005, Dias e Rocha 2014). Essa diversidade ambiental, gerada pela estrutura da vegetação, cria diferentes condições ambientais para os lagartos, influenciando a densidade populacional e a estrutura, e a composição das comunidades às quais pertencem (*e.g.* Kohn e Leviten 1976, Rocha e Bergallo 1997, Dias e Rocha 2014).

Em ambientes heterogêneos, espera-se que a taxocenose de lagartos apresente uma determinada organização espacial, de forma que as espécies ocupem algumas porções preferenciais do habitat (Losos 1994, Dunham 1983). Isso ocorre devido à história natural de cada espécie, que é determinada por diferentes fatores ambientais, ecológicos e históricos, influenciando o seu sucesso ecológico em uma determinada estrutura de habitat (Pianka 1986, Adolph e Porter 1993, Cox e Moore 2000). Essa interação resulta na organização espacial dos lagartos em subconjuntos de espécies da comunidade do mosaico ambiental (Pianka 1986).

Na Restinga de Jurubatiba existem diferentes feições geomorfológicas nas planícies arenosas, e as várias lagoas apresentam características abióticas distintas (Enrich-Prast et al. 2004), que podem influenciar a formação da vegetação, resultando na ocorrência de diferentes comunidades vegetais na região (*e.g.* Henriques et al. 1986, Oliveira-Galvão 1990, Araujo et al. 1998 *apud* Jamel 2004). As fitofisionomias são formadas por espécies vegetais adaptadas a um conjunto de características do habitat onde estão inseridas. De forma geral, podem ser reconhecidas dez comunidades vegetais para a Restinga de Jurubatiba (Araujo et al. 1998): halófila-psamófila reptante; arbustiva fechada de pós-praia; arbustiva aberta de *Clusia*; arbustiva aberta de Ericaceae; arbustiva aberta de Palmae; mata periodicamente inundada; mata permanentemente inundada; mata de cordão arenoso; herbácea brejosa; e aquática.

As diferentes fitofisionomias existentes ao longo da Restinga de Jurubatiba abrigam um total de oito espécies de lagartos (*Ameiva ameiva*, *Brasiliscincus agilis*, *Glaucomastix littoralis*, *Gymnodactylus darwini*, *Hemidactylus mabouia*, *Psychosaura macrorhyncha*, *Salvator merianae* e *Tropidurus torquatus*), sendo que a distribuição de cada uma varia localmente (Rocha et al. 2004). As fitofisionomias da Restinga de Jurubatiba abrigam, em cada uma delas, de duas a seis espécies de lagartos, sendo o generalista *Tropidurus torquatus* o único presente em todas (Rocha et al. 2004). Entre as espécies de lagartos de Jurubatiba, apenas o teídeo *Glaucomastix littoralis* (= *Cnemidophorus littoralis*) é endêmico das restingas do estado do Rio de Janeiro e considerado ameaçado de extinção (MMA 2014, 2022).

Glaucomastix littoralis, também conhecido como lagarto-da-cauda-verde (figura 10.1), possui distribuição consideravelmente restrita e disjunta no estado do Rio de Janeiro e, atualmente, ocorre em apenas quatro restingas (Marambaia, Maricá, Jurubatiba e Grussaí; figura 10.2) ao longo de um trecho de cerca de 200 km de costa (Rocha et al. 2000a, 2003, 2004; Menezes e Rocha 2013). No presente capítulo, abordamos aspectos da ecologia de *G. littoralis* na Restinga de Jurubatiba, provendo informações sobre ocorrência, distribuição, densidade, forrageamento e dieta, ecologia térmica, atividade, reprodução, parasitismo, *status* de conservação, e propomos recomendações para conservação da espécie.



FIGURA 10.1 O lagarto teídeo *Glaucomastix littoralis* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, uma das quatro únicas áreas de conhecida ocorrência da espécie.

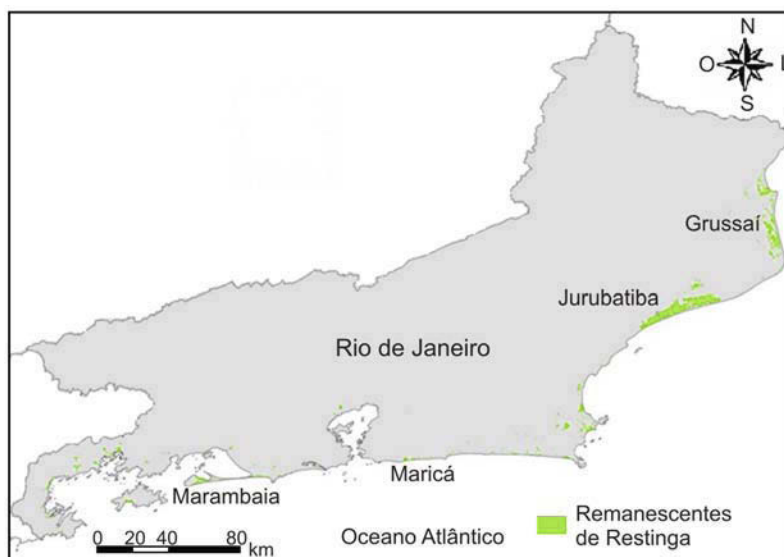


FIGURA 10.2 Mapa indicando os remanescentes de restinga ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro e as quatro localidades contendo estoques populacionais de *Glaucomastix littoralis*.

10.2 AVALIANDO A OCORRÊNCIA, A DISTRIBUIÇÃO E A DENSIDADE

Os estudos sobre os lagartos realizados na Restinga de Jurubatiba pelo Laboratório de Ecologia de Vertebrados do Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia da UERJ, foram iniciados em 1995, a partir de quando foi possível acumular um conjunto de informações sobre diferentes aspectos da ecologia de *G. littoralis*. Esses dados agregaram-se ao conhecimento sobre a espécie, obtido concomitantemente em outras áreas de sua ocorrência.

Visando compreender melhor a distribuição e a densidade de *G. littoralis* em Jurubatiba, fizemos amostragens na restinga ao redor da Lagoa de Cabiúnas e da Lagoa Comprida, incluindo cinco das fitofisionomias existentes (figura 10.3). O estudo foi realizado no período de dezembro de 2003 a março de 2004. Em cada área, realizamos transecções em número variável, uma vez que as formações vegetacionais diferiam muito em área superficial, com um distanciamento mínimo de 100 m, percorridos uma única vez, garantindo a independência das amostras. Como a dimensão de cada formação estudada variou, cada área foi amostrada no seu todo resultando em um número de transectos realizados e a distância total percorrida em cada área desiguais. Assim, de forma a padronizar os valores encontrados, esses foram expressos em termos da densidade de indivíduos de *G. littoralis* (ind/ha), para tornar os valores obtidos comparáveis. Realizamos as amostragens em dias ensolarados entre 8 h e 16 h (manhã: 8h-11 h, meio do dia: 11h-14 h; e tarde: 14h-17 h (Rocha e Bergallo 1997, Hatano et al. 2001, Matos, 2005). Os transectos possuíam 5 m de largura de procura, sendo 2,5 m de largura a cada lado do observador, com o observador se deslocando no eixo central do transecto. Para cada indivíduo observado, medimos a distância entre o lagarto avistado e o observador e registramos o micro-hábitat utilizado no momento da visualização. Calculamos a densidade de *G. littoralis* (número de indivíduos por hectare) em cada fitofisionomia estudada, a partir da distância percorrida multiplicada pela largura dos transectos.

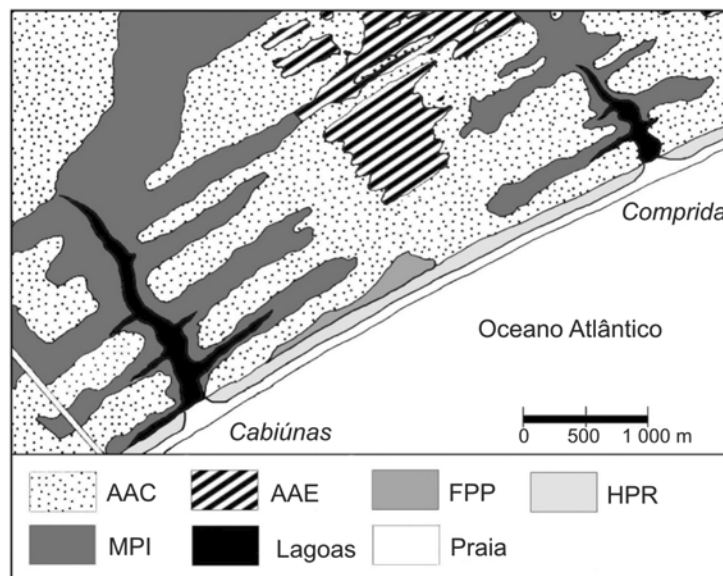


FIGURA 10.3 Representação esquemática das áreas estudadas no Parque Nacional de Restinga de Jurubatiba - RJ. AAC - Arbustiva aberta de *Clusia*; AAE - Arbustiva aberta de *Ericaceae*; FPP - Arbustiva fechada de pós-praia; HPR - Halófila-psamófila reptante; MPI - Mata periodicamente inundada. Modificado de Matos (2005).

Glaucmastix littoralis foi encontrado em quatro das cinco fitofisionomias estudadas (arbustiva aberta de *Clusia*, arbustiva aberta de *Ericaceae*, arbustiva fechada de pós-praia e halófila-psamófila).

reptante), o que representa todas as formações abertas. A maior densidade populacional de *G. littoralis* ocorreu na formação fechada de pós-praia (8,5 ind/ha), seguido de arbustiva aberta de *Clusia* (3,5 ind/ha), arbustiva aberta de *Ericaceae* (3,0 ind/ha) e por último halófila-psamófila reptante, com a menor densidade (0,4 ind/ha) (figura 10.4). A densidade média de *G. littoralis* como um todo no conjunto de ambientes amostrados foi de 3,9 ind/ha. A biomassa média estimada de *G. littoralis* na Restinga de Jurubatiba foi de $5,1 \pm 3,2$ gramas por hectare (1,0 – 15,5, N = 20 transectos), estimada a partir da massa média que a espécie possui multiplicada pela densidade de indivíduos estimada por hectare, para uma área total amostrada de aproximadamente 1 490 ha.

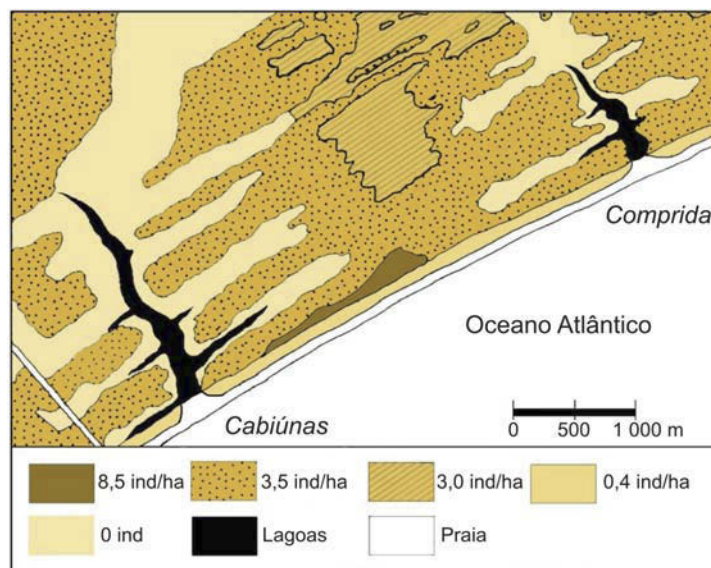


FIGURA 10.4 Distribuição das densidades estimadas (ind/ha) do lagarto endêmico e ameaçado de extinção *Glaucomastix littoralis* nas comunidades vegetais estudadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro. Mapa modificado de Matos (2005).

Os micro-habitats utilizados pelos indivíduos variaram de acordo com a fitofisionomia em que foram encontrados. Em cada comunidade vegetal onde houve observação dos lagartos, a disponibilidade de micro-habitats e a estrutura do habitat foram medidas a partir das seguintes variáveis, tomadas em dois transectos com 50 pontos alinhados, distantes 5 m do anterior, desde o solo até a maior altura onde foi observada a presença de lagartos: (a) existência de areia descoberta; (b) existência de folhço; (c) existência de bromélias; (d) existência de cactos; (e) existência de plantas herbáceas; (f) existência de plantas lenhosas arbustivas ou arbóreas; (g) existência da palmeira *Allagoptera arenaria*; (h) existência de cupinzeiros. A frequência da utilização dos micro-habitats pelos lagartos foi comparada com a frequência de ocorrência de cada micro-habitat, utilizando o teste Kolmogorov-Smirnov para duas amostras independentes. Na arbustiva aberta de *Clusia*, onde foi também consideravelmente abundante, foram avistados em geral deslocando-se no solo (alguns poucos indivíduos foram vistos sobre bromélias), utilizando principalmente os micro-habitats da palmeira *Allagoptera arenaria* (guri), folhço e areia. Os dados obtidos mostraram que a distribuição de frequência dos micro-habitats utilizados por *G. littoralis* na vegetação aberta de *Clusia* foi similar à distribuição de frequência dos micro-habitats disponíveis. Na formação arbustiva aberta de *Ericaceae*, os indivíduos dessa espécie utilizaram apenas os micro-habitats areia e folhço. Nessa formação, *G. littoralis* teve a largura de seu nicho espacial (índice de diversidade de Simpson = 1,3243) menor do que na formação aberta de *Clusia* (3,2232), utilizando os micro-habitats em frequência diferente da disponibilidade desses. Já

nas outras duas fitofisionomias em que esse lagarto foi encontrado (formações fechada de pós-praia e halófila-psamofila reptante), os indivíduos foram avistados apenas na areia. Em ambas, a frequência de ocupação do micro-habitat foi diferente da disponibilidade do mesmo para cada fitofisionomia. No geral, *G. littoralis* utilizou folhiço seco ou areia como substrato com frequência maior do que a disponibilidade desses micro-habitats em todas as fitofisionomias, exceto na formação aberta de *Clusia*, na qual a espécie utilizou os micro-habitats na mesma proporção de suas disponibilidades.

A formação halófila-psamofila reptante, a área com menor densidade populacional de *G. littoralis*, apresentou uma heterogeneidade espacial comparativamente menor, dominada por plantas herbáceas. Essa fitofisionomia foi a que apresentou menor abundância dos micro-habitats mais utilizados por *G. littoralis* (areia nua, folhiço seco e palmeira *Allagoptera arenaria*), potencialmente limitando a densidade dessa espécie nessa formação. Em Jurubatiba, a maior riqueza de espécies de lagartos (seis espécies) foi encontrada na comunidade vegetal com maior diversidade de micro-habitats disponíveis (arbustiva aberta de *Clusia*). Estudos sobre comunidades de lagartos, em diferentes continentes, apontam a heterogeneidade espacial, especialmente a vegetal, como o fator de maior importância na determinação da riqueza e ocorrência de espécies de lagartos habitando uma determinada área (Pianka 1989).

A ocorrência de *G. littoralis* na Restinga de Jurubatiba é um fato destacável por se tratar de um lagarto ameaçado de extinção, endêmico e com distribuição restrita. A área de maior densidade dessa espécie (arbustiva fechada de pós-praia) é uma das mais ameaçadas devido à sua estreita faixa de vegetação e pela proximidade com a estrada que existe ao longo da praia. Essa formação deve ser considerada de grande relevância para a conservação de *G. littoralis*, por ser onde ocorrem as maiores densidade e biomassa dessa espécie dentre as fitofisionomias estudadas na Restinga de Jurubatiba (Cosendey et al. 2016). Da mesma forma, a formação halófila-psamófila reptante, apesar de apresentar uma baixa densidade geral de *G. littoralis*, não deve ser negligenciada para a conservação dessa espécie. O grau de perturbação antrópica que vem ocorrendo na Restinga de Jurubatiba nos últimos anos certamente constitui um efeito negativo à população local desse lagarto. A instalação do gasoduto e as obras decorrentes durante os anos de 2003 a 2005 causaram perturbações relativamente recentes em algumas fitofisionomias da restinga, especialmente na zona fechada de pós-praia.

No ambiente essencialmente heterogêneo da Restinga de Jurubatiba, a população de *G. littoralis* esteve espacialmente organizada, apresentando seus parâmetros de densidade de acordo com a distribuição das comunidades vegetais (figura 10.4). Os eventuais efeitos das perturbações causadas à estrutura ambiental dessa restinga sobre as populações dessa espécie ameaçada ainda são pouco conhecidos. Programas de monitoramento das populações desse lagarto nas áreas sob influência da obra e da tubulação seriam recomendados para se evitar uma possível queda populacional.

10.3 FORRAGEAMENTO E DIETA

Glaucomastix littoralis é uma espécie forrageadora ativa que desloca-se ativamente sobre o folhiço da borda de moitas ou sobre o solo arenoso da restinga em áreas mais abertas, localizando suas presas tanto visualmente como utilizando as funções olfativas de sua língua bífida (figura 10.5). E, embora consuma diferentes tipos de presas (Menezes et al. 2006), os cupins constituem a maior parte da alimentação de jovens e adultos, representando cerca de 97 % da dieta ao longo do ano (Teixeira-Filho et al. 2003, Menezes et al. 2006, Menezes et al. 2021). Esses insetos constituem presas frequentes na dieta de outras espécies de lagartos teiídeos vivendo nas restingas (e.g., *Ameivula nativo*, Menezes et al. 2008). As larvas de besouros e as aranhas ocorrem em menor frequência (cerca de 30 % e 20 % dos

estômagos, respectivamente), mas são importantes itens que complementam a dieta de *G. littoralis* (Teixeira-Filho et al., 2003) e outros cnemidoforinos como *Ameivula nativo* (Bergallo e Rocha, 1994). O balanço energético de *G. littoralis* é positivo em Jurubatiba e em outras duas localidades, quando consideramos o número de indivíduos com estômagos vazios como um índice simples do balanço energético instantâneo das populações (Flynn et al. 2020). Um estudo realizado nos anos de 1999 e 2000 também verificou a presença de um indivíduo jovem do geconídeo *Hemidactylus mabouia* no estômago de um adulto de *G. littoralis* (Menezes et al. 2006).

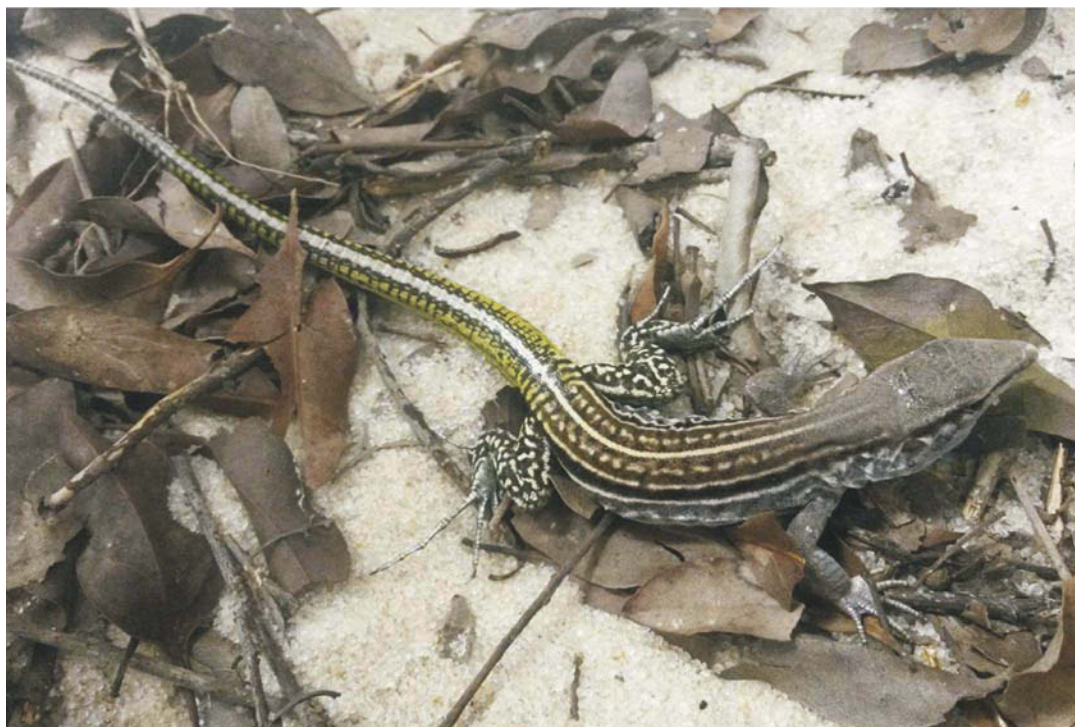


FIGURA 10.5 O lagarto *Glaucomastix littoralis* durante atividade de forrageamento, deslocando-se sobre o solo em área aberta da restinga.

A lagartixa *Hemidactylus mabouia* (Squamata, Gekkonidae) é a espécie de vertebrado não nativo mais amplamente distribuída no Brasil, tendo sido observada perto de ambientes urbanos em várias regiões brasileiras (Rocha et al. 2011). Sabe-se que essa espécie interage com as comunidades locais em diferentes aspectos ecológicos como, por exemplo, micro-habitat (Rocha et al. 2011), parasitismo (Anjos e Rocha 2005, 2008a, b) e relações presa-predador (e.g Rocha e Vrcibradic 1998, Bernarde et al. 2000). As interações alimentares de algumas espécies de lagartos envolvem o canibalismo e/ou alimentar-se de jovens de outras espécies de lagartos (e.g Dias e Rocha 2007, Siqueira e Rocha 2008). O consumo de *H. mabouia* por *G. littoralis* evidencia que, apesar de possuir uma dieta composta predominantemente por cupins e outros insetos, o consumo eventual de lagartos jovens de outras espécies pode ocorrer em alguns casos.

10.4 ECOLOGIA TÉRMICA E ATIVIDADE

Glaucomastix littoralis é uma espécie com período de atividade unimodal, sendo primariamente heliotérmica (Teixeira-Filho et al. 1995, Vitt 1995), mas que, de forma complementar, utiliza o calor

do ar ou do substrato (incluindo elementos do ambiente como cactos – figura 10.6), para sua regulação térmica (Teixeira-Filho et al. 1995, Hatano et al. 2001). A espécie tem preferência por áreas abertas (Teixeira-Filho et al. 1995, Rocha 2000, Menezes e Rocha 2011) onde consegue a quantidade de energia necessária para a realização das suas funções fisiológicas básicas (Menezes et al. 2000, Silva e Araújo 2008). Estudos realizados na Restinga de Jurubatiba mostram que o pico de atividade da espécie coincide com os horários de maior temperatura do ambiente (Hatano et al. 2001), e que os indivíduos se movimentam geralmente nas bordas de moitas das fitofisionomias abertas da restinga, intercalando entre manchas de sol e sombra (Teixeira-Filho et al. 1995) (figura 10.5).



FIGURA 10.6 O lagarto *Glaucomastix littoralis*, um termorregulador primariamente heliotérmico, mas que também utiliza de forma complementar o calor de fontes do ambiente como os cactos para sua termorregulação.

A temperatura corpórea média em atividade da espécie é aproximadamente de 38 °C, com uma amplitude que varia de 30,2 a 41,2 °C (Menezes e Rocha 2011). De maneira geral, lagartos forrageadores ativos possuem temperaturas corpóreas comparativamente mais elevadas que aquelas espécies simpátricas de modo de forrageio sedentário devido à necessidade de manter as altas taxas de metabolismo (Bergallo e Rocha 1993). A temperatura corpórea de *G. littoralis* pode ser influenciada pelas temperaturas do ar e do substrato (Menezes e Rocha 2011), mas por se tratar de um forrageador ativo que obtém grande parte do calor a partir da radiação direta do sol, em alguns casos, essa relação não é clara, como é o caso da população de Jurubatiba (Hatano et al. 2001). Indivíduos machos e fêmeas de algumas espécies de lagartos podem diferir na temperatura corpórea, devido a diferenças no estado reprodutivo e no comportamento. Tais diferenças não foram encontradas para *G. littoralis* em Jurubatiba, o que pode ser um efeito do pequeno tamanho da amostra (Menezes e Rocha 2011).

Os indivíduos dessa espécie geralmente iniciam sua atividade depois das 8 h e encerram por volta das 15 h, com um pico de atividade entre 10 h e meio-dia (Teixeira-Filho et al. 1995, 2003; Hatano et al. 2001). Ao longo desse período, os indivíduos de *G. littoralis* regulam sua temperatura por meio do ajuste da posição do corpo em relação ao sol e da alternância entre microambientes frios e quentes, alterando o fluxo de calor por condução, convecção ou absorção (Menezes et al. 2000). O equilíbrio térmico dos lagartos é atingido por ajustes comportamentais e/ou fisiológicos associados às condições do hábitat (Huey e Stevenson 1979, Menezes et al. 2000, 2011), pois necessitam de uma faixa adequada de temperatura para realizar seus processos fisiológicos, como forrageamento, digestão, demarcação e defesa de territórios, cópula, escape de predadores, entre outras (Huey e Slatkin 1976). Em temperaturas acima e abaixo dessa faixa, os indivíduos gradualmente perdem suas capacidades de funcionamento e de movimentação, podendo entrar em narcose. Adicionalmente, o tipo de micro-hábitat tem sido considerado importante devido ao profundo impacto que a especialização no hábitat tem sobre os limites térmicos em lagartos tropicais (Brusch et al. 2016).

As mudanças na estrutura física do hábitat, bem como na dinâmica da temperatura e da umidade, podem alterar a amplitude de temperatura ideal para os lagartos e impor limites às suas atividades (Huey e Slatkin 1976, Barrows et al. 2010, Gilbert e Miles 2016). Além disso, as mudanças climáticas vêm sendo consideradas como responsáveis por extinções locais e globais de diferentes organismos, ameaçando principalmente as espécies ectotérmicas, como os lagartos (Diele-Viegas et al. 2020). As mudanças nas temperaturas médias globais alteram as fontes de calor do ambiente que são fundamentais para a termorregulação, modificando o nicho térmico disponível. Quando as temperaturas estão muito elevadas, os indivíduos refugiam-se em abrigos com temperaturas mais amenas. Entretanto, essas horas de restrição no refúgio limitam o forrageamento, gerando custos na função metabólica (crescimento, manutenção e reprodução), diminuindo as razões de crescimento populacional e aumentando os riscos de extinção (Sinervo et al. 2010). Assim, entender as respostas dos indivíduos às mudanças ambientais e os seus limites de tolerância constitui ponto-chave para a manutenção da população.

10.5 REPRODUÇÃO

Embora muitos estudos tenham contribuído para aumentar o conhecimento sobre a reprodução em lagartos cnemidoforinos (*e.g.* Léon e Cova 1973, Mojica et al. 2003), as informações sobre aspectos reprodutivos para as espécies do Brasil são ainda muito restritas (*e.g.* Menezes e Rocha 2014). Os padrões reprodutivos dessas espécies em áreas tropicais foi objeto de interesse de pesquisadores nas três últimas décadas, porém o conhecimento ainda está restrito a poucas espécies e populações. O tamanho da ninhada é variável, havendo espécies com ninhadas de um único ovo (como em *Cnemidophorus arubensis* – Vitt e Breitenbach 1993) até ninhadas com vários ovos (dois a cinco ovos como em *Cnemidophorus lemniscatus* – Léon e Cova 1973).

Em Jurubatiba, as fêmeas de *Glaucmastix littoralis* produzem de um a cinco folículos/ovos, sendo mais frequente a ocorrência de dois, que são colocados em abrigos subterrâneos no terreno arenoso da restinga (Menezes e Rocha 2014). O tamanho corpóreo da menor fêmea reprodutiva (com folículos ovarianos em vitelogênese ou ovos no oviduto) é de 57,7 mm, e o comprimento rostro-cloacal médio das fêmeas adultas da espécie é de $62,4 \pm 3,5$ mm (57,7 a 74,3 mm; N = 19) (Menezes e Rocha 2014).

Durante a estação chuvosa, cerca de 80 % das fêmeas de *G. littoralis* em Jurubatiba estão reprodutivas, e 14 % apresentam ninhadas múltiplas (ocorrência simultânea de folículos em vitelogênese

e ovos nos ovidutos ou folículos em vitelogênese e corpos lúteos). O tamanho dos folículos ovarianos em vitelogênese variou de 1,5 a 11,3 mm ($N = 87$), enquanto o volume médio dos ovos foi de $626,8 \pm 96,2 \text{ mm}^3$ ($N = 5$), com um tamanho do ovo variando de 15,0 a 20,0 mm de comprimento e de 7,0 a 9,0 mm de largura ($N = 7$). Diferentes parâmetros da ecologia e da história de vida dos lagartos podem afetar o tamanho da ninhada de uma determinada espécie. De forma geral, há uma tendência ao aumento do tamanho da ninhada com o aumento do tamanho das fêmeas para a maioria das espécies de lagartos brasileiros (*e.g.* Winck e Rocha 2012). Entretanto, provavelmente devido à pequena amostra estudada ($N = 15$ fêmeas), não houve uma relação significativa entre o tamanho da ninhada e o tamanho corpóreo de *G. littoralis* em Jurubatiba (Menezes e Rocha 2014). O tamanho corpóreo médio dos machos adultos de *G. littoralis* varia de 48,0 a 76,1 mm com média de $63,4 \pm 8,0$ mm ($N = 18$), sendo 48,0 mm o tamanho do menor macho sexualmente maduro (com espermatozoides nos túbulos seminíferos e/ou no epidídimo). O volume médio dos testículos dos indivíduos adultos é de $20,2 \pm 7,9 \text{ mm}^3$ (variando de 2,7 a $33,6 \text{ mm}^3$; $N = 18$) (Menezes e Rocha 2014).

O pequeno tamanho da ninhada para algumas espécies de lagartos tem sido associado à predação e ao custo energético de carregar os ovos, o que provavelmente seleciona uma menor ninhada, principalmente em espécies com forrageamento ativo quando comparado com forrageadores sedentários (Vitt e Breitenbach 1993). O tamanho da ninhada e o volume dos ovos são parâmetros que estão associados ao tamanho dos filhotes produzidos e, conseqüentemente, à maior chance de sobrevivência desses. O tamanho da ninhada de *G. littoralis* é semelhante ao encontrado para a maioria das espécies de enemidoforinos estudadas na América do Sul, como *Cnemidophorus cryptus* na Amazônia (média = 1,9; Vitt et al. 1997) e *C. lemniscatus* na Colômbia (média = 2,2; Mojica et al. 2003), sugerindo que o tamanho da ninhada possa ser filogeneticamente limitado para a maioria das espécies (Vitt 1983; Vitt et al. 1997).

10.6 PARASITISMO

Os répteis são importantes hospedeiros definitivos ou intermediários no ciclo de vida de várias espécies de parasitas (Ávila e Silva 2010). Atualmente, o Brasil possui uma das maiores riquezas de répteis do mundo, porém grande parte da biodiversidade de seus parasitas é ignorada pelos conservacionistas (Rocha et al. 2016). Os parasitas de lagartos podem ser divididos em dois grandes grupos: endoparasitas e ectoparasitas. Os helmintos são endoparasitas altamente diversos, apesar do número ainda incipiente de espécies descritas (mais de 23 mil espécies conhecidas no mundo; Hugot et al. 2001), sendo os mais comuns na fauna de lagartos (Ávila e Silva 2010). Os ectoparasitas de lagartos pertencem ao grupo dos ácaros trombiculídeos, incluindo o gênero *Eutrombicula*, que é cosmopolita e parasita de vertebrados (Ewing 1944, Warton 1952). Existe pouca informação sobre a ecologia de ectoparasitas no Brasil. Os estudos existentes focam principalmente nos ácaros de interesse veterinário e, em muitos casos, consistem apenas em uma lista de espécies de uma localidade e suas espécies hospedeiras (Cunha-Barros et al. 2003). Em ambientes de restinga, a espécie de ácaro *Eutrombicula alfreddugesi* infesta a maioria das espécies de lagartos (Cunha-Barros e Rocha 1995, Rocha et al. 2000b, 2003, Rocha et al. 2000c). No entanto, apenas a sua forma larval é parasitária, enquanto os adultos vivem no folhíço (Ewing 1944, Warton 1952). As dobras cutâneas e as regiões articulares dos lagartos favorecem a fixação e a proteção dos ácaros (Cunha-Barros e Rocha 2000). As larvas de *E. alfreddugesi* geralmente aderem à epiderme, penetrando na derme onde se alimentam de tecidos (Oeorgi 1988), podendo causar dermatite e danificar gravemente os tecidos epidérmicos e dérmicos, expondo a área afetada à infestação por vírus e bactérias (Ewing 1944).

Em Jurubatiba, o ácaro *E. alfreddugesi* é prevalente em 95 % da população de *Glaucomastix littoralis*, com intensidade média de $20,0 \pm 16,7$ ($N = 21$), enquanto para outras espécies (*Tropidurus torquatus*, *Brasiliscincus agilis* e *Psychosaura macrorhyncha*), todos os indivíduos amostrados estavam infectados (Cunha-Barros et al. 2003). Em Jurubatiba, os indivíduos de *G. littoralis* com maior tamanho corpóreo possuem maior intensidade de infestação pelos ácaros quando comparados aos menores (Cunha-Barros et al. 2003). O tamanho do corpo do hospedeiro geralmente influencia as taxas com que são parasitados (Poiani 1992), uma vez que hospedeiros maiores tendem a ter proporcionalmente mais locais de infestação adequados a parasitas quando comparados a hospedeiros menores (e.g. Vogel e Bundy 1987, Ribas 1995).

Em Jurubatiba, *G. littoralis* foi a única espécie de lagarto em que os locais preferenciais de infestação dos ácaros não foram as dobras cutâneas e regiões articulares das axilas anteriores, mas, sim, as regiões de virilha e cauda (Cunha-Barros et al. 2003). Uma vez que as características morfológicas e o grau de mobilidade das espécies de lagartos no ambiente podem afetar as taxas de infestação por ácaros, as escamas menos sobrepostas de *G. littoralis* e a sua maior movimentação no hábitat, quando comparado a *T. torquatus*, podem dificultar a fixação do parasita no seu tegumento (Cunha-Barros e Rocha 2000). Esses fatores biológicos e comportamentais poderiam explicar, ao menos parcialmente, as menores taxas de infestação por ácaros em *G. littoralis* que em *T. torquatus* em Jurubatiba.

A infecção por helmintos em lagartos pode acontecer diretamente pelo solo ou, indiretamente, pela cadeia alimentar (Anderson 2000). Assim, é possível que a diversidade de helmintos nematódeos possa, de certa forma, estar relacionada à amplitude de nicho de alimento dos lagartos (Vrcibradic et al. 2000). Os helmintos podem ocupar diferentes partes do corpo dos lagartos, como estômago, intestino anterior e posterior, cavidade corpórea, dentre outras. Diferentes fatores como a área de distribuição dos hospedeiros, o tamanho corpóreo, as estratégias de forrageamento, os hábitos alimentares e/ou o ciclo de vida das espécies de parasitas influenciam a riqueza, a prevalência e a intensidade de infecção (Aho 1990).

Comparado com as demais espécies de lagartos de Jurubatiba, *G. littoralis* abrigou uma fauna menos diversa de nematódeos, com quatro espécies [*Physaloptera retusa*, *Physaloptera* sp. (larva), *Hexameta boddaertii* (larva) e Nematoda indet.] (Vrcibradic et al. 2000). O baixo tamanho amostral de *G. littoralis* estudado em Jurubatiba ($N = 22$) pode ajudar a explicar a baixa riqueza de helmintos, se comparado às outras espécies de lagartos nessa localidade (Vrcibradic et al. 2000). O estômago dos lagartos foi o principal sítio de infecção por nematódeos na população (Vrcibradic et al. 2000). Na Restinga de Barra de Maricá, *G. littoralis* foi infectado por três espécies (*P. retusa*, *P. lutzi* e *Thelandros sceleratus*) com uma prevalência de 86,4 % (Ribas et al. 1995). Em Jurubatiba, a intensidade média da infecção e a prevalência de nematódeos (machos: 6/9, fêmeas: 11/13) não diferiram entre os sexos. Entretanto, na população de Barra de Maricá, Ribas et al. (1995) registraram maior proporção de fêmeas de *G. littoralis* (30/43) infectadas que de machos (49/53) em relação ao principal parasita encontrado, *P. retusa* (prevalência = 81,6 % na população). O consumo diferencial de presas entre os sexos de lagartos pode ser um fator determinante nas diferenças na fauna de helmintos heteroxênicos (aqueles que possuem hospedeiro intermediário e definitivo). A ausência de diferenças sexuais no parasitismo em *G. littoralis* em Jurubatiba pode estar relacionada à dieta similar entre os sexos, que é composta primariamente de cupins (Vrcibradic et al. 2000).

10.7 STATUS ATUAL DE CONSERVAÇÃO DE *GLAUCOMASTIX LITTORALIS*

Glaucomastix littoralis foi descrita como uma nova espécie no ano 2000 (Rocha et al. 2000c) e, por esta razão, não consta da primeira e única Lista da Fauna Ameaçada para o Estado do Rio de Janeiro publicada em 1998 (DOERJ 1998). A partir de 2003, a espécie passou a figurar nas listas do Ministério do Meio Ambiente. Atualmente, *G. littoralis* é ameaçada de extinção no nível nacional (MMA 2018, 2022) e global (IUCN 2019), constando da Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção como “em perigo”, sob o grau EN_A2c; B2ab(ii,iii) (MMA 2018, 2022). Os principais critérios que definem seu grau de ameaça são a redução populacional, o seu isolamento em pequenas subpopulações, a intensa degradação ambiental e a perda de habitats.

Nos últimos anos, a área de ocupação de *G. littoralis* vem sofrendo fragmentação e descaracterização devido à destruição das restingas, especialmente pela expansão urbana e por empreendimentos de grande porte (e.g. Porto do Açu) que têm ocasionado a perda de estoques populacionais importantes (Cosendey et al. 2016). A Restinga de Jurubatiba constitui um dos quatro importantes reservatórios dessa espécie e, embora seja uma unidade de conservação, houve, anos atrás, a implantação de gasodutos especialmente nas áreas da restinga (zona fechada de pós-praia) onde *G. littoralis* é mais abundante.

Além da destruição de habitats, outros fatores que potencialmente colocam em risco *G. littoralis* e outras populações de lagartos são os efeitos decorrentes das mudanças climáticas globais que estão ocasionando a extinção dos lagartos no planeta (Sinervo et al. 2010). As mudanças climáticas têm sido demonstradas por extenso corpo de estudos científicos que demonstram seus efeitos em diferentes organismos no mundo (IPCC 2014). O aquecimento promove mudanças nas condições ambientais que ultrapassam, algumas vezes, os limites fisiológicos das espécies, gerando efeitos sobre a biota em tempo real (Root et al. 2003). Isto é especialmente crítico para organismos ectotérmicos vivendo em ambientes vulneráveis às alterações climáticas, como lagartos adaptados a áreas tropicais baixas (Brusch et al. 2016; Sinervo et al. 2010). Essas espécies possuem micro-habitats específicos, baixa vagilidade e uma reduzida capacidade fisiológica de ajuste às mudanças ambientais. Nas últimas décadas, as temperaturas globais estão aumentando de forma acelerada (IPCC 2014), desafiando a capacidade evolutiva dos lagartos.

Os estudos do laboratório de Ecologia de Vertebrados do Departamento de Ecologia da UERJ integram, há cerca de uma década, esse esforço mundial de cerca de 30 pesquisadores em 15 países empenhados em compreender como as mudanças climáticas globais estão alterando fisiologicamente a térmica dos lagartos e dos anfíbios, extirpando populações e extinguindo espécies. Em 2010, como resultado desses estudos, mostramos, em um artigo conjunto (Sinervo et al. 2010), que está ocorrendo uma extinção de espécies de lagartos simultaneamente em cinco diferentes continentes do planeta, devido ao aumento das temperaturas médias globais. Os lagartos estão declinando ao terem seu nicho térmico alterado pela redução do número de horas por dia que podem permanecer ativos sem superaquecer no habitat, devido à elevação das temperaturas ambientais. Por meio de modelos matemáticos, nosso estudo de colaboração previu a extinção de 16 % das populações de lagartos no mundo em 2050 e 40 % em 2080, se não forem reduzidas as atuais taxas de emissão de dióxido de carbono (Sinervo et al. 2010).

Assim, com o cenário atual de risco para os lagartos, é fundamental a contínua obtenção dos dados sobre o nicho térmico de *G. littoralis* nas áreas em que a espécie ocorre, além da elaboração de um conjunto de estratégias e ações que devam mitigar os efeitos atuais das mudanças climáticas e da destruição de habitats sobre as populações dessa espécie nas quatro únicas áreas de ocorrência. Importante também atentar para os mesmos riscos possíveis que possam estar ocorrendo para as demais espécies da comunidade de lagartos, decorrentes das mudanças climáticas globais.

10.8 RECOMENDAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE

Algumas recomendações são fundamentais para aumentar as chances de preservação de *G. littoralis*, devendo receber especial atenção por tomadores de decisão, gestores de órgãos ambientais e de unidades de conservação. As principais são:

1. **Ações para a redução dos fatores de degradação no habitat** – Como *G. littoralis* ocupa áreas de restinga junto à região litorânea, o planejamento e a construção de imóveis, de calçamentos e de vias litorâneas devem previamente mapear a ocorrência local de suas populações, de forma a preservar a vegetação e o habitat da espécie. É importante considerar que as áreas costeiras de restinga constituem parte das Áreas de Preservação Permanente (APPs). Qualquer tipo de construção ou utilização que destrua a vegetação, a faixa de areia ou de dunas litorâneas deve ser impedido para a preservação desse ambiente, devendo o Poder Público zelar efetivamente por essa proteção.
2. **Aumento do esforço de conservação pela implantação de novas unidades de conservação nas restingas em que *G. littoralis* ocorre** – É fundamental que o Poder Público considere tornar as três outras áreas além da Restinga de Jurubatiba em que *G. littoralis* ocorre (restingas da Marambaia, de Maricá e de Grussaí), unidades de conservação de efetiva proteção à diversidade biológica, de forma a preservar os poucos estoques populacionais existentes da espécie.
3. **Recuperação e recomposição da vegetação de restinga nas áreas de ocorrência de *G. littoralis*** – Em grande parte das restingas, incluindo as quatro únicas áreas de ocorrência de *G. littoralis*, a vegetação da restinga vem sendo destruída, com a perda de extensas áreas deste habitat. Assim, é importante que sejam elaborados projetos de recuperação e de recomposição da vegetação do habitat de *G. littoralis*, seguindo um cuidadoso planejamento científico, precedido por plano de conhecimento da vegetação originalmente existente, o que é fundamental para a sobrevivência do lagarto. Para promover a efetiva proteção do estoque populacional local do lagarto, esses programas devem incluir no seu planejamento a recomposição com espécies de plantas do habitat estrutural original de *G. littoralis* e buscar recompor ambientes térmicos apropriados (conjunto de temperaturas operativas da espécie), baseado no conhecimento prévio sobre tais temperaturas.
4. **Conhecer as temperaturas operativas e as temperaturas preferenciais de *G. littoralis* em suas diferentes áreas de ocorrência** – Especialmente devido ao processo global de mudanças climáticas, deve ser realizado um cuidadoso estudo do espectro de temperaturas dos micro-habitats utilizados por *G. littoralis*. A manutenção dos micro-habitats que possuem as temperaturas preferidas pelo lagarto (máximas e mínimas voluntariamente toleradas) é fundamental para a persistência da espécie frente às mudanças climáticas.
5. **Erradicação de plantas exóticas e invasoras dos habitats de restingas** – As plantas exóticas e invasoras constituem um grande problema e risco às populações nativas de fauna e flora, especialmente em ambientes sensíveis e de mais difícil recomposição como restingas, onde o solo é essencialmente arenoso e composto de 90 % de areia inconsolidada. As espécies invasoras dos habitats de restinga constituem um importante impacto negativo às populações de *G. littoralis* (e a outras populações locais) e, portanto, devem ser localmente erradicadas de forma a que *G. littoralis* possa ocupar inteiramente seu habitat natural e manter suas condições apropriadas de vida. A remoção das espécies exóticas invasoras dos habitats de *G. littoralis* deve ser realizada com base em um programa de substituição em que, na medida em que as espécies exóticas invasoras sejam retiradas, concomitantemente, sejam plantadas espécies nativas.

6. **Controle de lixo** – A deposição constante do lixo nas diferentes restingas em que ocorre *G. littoralis* constitui importante impacto negativo sobre as populações do lagarto e da vegetação da restinga. A deposição deve ser impedida e a retirada do lixo deve ser feita frequentemente pelos órgãos governamentais, e não deve se limitar às áreas onde há acesso a veículos.
7. **Controle e impedimento de práticas de lazer que incluam fogo na restinga** – Algumas práticas de lazer que incluem o uso de fogo, como o churrasco, devem ser impedidas pelo Poder Público, quando realizadas no ambiente das restingas. Essas práticas devem estar restritas a locais destinados especialmente a elas, onde não haja possibilidade de causar a queima de partes da vegetação ou mesmo incêndios de grande escala. A população deve ser conscientizada do risco que esse lazer pode causar à vegetação da restinga.
8. **Estabelecimento de programas de monitoramento dos estoques populacionais do lagarto** – Devem ser estabelecidos programas de monitoramento das populações do lagarto em suas quatro únicas localidades de ocorrência de forma a obter um acompanhamento da evolução dos estoques populacionais ao longo do tempo e permitir identificar eventuais declínios populacionais.
9. **Elaboração e realização de programas de educação ambiental** – Para que haja uma sensibilização da população sobre a importância de se conhecer e preservar esse lagarto endêmico e ameaçado de extinção e o seu hábitat, é fundamental que sejam estabelecidos programas de educação ambiental nos municípios em que a espécie ocorre, seja pelo Poder Público, seja pelos gestores ou pela sociedade organizada. É necessário que a população conheça a importância de se preservar o hábitat de restinga, para assim proteger *G. littoralis*. As informações sobre as formas de reduzir a destruição da vegetação e sobre como efetivar a recomposição do hábitat são fundamentais para que a sociedade possa também atuar para que essa espécie seja preservada.

AGRADECIMENTOS

Gostaríamos de agradecer aos editores e organizadores deste livro pela oportunidade de colaboração. Nossas pesquisas fazem parte dos resultados do “Programa de Pesquisas em Biodiversidade da Mata Atlântica” – PPBio Mata Atlântica do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicação (MCTIC), integrando também os esforços de conservação do Plano Estratégico de Conservação da Herpetofauna do Sudeste Brasileiro (PAN Sudeste/ICMBio). Para a obtenção dos dados, análise e elaboração deste estudo, o Laboratório de Ecologia de Vertebrados do Departamento de Ecologia da UERJ contou com auxílio financeiro de diferentes órgãos e agências financiadoras de pesquisa como: o Programa de Pesquisas em Biodiversidade da Mata Atlântica do Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicação (MCTIC); do Edital Universal do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processo nº 424473/2016-0) e bolsa de produtividade científica do CNPq para CFDR (302974/2015-6 e 304375/2020-9); do Programa de Pesquisas em Biodiversidade do Estado do Rio de Janeiro – BIOTA Rio (Processo nº E-26_010.001639-2014), Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro – FAPERJ e do Programa Cientistas do Nosso Estado (E-26/202.920.2015, E-26/202.803/2018 e E-26/201.083/2022) da FAPERJ para CFDR; o auxílio financeiro da FAPERJ para BNC (E-26/200.507/2016), JCO (E-26/202.388/2017), CMM (E-26/202.216/2018); MAS (E-26/205.001/2022); e bolsa PNPD da CAPES recebida por CCS. VAM recebeu bolsa PROTEC/FAPERJ (E-26/200.031/2019) e financiamento da FAPERJ (E-26/2011.551/2019; E-26/2011.496/2019). O patrocínio do projeto (Processo nº 1129-20182), concedido pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, contribuiu parcialmente para o acesso e o estudo nas diferentes áreas de restinga de ocorrência do lagarto. Agradecemos também aos responsáveis pelo acesso ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e ao Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Ambiental de Macaé – NUPEM, pelas facilidades na área.

REFERÊNCIAS

- Adolph, S. C. e Porter, W. P. 1993. Temperature, Activity and Lizard Life Histories. *The American Naturalist*, 142: 273-295.
- Aho, J. M. 1990. Helminth communities of amphibians and reptiles: comparative approaches to understanding patterns and processes. Em: *Parasite Communities: Patterns and Processes*, p. 157-195. Esch, G.W. et al. Eds, New York, Chapman & Hall.
- Anderson, R. C. 2000. Nematode parasites of vertebrates. Their development and transmission. 2nd Edn. CABI Publishing, Wallingford Oxon, United Kingdom, 650 p.
- Anjos, L. A. e Rocha, C. F. D. 2008a. Reproductive ecology of the invader species gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* in an area of southeastern Brazil. *Iheringia Série Zoologia*. 98: 205-209.
- Anjos, L. A. e Rocha, C. F. D. 2008b. A lagartixa *Hemidactylus mabouia* Moreau de Jonnes, 1818 (Gekkonidae): uma espécie exótica e invasora amplamente distribuída no Brasil. *Natureza & Conservação* 6: 78-89.
- Araújo, D. S. D. et al. 1998. Comunidades Vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Em: Esteves, F. A. (ed.). *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé*. UFRJ, Rio de Janeiro, pp. 39-62.
- Ávila, R. W. e Silva R. J. 2010. Checklist of helminths from lizards and amphisbaenias (Reptilia: Squamata) of South America. *The Journal of Venenous Animals and Toxins Including Tropical Diseases*, 16(4): 543-572.
- Barrows, C. W. et al. 2010. Assessing sensitivity to climate change and drought variability of a sand dune endemic lizard. *Biological Conservation*., 143: 731-736.
- Bergallo, H. G. e Rocha, C. F. D. 1994. Spatial and trophic niche differentiation in two sympatric lizards (*Tropidurus torquatus* and *Cnemidophorus ocellifer*) with different foraging tactic. *Australian Journal of Ecology*, 19: 72-75.
- Bernarde, P. S. et al. 2000. Diet of the colubrid snake, *Thamnodynastes strigatus* (Günther, 1858) from Paraná state, Brazil, with field notes on anuran predation. *Revista Brasileira de Biologia*, 60: 695-699.
- Brusch, G. A. et al. 2016. Turn up the heat: thermal tolerances of lizards at La Selva, Costa Rica. *Oecologia*, 180 (2): 325-334. DOI: 10.1007/s00442-015-3467-3
- Cerqueira, R. et al. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. Em: Rambaldi, D.M. e Oliveira, D.A.S. *Fragmentação de Ecossistemas – causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Brasília: MMA/SBF.
- Cosendey, B. N. et al. 2016. Population density and conservation status of the teiid lizard *Cnemidophorus littoralis*, an endangered species endemic to the sandy coastal plains (restinga habitats) of Rio de Janeiro state, Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, 20: 97-106.
- Cox, C. B. e Moore, P. D. 2000. *Biogeography: An Ecological and Evolutionary Approach*. London: Blackwell Publishers. 6 ed. 298p.
- Cunha-Barros, M. e Rocha, C. F. D. 1995. Parasitismo por ácaros *Eutrombicula alfreddugesi* (Trombiculidae) em duas espécies simpátricas de *Mabuya* (Sauria: Scincidae): o efeito do habitat na prevalência e intensidade parasitária, pp. 307-316. Em: Esteves, F. A. (ed.), *Oecologia brasiliensis I: estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros*. IB/UFRJ, Rio de Janeiro.

- Cunha-Barros, M. e Rocha, C. F. D. 2000. Ectoparasitism by chigger mites (*Eutrobicula alfreddugesi*: Trombiculidae) in a restinga lizard community. *Ciência e Cultura*, 52: 108-114.
- Cunha-Barros, M. et al. 2003. Patterns of infestation by chigger mites in four diurnal lizard species from a restinga habitat (Jurubatiba) of Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63(3): 393-399.
- Dias E. J. R. e Rocha C. F. D. 2007. Niche differences between two sympatric whiptail lizards (*Cnemidophorus abaetensis* and *C. ocellifer*, Teiidae) in the restinga habitat of northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67:41-46
- Dias, E. J. R. e Rocha C. F. D. 2014. Habitat structural effect on Squamata fauna of the restinga ecosystem in Northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86(1): 359-371.
- Diele-Viegas, L. M., Figueiroa, R. T., Vilela, B. e Rocha, C. F. D. 2020. Are reptiles toast? A worldwide evaluation of Lepidosauria vulnerability to climate change. *Climatic Change*, 159: 1-17.
- DOERJ, 1998. Lista da Fauna Ameaçada de Extinção do Estado do Rio de Janeiro. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, XXIV: 9-16, 05 jun. 1998.
- Dunham, A. E. 1983. Realized niche overlap, resource abundance, and intensity of interspecific competition. Em: *Lizard Ecology: Studies of a model organism*. Ed: Huey, R. B. et al., Harvard Univerty Press Cambridge, Massachusetts and London, England.
- Enrich-Prast, A. et al. 2004. Lagoas Costeiras da Restinga de Jurubatiba: Descrição de suas Variáveis Limnológicas. Em: Rocha, C. F. D. et al. (orgs.). *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação*. São Carlos: RiMa. pp. 245-253.
- Ewing, H. E. 1944. The Trombiculidae mites (chigger mite) and their relation to disease. *Journal of Parasitology*, 6: 339-365.
- Flynn, C. N. et al. 2021. Do restinga cnemidophorine lizards run on empty along the Brazilian coast? *Brazilian Journal of Biology*, 81(4): 1050-1053.
- Gilbert, A. L. e Miles, D. B. 2016. Food, temperature and endurance: effects of food deprivation on the thermal sensitivity of physiological performance. *Functional Ecology* 30:1790-1799.
- Hatano, F. H. et al. 2001. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 61(2): 287-294.
- Henriques, R. P. B. et al. 1986. Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botânica*, 9: 173-189.
- Huey R. B e Slatkin M. 1976. Cost and benefits of lizard thermoregulation. *The Quarterly Review of Biology* 51:363-384.
- Huey, R. B. e Stevenson, R. 1979. Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: a discussion of approaches. *American Zoologist*, 19, 357-366.
- Hugot, J. P. et al. 2001. Biodiversity in helminths and nematodes as a field of study: an overview. *Nematology*, 3(3): 199-208.
- IPCC (2014) Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A. Global and sectoral aspects. Em: Field, C. B. et al. (eds) *Contribution of Working Group II to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University, Cambridge, pp 1039 1101.
- IUCN 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-2. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>> ISSN 2307-8235.

- Jamel, C. E. 2004. Caracterização da Vegetação da Restinga de Jurubatiba com Base em Sensoriamento Remoto e Sistema de Informação Geográfico: Estado Atual e Perspectivas. Em: Rocha, C. F. D. et al. (orgs.). Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. São Carlos: RiMa. pp. 25-42.
- Kohn, A. J. e Leviten, P. J. 1976. Effect of Habitat Complexity on Population Density and Species Richness in Tropical Intertidal Predatory Gastropod Assemblages. *Oecologia*, 25: 199-210.
- León, J. R. e Cova L. J. 1973. Reproducción de *Cnemidophorus lemniscatus* (Sauria: Teiidae) en Cumaná, Venezuela. *Caribbean Journal of Science*, 13: 63-68.
- Losos, J. B. 1994. Historical contingency and lizard community ecology. *Em: Lizard Ecology: Historical and Experimental Perspectives*. Ed: Vitt, L. J. e Pianka, E. R., Princeton University Press, Princeton, New Jersey, p. 319-333.
- Matos, L. G. A. 2005. A organização espacial da taxocenose de lagartos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia (PGB), Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Mattos, E. A. et al. 2004. Variação Espacial e Temporal em Parâmetros Fisioccológicos de Plantas. Em: Rocha, C. F. D. et al. (orgs.). Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. São Carlos: RiMa. pp. 99-116.
- Menezes, V. A. et al. 2000. Termorregulação no lagarto partenogenético *Cnemidophorus natio* (Teiidae) em uma área de restinga do nordeste do Brasil. *Revista de Etologia*, 2(2): 103-109.
- Menezes, V. A. et al. 2006. Diet and Foraging of the endemic lizard *Cnemidophorus littoralis* (Squamata, Teiidae) in the restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ. *Brazilian Journal of Biology*, 66(3): 803-807.
- Menezes, V. A. et al. 2008. Feeding habits of the endemic tropical parthenogenetic lizard *Cnemidophorus natio* (Teiidae) in a restinga area of northeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 42: 2575-2583.
- Menezes, V. A. et al. 2011. Living in a caatinga-rocky field transitional habitat: ecological aspects of the whiptail lizard *Cnemidophorus ocellifer* (Teiidae) in northeastern Brazil. *Zoologia (Curitiba. Impresso)*, 28: 8-16.
- Menezes, V. A. e Rocha, C. F. D. 2011. Thermal Ecology of five *Cnemidophorus* species (Squamata: Teiidae) in east coast of Brazil. *Journal of Thermal Biology*, 36: 157-167.
- Menezes, V. A. e Rocha, C. F. D. 2013. Geographic distribution, population densities, and issues on conservation of whiptail lizards in restinga habitats along the eastern coast of Brazil. *North-Western Journal of Zoology (Print)*, 9: 337-344.
- Menezes, V. A. e Rocha, C. F. D. 2014. Clutch size in populations and species of cnemidophorines (Squamata: Teiidae) on the eastern coast of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências (Impresso)*, 86: 707-722.
- Menezes, V. A. et al. 2021. Variation in feeding ecology of five cnemidophorine lizard species along Brazilian eastern coast. *Cuadernos de Herpetologia*, 35(1): 53-76.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente, Rio de Janeiro. Portaria nº 444, de 17 de setembro de 2014. Lista oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. Diário Oficial da União 245, 121-129, 17 sep. 2014. Section 1. ISSN: 1677-7042.

- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I / 1. ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. 492 p. ISBN: 978-85-61842-79-6.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente, BRASIL. Portaria nº 148, de 07 de junho de 2022. Atualização da Lista oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. Diário Oficial da União 108, 08 jun. 2022. Seção 1, pág. 74. ISSN: 1677-7042.
- Mojica, B. H. et al. 2003. Annual reproductive activity of a population of *Cnemidophorus lemniscatus* (Squamata: Teiidae). Journal of Herpetology, 37(1): 35-42
- Oeorgi, J. R. 1988. Parasitologia veterinária. 4^a ed, Manole, São Paulo.
- Oliveira, M. G. N. et al. 1994. Bromélias-tanque servem de abrigo para espécies. Ciência Hoje, 17(97): 21-22.
- Pianka, E. R. 1986. Ecology and Natural History of desert lizards ed: Princetown University Press, Princeton, New Jersey, 222pp.
- Pianka, E. R. 1989. Desert Lizard Diversity: Additional Comments and some Data. American Naturalist, 134(3): 344-364.
- Poiani, A. 1992. Ectoparasitism as a possible cost of social life: a comparative analysis using Australian passerines (Passeriformes). Oecologia, 92: 429-441.
- Radder R. S. et al. 2005. Population density, micro-habitat use and activity patter of the Indian rock lizard, *Psammophilus dorsalis* (Agamidae). Current Science, 89(3): 560-566.
- Ribas, S.C. et al. 1995. Helminths (Nematoda) of the lizard *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria: Teiidae): assessing the effect of rainfall, body size and sex in the nematode infection rates. Ciência e Cultura, 47: 88-91.
- Rocha C. F. D. e Bergallo H. G. 1997. Intercommunity variation in the distribution of abundance of dominant lizard species in restinga habitats. Ciência e Cultura, 49(4): 269-274.
- Rocha, C. F. D. e Vrcibradic, D. 1998. Reptiles as predators of vertebrates and as preys in a restinga habitat of southeastern Brazil. Ciência e Cultura 50: 364-368.
- Rocha, C. F. D. 2000a. Biogeografia de Répteis de Restingas: Distribuição, Ocorrência e Endemismos. Em: Esteves, F. A. e Lacerda, L. D. (eds.). Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil. pp. 99-116.
- Rocha, C. F. D. et al. 2000b. Ecofisiologia de Répteis de Restingas Brasileiras. Em: Esteves, F. A. e Lacerda, L. D. (eds.). Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. NUPEM/UFRJ, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil. pp. 117-149.
- Rocha, C. F. D. et al. 2000c. New *Cnemidophorus* (Squamata; Teiidae) from Coastal Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil. Copeia, 2000(2): 501-509.
- Rocha, C. F. D. et al. 2003. A Biodiversidade nos Grandes Remanescentes Florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas Restingas da Mata Atlântica. São Carlos: RiMa. 160p.
- Rocha, C. F. D. et al. 2004. A Restinga de Jurubatiba e a Conservação dos Ambientes de Restinga do Estado do Rio de Janeiro. Em: Rocha, C. F. D. et al. (orgs.). Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. São Carlos: RiMa. pp. 341-352.

- Rocha, C. F. D. et al. 2011. Conquering Brazil: The invasion by the exotic gekkonid lizard *Hemidactylus mabouia* (Squamata) in Brazilian natural environments. *Zoologia* 28: 747-754.
- Rocha, C. F. D. et al. 2016. More than Just invisible inhabitants, parasites are important but neglected components of the biodiversity. *Zoologia*, 33(3): 1-3.
- Root, T. L. et al. 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57-60.
- Silva, V. N. e Araújo, A. F. B. 2008. *Ecologia dos lagartos brasileiros*. Rio de Janeiro, Technical Books. 271p.
- Sinervo, B. et al. 2010. Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. *Science* (New York, N.Y.), 328: 894-899.
- Siqueira, C. C. e Rocha, C. F. D. 2008. Predation by lizards as mortality source for juvenile lizards in Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 3: 82-87.
- Teixeira-Filho, P. F. et al. 1995. Aspectos da ecologia termal e uso do habitat por *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria: Teiidae) na restinga da Barra de Maricá, pp. 155-165. Em: Esteves, F. A. (ed.), *Oecologia Brasiliensis*, v. I – Estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros. Rio de Janeiro, UFRJ, 597p.
- Teixeira-Filho, P. F. et al. 2003. Relative feeding specialization may depress ontogenetic, seasonal and sexual variations in diet: the endemic lizard *Cnemidophorus littoralis* (teiidae). *Brazilian Journal of Biology*, 63(2): 321-328.
- Vitt, L. J. e Breitenbach, G. L. 1993. Life histories and reproductive tactics among lizards in the genus *Cnemidophorus* (Sauria: Teiidae). Em: Wright, J. W. e Vitt, L. J. (eds.). *Biology of whiptail lizards (Genus Cnemidophorus)*. Norman, Oklahoma Museum of Natural History, p. 211-244.
- Vitt, L. J. et al. 1997. Ecology of whiptail lizards (*Cnemidophorus*) in the Amazon region of Brazil. *Copeia*, 1997: 745-757.
- Vitt, L. J. 1983. Reproduction and sexual dimorphism in the tropical teiid lizard *Cnemidophorus ocellifer*. *Copeia*, 1983: 359-366.
- Vitt, L. J. 1995. The ecology of tropical lizards in the caatinga of northeast Brazil. *Occasional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History*., 1: 1-29.
- Vogel, P. e Bundy, D. A. P. 1987. Helminth parasites of Jamaican anoles (Reptilia. Iguanidae). variation in prevalence and intensity with host age and sex in a population of *Anolis lineatopus*. *Parasitology*, 94: 399-404.
- Vrcibradic, D. et al. 2000. Nematode infection patterns in four sympatric lizards from a restinga habitat (Jurubatiba) in Rio de Janeiro state, southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 21: 307-316.
- Warton, O. W. 1952. A manual of the chigger. The biology, classification, distribution and importance to man of the larvae of the family Trombiculidae (Acarina). *Entomological Society of Washington*, Washington, DC. 185pp.
- Winck, G. R. e Rocha, C. F. D. 2012. Reproductive trends of Brazilian lizards (Reptilia, Squamata): the relationship between clutch size and body size in females. *North-Western Journal of Zoology* (Print), 8: 57-62.

11

FLUTUAÇÕES POPULACIONAIS DE PEQUENOS TETRÁPODES TERRESTRES NÃO VOADORES NA RESTINGA

Restrições Filogenéticas e de Hábitat

Caryne Braga • Hudson Lemos

Ingrid Ribeiro Miguel • Luiz Fernando Carmo

Manoela Woitovicz Cardoso • Daniel Silva Fernandes

Pedro H. Pinna • Stephane Batista

Pablo Rodrigues Gonçalves

Título Curto

FLUTUAÇÕES POPULACIONAIS DE PEQUENOS TETRÁPODES DO
PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

RESUMO

As mudanças climáticas globais têm sido frequentemente apontadas como principal impacto futuro nas populações animais, afetando suas taxas de crescimento e elevando seu risco de extinção. Contudo, ainda não se sabe como as populações de pequenos vertebrados tetrápodes (anfíbios, répteis e pequenos mamíferos) de ecossistemas tropicais sujeitos ao estresse hídrico – como as restingas do litoral Norte Fluminense – responderiam a tais variações. Os pequenos mamíferos (roedores e marsupiais), anfíbios e répteis das formações florestais e abertas arbustivas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) têm sido alvo de estudos populacionais dentro do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), permitindo avaliar possíveis mudanças em suas flutuações populacionais em função das variações climáticas abrangidas pelo período de estudo. A partir de séries temporais de dados climáticos e de abundância de tetrápodes (mamíferos: 2011-2018; anfíbios e répteis: 2013-2018) em formações abertas arbustivas de *Chusia* (FAC) e formações florestais de restinga (FFR), foi avaliado se a flutuação populacional das espécies foi sincrônica ou assincrônica antes e depois de uma estiagem prolongada em 2014, e qual fator climático influenciou as variações populacionais. Os resultados evidenciaram um grau muito limitado de sincronia populacional entre as espécies ao longo de todo o período de estudo, embora tenha sido observada alguma sincronia entre espécies dos três grupos em escalas temporais menores. As flutuações populacionais da maioria dos táxons exibiram uma forte regulação densidade-dependente negativa e uma influência menor dos fatores climáticos. Dentre os fatores climáticos, a temperatura máxima e a umidade se destacaram como os preditores mais influentes das taxas de crescimento populacional, especialmente em populações da FAC, possivelmente por regular a disponibilidade de recursos e a fisiologia das espécies em um ambiente mais árido do que a FFR. A longa estiagem registrada em 2014 aparentemente teve um impacto nas populações, gerando maior sincronia entre as flutuações de mamíferos, répteis e anfíbios, nos anos seguintes à seca, e também promovendo uma posterior redução na amplitude de oscilação das populações de mamíferos. A fauna de tetrápodos não voadores da restinga provavelmente apresenta táxons com grande tolerância às variações dos parâmetros climáticos no período de estudo, mas que ainda são sensíveis a períodos prolongados de estiagem.

Palavras-chave: pequenos mamíferos; anfíbios; répteis; dinâmica populacional; estiagem.

11.1 INTRODUÇÃO

As populações de vertebrados da Terra estão declinando em uma velocidade alarmante, e estima-se que de 1970 a 2014 elas decresceram cerca de 60 % (Davis e Walsh 2018). Nesse contexto, monitoramentos de longo prazo são fundamentais para documentar esses decréscimos, entender suas causas e subsidiar medidas de conservação das espécies afetadas. Dentre os diversos impactos antropogênicos na biodiversidade, as mudanças climáticas globais frequentemente figuram entre os mais preocupantes para o futuro nas dinâmicas das populações (Sæther et al. 2000, Keith et al. 2008, Gilg et al. 2009, Román-Palacios e Wiens 2020). Desse modo, esforços têm sido feitos para compreender como diferentes aspectos do clima, tais como pluviosidade, temperatura e umidade, afetam o crescimento e o declínio das populações animais, subsidiando previsões sobre as respostas populacionais das espécies a climas futuros.

O primeiro princípio da ecologia de populações postula que “todas as populações crescem a uma taxa logarítmica constante – r – a menos que sejam afetadas por outras forças em seu ambiente” (Berryman 2003). Assim, para compreender e prever a dinâmica de qualquer população em particular, bem como para identificar alterações na sua dinâmica, é necessário identificar como a taxa de crescimento observada varia (Berryman e Turchin 2001). Essa variação pode ser causada por fatores ambientais que afetam a sobrevivência e a reprodução dos organismos, parâmetros que correspondem aos componentes básicos da taxa r . Alguns desses fatores afetam o crescimento da população, mas não são afetados de forma reversa por mudanças no tamanho da população afetada, como o clima. Outros fatores afetam o crescimento da população e, por sua vez, são influenciados de forma reversa pelas mudanças na população afetada, configurando assim um processo de retroalimentação (*feedback*). Esse é o caso de interações bióticas, como a predação ou a competição, em que as densidades de predadores, presas e competidores se influenciam mutuamente, gerando oscilações na taxa de crescimento (Hutchinson 1948, Milsum 1968, Berryman 1989).

De acordo com o quinto princípio da dinâmica de populações, o princípio de fatores limitantes, sempre haverá poucos fatores governando a dinâmica de uma determinada população, ainda que influências diversas de menor importância também possam contribuir para mudanças nos tamanhos populacionais (Forchhammer et al. 1998, Berryman 1999). O clima tem sido frequentemente evocado como um importante fator limitante, pois pode influenciar a flutuação populacional tanto direta como indiretamente, afetando a fisiologia reprodutiva ou modificando a disponibilidade de recursos para as espécies (Blaustein et al. 2001, Previtali et al. 2009, Meserve et al. 2011, Mason-Romo et al. 2018). Em ambientes mais extremos, como os ecossistemas áridos (desertos), é esperado que o clima tenha influência mais direta sobre a flutuação populacional das espécies, devido às restrições hídricas e térmicas impostas aos organismos desses ambientes (Dickman et al. 1999, Previtali et al. 2009).

Vertebrados apresentam estratégias diferentes para responder às variações climáticas. No caso específico da regulação térmica, anfíbios e répteis são ectotérmicos enquanto mamíferos são endotérmicos. Anfíbios têm pele e ovos permeáveis e, por isso, estão mais sujeitos à desidratação em caso de *deficit* hídrico quando comparados aos mamíferos e répteis. O impacto do aumento da temperatura média global nos animais ectotérmicos dependerá de como as mudanças na cobertura vegetal afetarão a disponibilidade de áreas sombreadas e também da capacidade dos animais de alterarem sazonalmente seus períodos de atividade e reprodução (Kearney et al. 2009). A temperatura corpórea é a variável ecofisiológica mais importante para os animais ectotérmicos, influenciando diferentes aspectos fisiológicos e de comportamento (Huey e Stevenson 1979). No entanto, em certos grupos de anfíbios, e principalmente répteis, a sensibilidade térmica é bastante variável. Por outro lado, nos táxons em que tal variação não é herdada ou a pressão de seleção é fraca, a fisiologia termal mostra-se muito mais conservativa (Angilletta et al. 2002).

Os lagartos, em especial, são um bom grupo para avaliar os riscos do aquecimento global porque sua biologia termal é bastante estudada (Huey et al. 2009). Espécies de lagartos de ambientes áridos e semiáridos, em geral, apresentam temperaturas corporais mais altas que espécies que habitam ambientes florestados, as quais são termoconformadoras e concentram suas atividades de forrageamento em períodos em que a temperatura do ambiente está mais baixa (Kohlsdorf e Navas 2006). Espécies termoconformadoras de ambiente florestado são mais vulneráveis ao aumento da temperatura por apresentarem temperaturas corporais mais baixas quando estão em atividade e por serem intolerantes a temperaturas mais altas (Huey et al. 2009). Além disso, existem diferenças no comportamento e no horário de atividade que podem influenciar na resposta ao clima.

Pequenos mamíferos e anfíbios tendem a ser mais ativos à noite, enquanto répteis tendem a estar ativos também durante o dia (Bogert 1949, Gerkema et al. 2013). Desse modo, os pequenos mamíferos e anfíbios tenderiam a evitar os períodos diários de maior temperatura para exercerem suas atividades, enquanto os répteis estariam ativos justamente durante períodos diários mais quentes. Por outro lado, pequenos mamíferos estão sujeitos à variação de recursos regulados pela temperatura, tais como a produção de frutos e sementes por espécies vegetais (Previtali et al. 2009, Meserve et al. 2011). Essas diferentes estratégias e padrões de atividades podem levar a diferenças nas respostas ao clima em diferentes escalas espaciais (ex.: diferentes tipos de hábitat) ou temporais (ex.: variação intra ou interanual). Répteis, por exemplo, estariam mais sujeitos às variações de temperatura máxima que pequenos mamíferos e anfíbios.

O PNRJ representa um laboratório natural para o estudo dos efeitos do clima sobre as populações de vertebrados, pois abriga um amplo gradiente ambiental ao longo de uma extensa planície litorânea. A heterogeneidade ambiental dessa área de restingas é reflexo da topografia de cordões arenosos, compostos por cristas e depressões formadas pelos ciclos de deposição de sedimentos fluvio-marinhos ao final do Quaternário (Flexor et al. 1984). Nas depressões situadas entre as cristas arenosas, o afloramento do lençol freático geralmente possibilita o desenvolvimento de FFR, como as matas periodicamente inundadas de restinga, e até mesmo brejos. Nesse ambiente, a variação de temperatura é menor, e há menor *deficit* hídrico ao longo do ano. Já nas cristas arenosas o *deficit* hídrico é maior, e a temperatura e a luminosidade são mais elevadas durante o dia. A vegetação nessas cristas geralmente está distribuída sob a forma de ilhas esparsas dominadas por *Aechmea nudicaulis* (bromélia), *Alagoptera arenaria* (palmeira-guriri), *Clusia hilariana* (clusia), *Protium icicariba* (breu), *Erythroxylum subsessile* e *Eugenia rotundifolia* (Zaluar 1997, Araujo et al. 2004). Essa formação vegetacional é chamada de FAC e ocupa a maior parte da planície arenosa (40 %) (Henriques et al. 1986). Dessa forma, a variação na temperatura e a escassez de água devem ser fatores limitantes mais fortes nas formações vegetais mais abertas, como a FAC, que nas FFR. Os mamíferos, os anfíbios e os répteis dessas formações têm sido alvo de estudos populacionais dentro do programa de PELD (Gonçalves et al. *in press*, Carmo et al. 2019), permitindo avaliar possíveis mudanças em suas flutuações populacionais em função das variações climáticas abrangidas pelo período de estudo.

Com base nas informações supracitadas, os objetivos deste capítulo são: (1) descrever o padrão de flutuação populacional de espécies de pequenos vertebrados terrestres na restinga; (2) avaliar se este varia entre diferentes formações vegetais (FAC e FFR), e se o padrão de variação observado é coeso filogeneticamente; (3) avaliar como as espécies responderam ao período de estiagem prolongada registrado durante o monitoramento. Desta forma, examinaremos se as espécies de determinada classe taxonômica de tetrápodos terrestres (répteis, anfíbios e mamíferos) apresentam um padrão de variação similar em cada ambiente (padrão coeso filogeneticamente e por hábitat); se o ambiente determina o padrão de flutuação populacional e todas as espécies respondem de maneira similar independente do grupo taxonômico a que pertencem (coesão pelo hábitat); ou se as respostas das espécies

são idiossincráticas. É esperado que: 1 – haja sincronia mais forte entre as populações da FAC, onde os fatores exógenos devem atuar com maior intensidade e de forma mais homogênea do que na FFR; e 2 – maior sincronia entre espécies mais próximas filogeneticamente, visto que táxons com menor grau de parentesco evolutivo poderiam apresentar respostas mais díspares aos fatores exógenos.

11.2 MATERIAIS E MÉTODOS

11.2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no PNRJ, em áreas de formações vegetais FAC e FFR no trecho localizado no município de Carapebus, Rio de Janeiro, Brasil. A FAC ocupa aproximadamente 32 % do PNRJ (Caris et al. 2013), sendo composta por moitas densas de vegetação intercaladas por espaços de areia onde a cobertura vegetal é esparsa. A FFR é composta por vegetação arbórea medindo entre 10 e 20 m de altura, ocupando cordões arenosos mais distantes do mar. Essa formação apresenta diferentes níveis de umidade, desde mata permanentemente inundada, passando pela mata periodicamente inundada até a mata de cordão arenoso (Araújo et al. 2004).

11.2.2 Delineamento Amostral

11.2.2.1 Amostragem de pequenos mamíferos

As populações de pequenos mamíferos foram amostradas em duas fases. Na primeira fase as campanhas ocorreram trimestralmente entre maio de 2011 e junho de 2015, totalizando 17 campanhas de amostragem. Na segunda fase, as campanhas ocorreram bimestralmente, de julho de 2016 a janeiro de 2018, totalizando dez campanhas. Dessa forma, a amostragem de pequenos mamíferos para o período deste estudo foi de 27 campanhas. Todas as campanhas, em ambas as fases, tiveram sete noites consecutivas de duração.

As duas fases diferiram na disposição, na quantidade e na localização das armadilhas na FAC, porém, o delineamento da amostragem da FFR foi o mesmo durante todo o período do estudo. Na primeira fase, as estações de captura foram dispostas ao longo de transectos lineares, seguindo um espaçamento médio de 20 m entre elas, sendo duas transecções na FAC e duas na FFR. Na FFR, os transectos foram instalados paralelamente às margens de um brejo e canal (canal Campos-Macaé). Na FAC, as duplas de armadilhas (Sherman® 30 x 9 x 8 cm e Tomahawk® 45 x 16 x 15 cm) de cada ponto foram sempre dispostas dentro das moitas de vegetação, respeitando a distância de 20 m entre moitas.

Na segunda fase, a FAC passou a ser amostrada por meio de dez transecções lineares paralelas em vez de apenas duas, cada transecto composto por dez estações de capturas distanciadas 20 m entre si, configurando uma grade de aproximadamente 3,2 ha (180 m x 180 m). O *grid* da fase 2 foi instalado em uma área adjacente (ca. 800 m) aos transectos da fase 1. Em ambas as fases, cada estação de captura continuou constituída por duas armadilhas de captura viva. As armadilhas foram iscadas com uma mistura de banana, sardinha, flocos de milho, amendoim e mandioca para atração de pequenos mamíferos, sendo diariamente conferidas e reabastecidas de iscas durante as manhãs dos sete dias de campanha. O esforço amostral da fase 1 totalizou 16 320 armadilhas/noite, e da fase 2 totalizou 16 800 armadilhas/noite. Cada indivíduo capturado foi identificado até o nível específico, mensurado de acordo com DeBlase e Martin (1981), identificado quanto ao sexo, marcado com um brinco numerado e solto no local de captura.

11.2.2.2 Amostragem de anfíbios e répteis

Os trabalhos de campo ocorreram trimestralmente ao longo de cinco anos, de agosto de 2013 a junho de 2018 (exceto pelo quarto trimestre de 2016), totalizando 19 campanhas com duração de sete noites cada uma delas. A amostragem da herpetofauna foi realizada por meio de armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*) – seguindo os procedimentos padrões de Cechin e Martins (2000) e do inventário completo de espécies (*sensu* Scott e Woodward, 2001).

Vinte e um conjuntos de *pitfalls* foram utilizados, cada um contendo quatro baldes de 60 litros. Na FAC, foram instaladas 11 armadilhas com baldes dispostos em forma de Y (um balde central ligado a outros três baldes periféricos formando ângulos aproximados de 120°). Na FFR foram dispostas oito armadilhas em Y e, adicionalmente, foi instalada uma armadilha de interceptação e queda formada por oito baldes dispostos em linha. Em todas as armadilhas de interceptação e queda os baldes foram conectados entre si por cercas-guia com 4 a 5 m de comprimento e 0,5 a 1 m de altura. Cada conjunto foi revisado uma vez por dia ao longo de sete dias, correspondendo a um esforço amostral total de 11 172 baldes/noite.

O inventário completo de espécies foi realizado em sete áreas amostradas em todas as campanhas, dentre as quais uma situa-se em FFR e as demais em FAC. Adicionalmente, cerca de 25 outros pontos foram amostrados ocasionalmente, a fim de maximizar o esforço amostral. Todas as noites o inventário completo de espécies foi realizado por três a cinco pesquisadores, durante duas horas, resultando em um esforço total de 722 h/pessoa.

11.2.3 Análises

Todos os pontos amostrados foram classificados em: I) FAC; ou II) FFR e agrupados de acordo com essa classificação independente da distância geográfica entre eles. Foram utilizados dados de 27 campanhas para pequenos mamíferos e de 19 campanhas para herpetofauna, sem discriminar o método de captura utilizado.

11.2.3.1 Estimativas de abundância e crescimento populacional

As populações de pequenos mamíferos e do lagarto *Tropidurus torquatus* foram estudadas por meio do método de captura-marcação-recaptura (CMR; Krebs 1989). Nas espécies estudadas por meio deste método, a abundância foi calculada como o número de indivíduos sabidamente vivos para espécies marcadas (MNKA). Como na amostragem de mamíferos ocorreu variação no esforço amostral entre campanhas, o número de indivíduos registrados em cada campanha foi dividido pelo número de armadilhas $\times$ noite empregados na campanha. Nas demais espécies de lagartos e anfíbios não estudadas pelo método de marcação-recaptura, a abundância foi calculada como o número de indivíduos registrados por campanha. Para cada área foi analisada a flutuação populacional de espécies com pelo menos 40 indivíduos capturados (excluindo então o roedor *T. eliasi*, que apresentou poucas capturas ao longo do estudo).

A taxa de crescimento populacional (r) de cada espécie foi calculada da seguinte forma:

$$r = \log_e(N_t) - \log_e(N_{t-1}),$$

onde N_t é a abundância de uma dada espécie na campanha t e

N_{t-1} é a abundância desta mesma espécie na campanha anterior à campanha t .

11.2.3.2 Variáveis climáticas

Os dados climáticos para o período de amostragem foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet 2019). A estação mais próxima da área de amostragem (~10 km) está localizada no município de Macaé (22°23' S, 41°49' W) e fornece os dados por hora. As variáveis analisadas foram: precipitação total acumulada, temperatura média e umidade média. Para avaliar o quão tardios foram os efeitos do clima na dinâmica populacional das espécies, as variáveis climáticas foram calculadas a partir de quatro períodos regressivos cumulativos: considerando os 30 dias regressivos a partir do último dia de amostragem (mês de amostragem), os 30 dias imediatamente anteriores ao mês de amostragem (um mês antes), os 60 dias imediatamente anteriores ao mês de amostragem (dois meses antes), os seis meses anteriores ao mês de amostragem (seis meses antes), os 12 meses anteriores ao mês de amostragem (um ano antes).

São necessárias algumas considerações com relação ao estudo populacional de anfíbios. Muitos anuros são noturnos, pequenos, de hábito secreto, e com coloração favorável à camuflagem (Izecksohn e de Carvalho 2001), o que os torna de difícil captura por meio de busca visual. A maioria das espécies registradas durante o monitoramento foi encontrada somente quando em atividade reprodutiva, agregada no entorno de corpos d'água ou em coros de machos emitindo vocalizações de anúncio na tentativa de atrair fêmeas e repelir outros machos, comportamento conhecido para anuros em geral (Gerhardt e Huber 2002, Wells 2007). Por outro lado, algumas espécies foram encontradas mais frequentemente em silêncio e/ou fora de agregados reprodutivos, como *Haddadus binotatus*, *Leptodactylus latrans* e *Nyctimantis bruno*i, e seus registros ao longo do monitoramento puderam ser interpretados como indicadores de flutuação populacional. Desse modo, as análises de variação temporal da taxa de crescimento em anfíbios foram feitas considerando apenas as populações dessas três espécies.

11.2.3.3 Correlações entre flutuações populacionais das espécies

Para avaliar se espécies filogeneticamente mais próximas ou espécies que ocupam o mesmo ambiente tendem a apresentar correlação em suas abundâncias, foram calculados índices de correlação de Spearman entre as abundâncias das espécies da herpetofauna (anfíbios e répteis) e de mastofauna (roedores e marsupiais), dentro e entre formações. Não foi avaliada a correlação entre as espécies da mastofauna e as espécies da herpetofauna porque as campanhas não foram simultâneas entre esses grupos.

Para avaliar os fatores que influenciam a flutuação das populações de cada espécie em cada ambiente, utilizamos uma abordagem de seleção de modelos lineares generalizados com base no critério Akaike de informação (AIC) (Burnham e Anderson 2002). De forma a incluir o efeito das variáveis dependentes de densidade, foi avaliado também o papel da abundância da espécie na campanha anterior. A variável resposta utilizada para cada espécie foi a taxa de crescimento populacional (r), e como variáveis preditoras foram utilizadas as variáveis climáticas do mês de amostragem, as variáveis climáticas com atraso de 30 dias e a abundância da espécie na campanha anterior. Os modelos foram gerados utilizando a função *dredge* do pacote *MuMIn*, que avalia todas as combinações lineares de variáveis preditoras, incluindo um modelo nulo composto apenas pelo intercepto (Barton e Barton 2013). Todos os modelos seguiram a distribuição de Poisson e foram compostos por até duas variáveis preditoras. Desse modo, foram avaliados 190 modelos para cada espécie. Foram considerados verossímeis todos os modelos com delta AIC menor do que quatro, quando esse intervalo não incluía o modelo nulo. Posteriormente, foi realizada uma ponderação entre os modelos mais verossímeis (*model averaging*), utilizando a função *model.avg*, para estimativa dos coeficientes de regressão de cada variável preditora. Todas as análises foram realizadas no ambiente e programação R (R Core Team 2019).

A décima campanha de amostragem de mamíferos, realizada em agosto de 2013, foi removida das seleções de modelos porque não existem dados climáticos disponíveis para o período. A campanha de maio de 2015 (campanha 20) também foi removida, pois só houve amostragem na FAC. A campanha 21 foi a primeira depois do intervalo de amostragem entre os anos de 2015 e 2016 e, portanto, foi usada apenas para o cálculo da taxa de crescimento da campanha seguinte e como a variável dependente de densidade nas coletas de mamíferos.

11.2.4 Influência da Seca sobre a Dinâmica e a Sincronia das Populações

Como já apresentado no capítulo 9, durante o ano de 2014 foi identificada uma estiagem prolongada na região de estudo. De modo a investigar se esse fenômeno influenciou a sincronia das populações de tetrápodos, foi realizada uma análise de correlação de Spearman entre as taxas de crescimento das espécies em três períodos diferentes. Para pequenos mamíferos foi possível realizar a análise para um período anterior à estiagem (agosto de 2011 até maio de 2013), durante a estiagem (dezembro de 2013 a junho de 2015) e posterior à estiagem (setembro de 2016 a janeiro de 2018). Para anfíbios e répteis, a divisão foi feita de forma distinta porque não houve amostragem anterior à estiagem durante um período suficiente para a análise, mas foi realizada amostragem por mais tempo em relação aos mamíferos. Assim, foi considerado um período durante a estiagem (fevereiro de 2014 a maio de 2015), imediatamente posterior à estiagem, tratado de agora em diante como pós-estiagem (setembro de 2015 a março de 2017), e um último período aqui tratado como recuperação (junho de 2017 a setembro de 2018).

11.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

11.3.1 Dinâmicas Populacionais

Os padrões de variação temporal na taxa de crescimento populacional (r) foram diferentes para répteis, anfíbios e mamíferos. De maneira geral, para os mamíferos, houve crescimento populacional entre maio e agosto, e decréscimo entre novembro e março, com sincronia entre espécies na maior parte do tempo (figura 11.1). As taxas mais extremas de crescimento foram observadas em *Marmosa paraguayana* ($r = 2,83$) e *Nectomys squamipes* ($r = 3,09$), seguidas de *Cerradomys goytaca*, que apresentou sua maior oscilação em 2014. Já o gambá *Didelphis aurita* apresentou taxa de crescimento menos variável dentre os mamíferos, e, após 2014, sua população apresentou mais taxas positivas do que negativas de crescimento (figura 11.1).

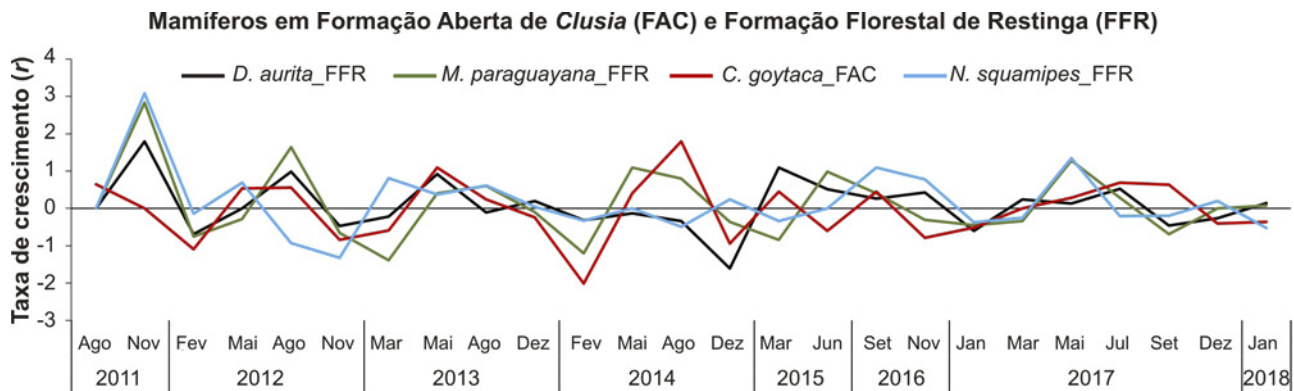


FIGURA 11.1 Taxa de crescimento populacional (r) de pequenos mamíferos entre agosto de 2011 e janeiro de 2018 na FFR e na FAC do PNRJ.

Os répteis apresentaram variação no período de crescimento populacional das espécies, com alguns anos mais sincrônicos (2015 e 2016), quando as populações apresentaram maiores taxas de crescimento em setembro ($r = 2,48-2,56$), e outros assincrônicos (2014, 2017 e 2018), nos quais não é possível identificar um período de crescimento comum das populações (figura 11.2). Entretanto, observando a série temporal completa analisada, conclui-se que o padrão predominante de flutuação populacional dos répteis, ao contrário dos mamíferos, parece ser assincrônico. *Tropidurus torquatus* apresentou a taxa de crescimento mais estável dentre os répteis, especialmente na FAC.

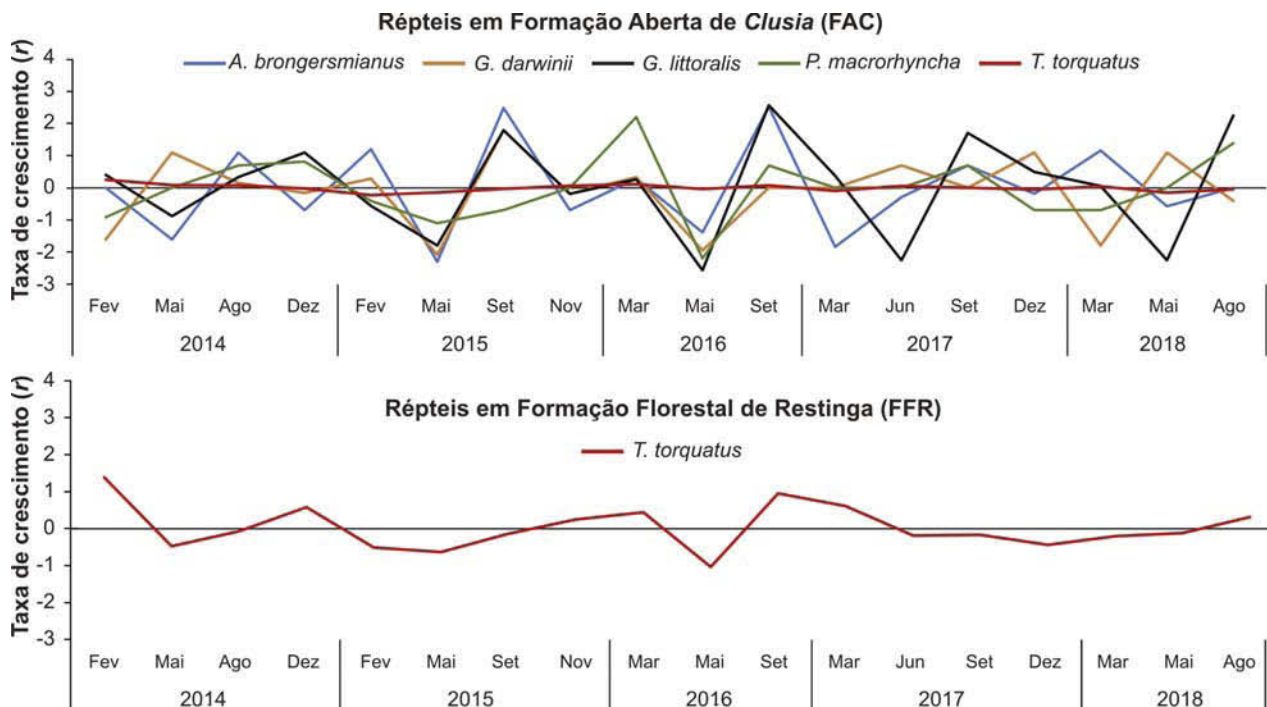


FIGURA 11.2 Taxa de crescimento populacional (r) de répteis entre fevereiro de 2014 e agosto de 2018 na formação aberta de *Clusia* (FAC, gráfico superior) e na formação florestal de Restinga (FFR, gráfico inferior).

Os anfíbios apresentaram um padrão geral assincrônico de atividade reprodutiva, com poucas exceções (figura 11.3). Na FAC, todas as populações apresentaram redução na atividade reprodutiva em fevereiro de 2014. Posteriormente, em setembro de 2015, todas as populações de anfíbios da FAC

apresentaram aumento na atividade reprodutiva. As populações de anfíbios da FAC apresentaram nova sincronia em março e maio de 2018, quando reduziram sua atividade reprodutiva novamente. As populações de anuros, estudadas na FFR, apresentaram sincronia apenas em maio de 2016, quando todas apresentaram decréscimo na atividade reprodutiva.

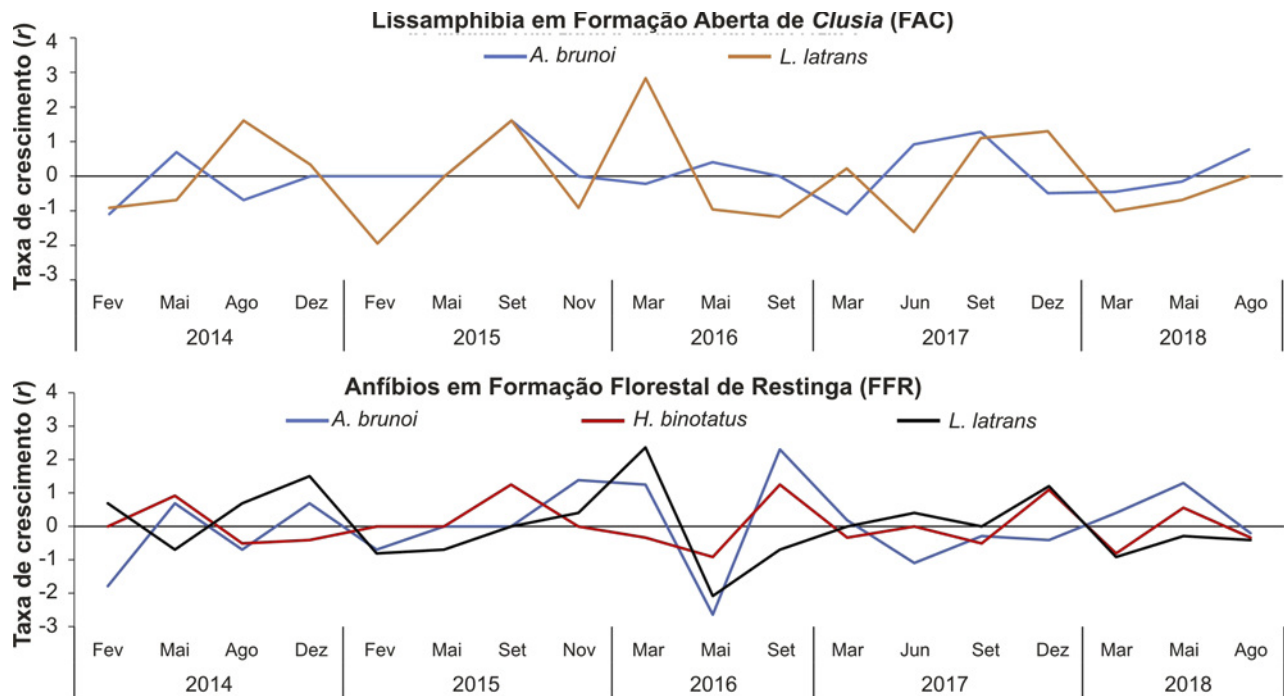


FIGURA 11.3 Taxa de crescimento populacional (r) de anfíbios ao longo do tempo, gráfico superior, FAC, gráfico inferior, FFR.

As análises de correlação entre as taxas de crescimento populacional das espécies não revelaram coesão filogenética ou ambiental consistente para nenhum grupo. Foram detectadas poucas correlações significativas entre espécies de um mesmo grupo taxonômico ou entre espécies habitando mesma formação (tabelas 11.1 e 11.2). O número de correlações significativas entre espécies de habitats diferentes foi igual ao encontrado entre espécies no mesmo habitat para anfíbios, e maior entre espécies de habitats diferentes para répteis (tabela 11.1). Para os mamíferos houve apenas uma correlação significativa a mais entre espécies da mesma formação que entre espécies de formações diferentes (tabela 11.2). O grande número de correlações não significativas e a falta de um padrão filogenético ou ambiental indicam que as respostas populacionais à variação ambiental são idiossincráticas ao longo de todo o período de estudo, contrariando a hipótese inicial.

TABELA 11.1 Correlação de Spearman entre as taxas de crescimento populacional (r) das espécies da herpetofauna em cada campanha de amostragem na FAC e na FFR. Em negrito são apresentadas as correlações significativas, com $p < 0,05$. O nome das espécies foi abreviado nas colunas, mas segue a mesma ordem dos nomes nas linhas, tendo início a partir da segunda espécie (*Leptodactylus latrans*) e finalizando com *Tropidurus torquatus*

			Anfíbios					Répteis				
			FAC		FFR			FAC				FFR
			<i>L.l.</i>	<i>N.b.</i>	<i>H.b.</i>	<i>L.l.</i>	<i>N.b.</i>	<i>G.d.</i>	<i>G.l.</i>	<i>P.m.</i>	<i>T.t.</i>	<i>T.t.</i>
Lissamphibia	FAC	<i>N. brunoi</i>	-0,11	-0,04	0,13	-0,3	0,07	0,15	0,03	0,1	-0,08	-0,36
		<i>L. latrans</i>		0,1	0,08	0,61	-0,02	0,29	0,4	0,34	0,05	0,21
	FFR	<i>N. brunoi</i>		°	0,31	0,04	-0,03	0,15	0,17	0,44	0,14	0,36
		<i>H. binotatus</i>	°	°	°	0,05	0,11	0,58	0,14	-0,14	-0,02	0,06
		<i>L. latrans</i>		°		°	-0,01	0,31	0,31	0,42	0,35	0,54
Reptilia	FAC	<i>A. brongersmianus</i>		°		°	°	0,24	0,52	0,2	0,22	0,19
		<i>G. darwinii</i>		°		°	°		0,05	0,23	-0,01	-0,03
		<i>G. littoralis</i>		°		°	°			0,43	0,18	0,6
		<i>P. macrorhyncha</i>	°	°	°	°	°	°	°	°	0,29	0,55
	FFR	<i>T. torquatus</i>	°	°	°	°	°	°	°	°	°	0,43

TABELA 11.2 Correlação de Spearman entre as abundâncias das espécies de mamíferos em cada campanha de amostragem na FAC e FFR. Valores significativos ($p < 0,05$) são mostrados em negrito

			FFR		FAC
			Didelphimorphia	Rodentia	
Ambiente	Ordem		<i>M. paraguayana</i>	<i>N. squamipes</i>	<i>C. goytaca</i>
FFR	Didelphimorphia	<i>D. aurita</i>	0,71	0,40	0,33
		<i>M. paraguayana</i>		0,34	0,46
	Rodentia	<i>N. squamipes</i>			0,02

11.3.2 Fatores Ambientais Determinantes das Dinâmicas Populacionais

Os modelos lineares que melhor se ajustaram aos dados indicaram que a abundância ou densidade do trimestre anterior à campanha foi o fator mais influente para o crescimento populacional da maioria dos táxons, uma vez que 11 dentre as 15 populações analisadas foram reguladas negativamente por esse parâmetro (figura 11.4). Essa regulação negativa tem sido interpretada como um indicativo de que fatores endógenos, tais como competição intraespecífica ou predação, são relevantes para a dinâmica das espécies (Berryman 1989). Nesse caso, a variação na oferta de recursos, por exemplo, pode aumentar ou diminuir a competição intraespecífica e, conseqüentemente, produzir padrões de flutuação populacional dependentes de abundância (Royama 1992, Berryman 2003). Fatores climá-

A dependência de poças para a reprodução (Haddad et al 2013) pode explicar por que a precipitação tardia (um mês antes) e a umidade tardia (um mês e seis meses antes) exerceram efeitos positivos na taxa de crescimento das populações de *L. latrans*. Embora *N. brunoi* também dependa de poças para a reprodução (Haddad et al. 2013), essa espécie apresenta duas características que possibilitam menor dependência de água para sobrevivência. *N. brunoi* apresenta comportamento fragmótico e co-ossificação na região do crânio (vide discussão em Blotto et al 2020). O comportamento fragmótico permite que menos água seja perdida por dessecação quando o indivíduo está abrigado em bromélias, em comparação a quando está exposto (Andrade & Abe, 1997). Adicionalmente, a cabeça, co-ossificada, é menos permeável à dessecação que o restante do corpo (Andrade & Abe, 1997). Desse modo, é esperado que essa espécie apresente fisiologia reprodutiva e crescimento populacional mais sensíveis à temperatura ambiental que à precipitação ou à umidade.

Dentre os mamíferos, o gambá *Didelphis aurita* foi a única espécie que não apresentou influência da abundância em sua flutuação populacional (figura 11.4), provavelmente por ser também o único mamífero que apresentou uma tendência positiva de crescimento ao longo da maior parte do período de monitoramento. Por outro lado, a temperatura seis meses antes da campanha influenciou positivamente o crescimento populacional de *D. aurita*. Conforme discutido no capítulo 9, é provável que o aumento gradual da temperatura ao longo do período de estudo tenha criado condições mais favoráveis para sobrevivência e reprodução de *D. aurita*, tais como maior disponibilidade de folhigo para forrageio e abrigo. A temporalidade de seis meses para resposta populacional de *D. aurita* a fatores ambientais e populacionais também foi obtida por Brigatti et al. (2016), que testaram diversos tempos de resposta da taxa de crescimento populacional a fatores dependentes de densidade. Todas as outras espécies de mamíferos apresentaram taxas de crescimento influenciadas tanto pela abundância como por diferentes parâmetros climáticos com diferentes tempos de resposta. A precipitação nos últimos dois meses antes da campanha foi o único parâmetro climático que influenciou mais de uma espécie com a mesma temporalidade e mesma direção. Nesse caso, *Cerradomys goytaca* e *Marmosa paraguayana* responderam negativamente ao incremento bimestral de chuvas. Ambas as espécies apresentaram declínio populacional mais acentuado durante as estações chuvosas (novembro a abril) e crescimento nas estações secas dos anos (maio a outubro) (figura 11.1), um padrão recorrente em várias espécies de pequenos mamíferos em climas sazonais da Mata Atlântica (da Fonseca e Kierulff 1989, Lemos e Gonçalves 2015). Por outro lado, *Cerradomys goytaca* respondeu negativamente também a temperaturas mais elevadas de um ano atrás antes, da campanha. Esse resultado é esperado devido à restrição de *C. goytaca* à FAC, um ambiente que, por possuir menor cobertura vegetal e solo arenoso, oferece maior exposição a temperaturas extremas. Outro resultado esperado foi a resposta positiva de *Nectomys squamipes* ao incremento de chuvas no mês da campanha, tendo em vista a preferência dessa espécie por ambientes mais úmidos e brejosos (Ernest e Mares 1986, Prevedello et al. 2010).

Estudos populacionais de pequenos mamíferos em ambientes áridos ou sazonais indicam que a variação climática regula a oferta de recursos dependentes de precipitação (plantas e insetos) que, conseqüentemente, resultariam em oscilações populacionais nas espécies consumidoras destes recursos (Previtali et al. 2009, Meserve et al. 2011, Mason-Romo et al. 2018). Batista (2018), de fato, demonstrou que as plantas da FAC com frutificação concentrada no inverno são as que mais contribuem com recursos alimentares para *C. goytaca*. Portanto, é possível que a temperatura e a precipitação, além de interferirem diretamente na fisiologia das espécies de pequenos mamíferos, regulem também a fenologia de recursos alimentares aos pequenos mamíferos, gerando respostas populacionais tanto a processos dependentes de densidade como a fatores extrínsecos, como o clima.

Para os répteis, a abundância representou o principal fator, influenciando a flutuação populacional. Os fatores climáticos de umidade e temperatura foram importantes para a dinâmica populacional de somente três das populações estudadas: *A. brongersmianus* e *G. littoralis*, na FAC, e *T. torquatus*, na FFR (figura 11.4). De forma geral, a temperatura é um fator importante para aspectos da história natural de répteis, particularmente dos lagartos, pois mudanças nessa variável podem alterar o ciclo de atividades desses animais, influenciando em sua taxa de sobrevivência e fecundidade (Adolph e Porter 1993, Meiri et al. 2013). Contudo, somente *G. littoralis* da FAC e *T. torquatus* da FFR apresentaram influência significativa da temperatura em suas dinâmicas populacionais. Espécies de lagartos de ambientes áridos e semiáridos (como é o caso principalmente da FAC da restinga de Jurubatiba), em geral, apresentam temperaturas corporais mais altas do que espécies que habitam ambientes florestados, as quais são termoconformadoras e estão ativas em temperaturas mais baixas (Kohlsdorf e Navas 2006). Espécies termoconformadoras são mais susceptíveis ao aumento da temperatura por apresentarem temperaturas corporais mais baixas quando estão em atividade e por serem intolerantes a temperaturas mais altas (Huey et al. 2009). O fato de as espécies de répteis aqui analisadas na FAC estarem em um ambiente mais árido e, portanto, tolerarem temperaturas relativamente mais altas, pode explicar a baixa influência das variáveis térmicas no padrão de flutuação populacional desses táxons. É importante também chamar atenção de que a espécie com maior número de capturas, *Tropidurus torquatus*, que apresenta elevada abundância na área de estudo durante todo o ano, respondeu à temperatura apenas no ambiente florestal (FFR), onde sua abundância é baixa. Na formação aberta (FAC), onde sua densidade é alta, a espécie não apresentou resposta significativa a nenhuma das variáveis climáticas analisadas. Isso pode ser explicado porque esta espécie, além de apresentar temperaturas corpóreas médias altas, aumenta o grau de termorregulação ativa – por meio de mecanismos comportamentais – conforme a elevação da temperatura do ambiente, de forma que sua temperatura corpórea não aumente excessivamente prejudicando seu metabolismo (Kiefer et al. 2005, 2007).

Kearney et al. (2009) argumentam que o principal desafio para a termorregulação de animais ectotérmicos terrestres frente às alterações climáticas é a manutenção de temperaturas corporais que não sejam tão altas a ponto de prejudicar seu padrão de atividades, principalmente nas regiões tropicais ou extremamente áridas. Isso implica que alterações na disponibilidade de cobertura vegetal, e consequentemente na umidade e na temperatura do ar, são cruciais para a permanência ou desaparecimento desses táxons nessas regiões (Kearney et al. 2009, Le Galliard et al. 2012). Outro aspecto é que a diminuição da umidade do ar pode influenciar o padrão de atividade de lagartos, diminuindo o tempo de atividades de forrageamento ou termorregulação (Lorenzon et al. 1999, Marquis et al. 2008, Le Galliard et al. 2010). Esses fatores podem explicar a alta importância da umidade simultânea aqui encontrada para o padrão de flutuação de algumas das espécies de répteis monitoradas.

11.3.3 Influência da Seca sobre a Dinâmica e a Sincronia das Populações

Ao avaliar a dinâmica populacional das espécies ao longo do tempo, é possível notar impactos diferentes da estiagem de 2014 sobre a taxa de crescimento das espécies. O efeito é mais visível para mamíferos (figura 11.5) e répteis (figura 11.7), porque esses grupos já apresentavam padrões de correlação mais claros entre espécies ao longo de todo o período de estudo. As espécies de pequenos mamíferos estudadas apresentam correlações positivas fortes entre suas taxas de crescimento no período pré-estiagem, exibindo sincronia. Contudo, essas correlações se enfraquecem

ou assumem sinais opostos (positivos e negativos) durante o período de estiagem, caracterizando assincronia em suas flutuações. Após a estiagem, as correlações voltam a ser positivas, e a sincronia é retomada (figura 11.6). Para a herpetofauna não existem dados do período pré-estiagem, mas os répteis, como os mamíferos, apresentam correlações fracas e geralmente positivas no período de estiagem. No período pós-estiagem, as correlações tornam-se mais fortes e todas positivas, e no período de recuperação, as espécies apresentam tanto correlações negativas fracas e fortes quanto positivas fracas e fortes (figura 11.7). Assim, os répteis apresentaram dois períodos de flutuação populacional assincrônicos, entremeados por um período de sincronização das populações que ocorreu nos dois anos posteriores à estiagem (2015 e 2016). Os anfíbios da FAC apresentam padrão de resposta similar à dos répteis, com maior sincronia no período posterior à estiagem, e assincronia nos anos seguintes. Já as espécies de anfíbios da FFR não apresentaram sincronia em nenhum período (figura 11.6).

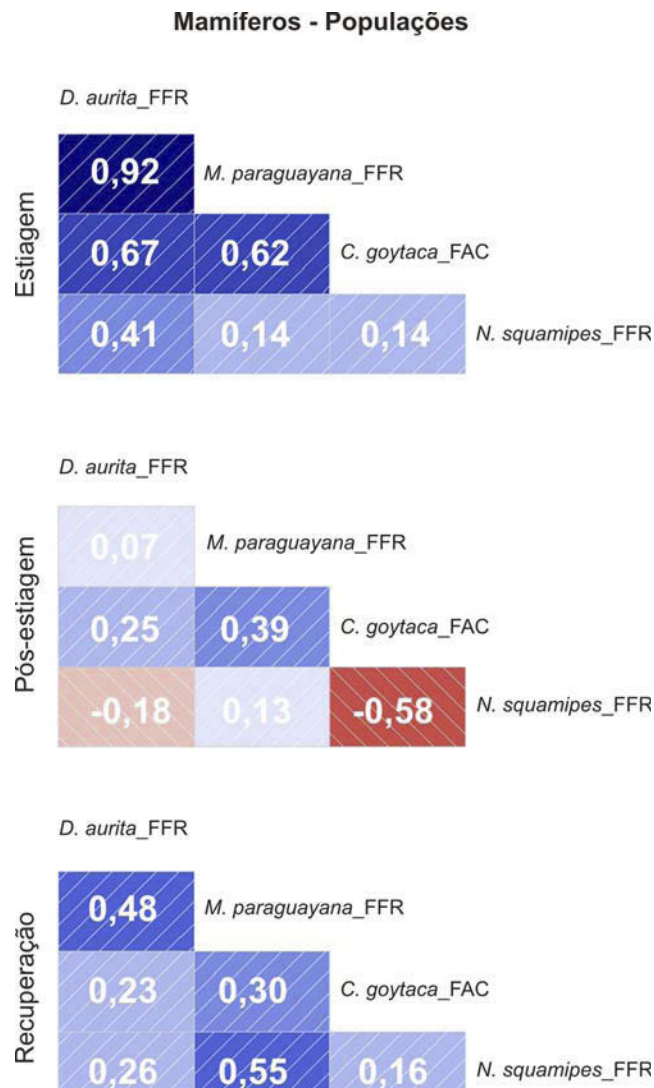


FIGURA 11.5 Correlação de Spearman entre as taxas de crescimento R das populações de mamíferos de FAC e FFR em cada período: pré-estiagem (ago./2011 a maio/2013), estiagem (dez./2013 a jun./2015) e pós-estiagem (set./2016 a jan./2018). Vermelho representa correlações negativas e azul correlações positivas. Tons mais escuros e com asterisco representam correlações mais fortes.

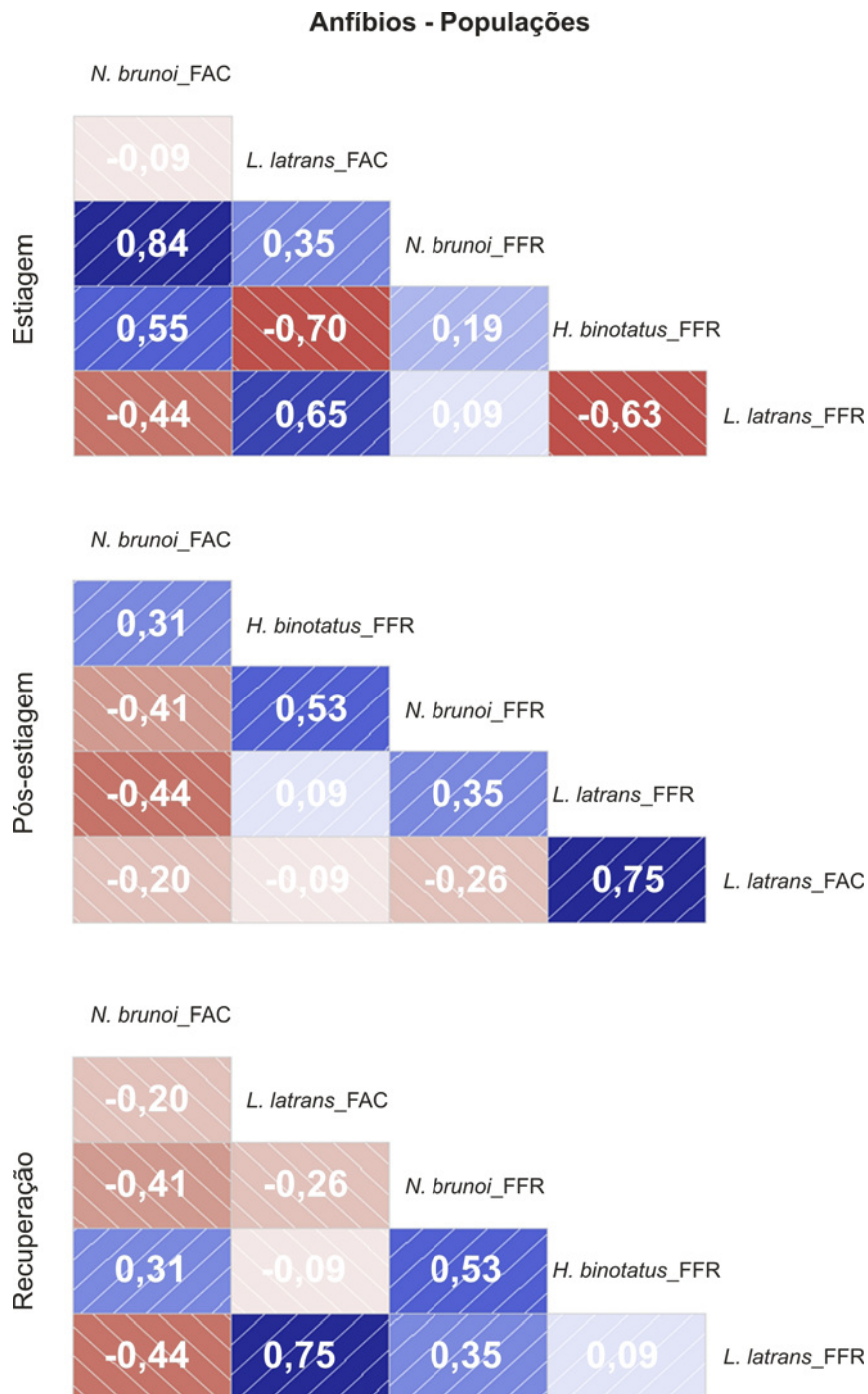


FIGURA 11.6 Correlação de Spearman entre as taxas de crescimento r das populações das espécies de anfíbios de FAC e FFR em cada período: estiagem (fev./2014 a maio/2015), pós-estiagem (set./2015 a mar./2017) e recuperação (jun./2017 a set./2018). Vermelho representa correlações negativas e azul correlações positivas. Tons mais escuros representam correlações mais fortes.

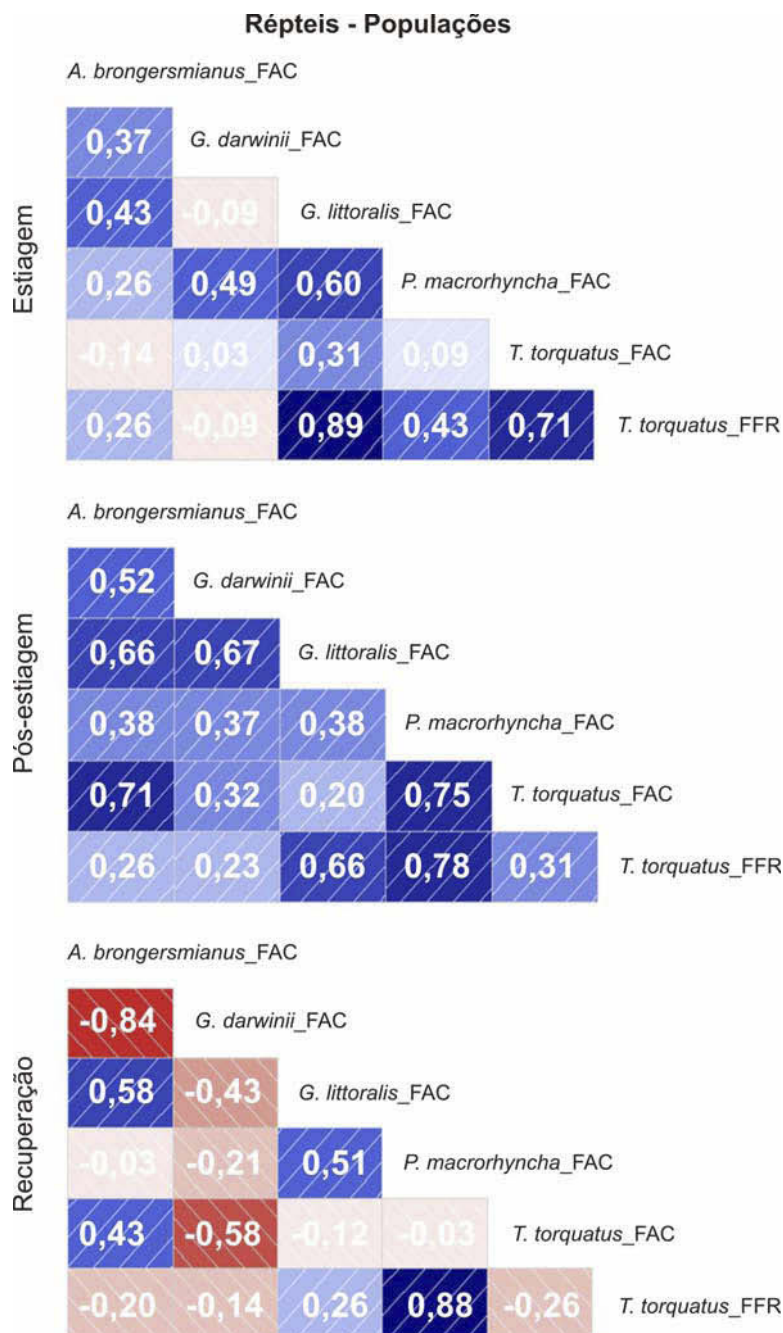


FIGURA 11.7 Correlação de Spearman entre as taxas de crescimento R das populações das espécies de répteis de FAC e FFR em cada período: estiagem (fev./2014 a maio/2015), pós-estiagem (set./2015 a mar./2017) e recuperação (jun./2017 a set./2018). Vermelho representa correlações negativas e azul correlações positivas. Tons mais escuros representam correlações mais fortes.

Fatores limitantes exógenos como o clima são uma das causas que podem levar à sincronia espacial de populações observada na maioria dos táxons após a estiagem. A sincronia espacial refere-se a mudanças simultâneas na abundância ou atividade reprodutiva de populações geograficamente disjuntas. Esse fenômeno foi documentado tanto para populações de uma mesma espécie quanto para populações de espécies diferentes de diversos táxons (ver revisão de Liebhold et al. 2004). Sincroniza-

ções de flutuação populacional podem ser ocasionadas por perturbações ambientais estocásticas causadas por fatores extrínsecos, sendo esse fenômeno denominado como efeito Moran (Ranta et al. 1997, Hudson e Cattadori 1999, Liebhold et al. 2004, Raimondo et al. 2004). Isso pode ocorrer particularmente em populações que compartilham uma estrutura comum densidade-dependente (Moran 1953, Ranta et al. 1995, Greenville et al. 2016), como demonstrado pelos resultados do presente estudo para a maioria dos grupos. Eventos climáticos em diferentes escalas, e que afetam populações de um mesmo ou diferentes táxons, são exemplos desse fenômeno (Post e Forchhammer 2002, Weatherhead et al. 2002). Esses podem causar sincronismo interespecífico em populações sintópicas, mesmo que as espécies envolvidas não possuam interações tróficas diretas. Dessa forma, várias populações poderiam responder simultaneamente a alterações climáticas (Post e Forchhammer 2002, Liebhold et al. 2004). Em regiões áridas, alterações em escala regional, como uma sequência intensa de chuvas ou um período mais prolongado de seca, podem afetar diferentes populações de forma similar (Greenville et al. 2016). Embora a sincronia intraespecífica também possa ser causada por dispersão, é pouco provável que esse processo cause a sincronia interespecífica observada entre táxons filogenética e ecologicamente diversos como os aqui estudados (Liebhold et al. 2004). Com base no exposto acima, o período de estiagem no ano de 2014 parece ter ocasionado a sincronização da flutuação populacional das espécies de tetrápodos nas formações aqui estudadas.

Outra influência da grande estiagem, observada especialmente nos mamíferos, foi que em nenhum momento após a estiagem foram identificadas taxas de crescimento tão grandes quanto aquelas anteriores à estiagem. Esse resultado sugere que o impacto da estiagem sobre as populações de pequenos mamíferos foi forte. Esse impacto não pôde ser avaliado para os grupos da herpetofauna pela falta de dados anteriores à estiagem, mas é notável que répteis e anfíbios exibiram taxas de crescimento após a estiagem tão grandes quanto aquelas de mamíferos antes da estiagem. Esse resultado indica que o impacto da seca prolongada de 2014 deve ter sido menor para a herpetofauna que para os mamíferos avaliados, uma vez que as espécies de anfíbios e répteis já exibem sinais claros de recuperação de suas taxas de crescimento. Particularmente para os répteis, outro indício dessa recuperação do período de estiagem é a retomada do padrão assíncronico de flutuação populacional após um período de sincronia. A sincronização entre populações de táxons díspares, como os tetrápodos analisados aqui, é importante do ponto de vista da conservação, dado que esse fenômeno pode aumentar o risco de extinção dessas populações em relação àquelas que variam assincronicamente e apresentam respostas populacionais mais idiossincráticas (Weatherhead et al. 2002).

11.4 CONCLUSÃO

As flutuações populacionais dos mamíferos, anfíbios e répteis do PNRJ estudadas não apresentaram sincronia entre espécies filogeneticamente próximas ou entre espécies que ocupam o mesmo ambiente. As flutuações populacionais da maioria dos táxons exibiram uma forte regulação densidade-dependente negativa e uma influência menor dos fatores climáticos. Dentre os fatores climáticos, a temperatura máxima e a umidade destacaram-se como os preditores mais influentes das taxas de crescimento populacional, especialmente em populações da FAC, possivelmente por regularem a disponibilidade de recursos e a fisiologia das espécies em um ambiente mais árido que a FFR. Embora variação em parâmetros climáticos não seja um bom preditor, períodos prolongados de estiagem, como o registrado em 2014, impactam as populações, alterando o nível de sincronia das espécies. Os pequenos mamíferos representaram o grupo mais fortemente afetado pela estiagem prolongada e não recuperaram até o final do estudo as taxas de crescimento exibidas no início do monitoramento.

AGRADECIMENTOS

Somos gratos aos inúmeros estagiários e estudantes de iniciação científica e pós-graduação que auxiliaram nos trabalhos de campo ao longo dos anos, às agências de fomento CAPES, FAPERJ e CNPq pelas bolsas de estudo e de pesquisa concedidas, à gestão do PNRJ pelo apoio às pesquisas com anfíbios, répteis e mamíferos no PNRJ, e finalmente ao PELD/CNPq pelo apoio e financiamento contínuo das pesquisas no Sítio RLAC.

REFERÊNCIAS

- Adolph, S. C., & Porter, W. P. 1993. Temperature, activity, and lizard life histories. *The American Naturalist*, 142(2), 273-295.
- Andrade, D. V., & Abe, A. S. 1997. Evaporative water loss and oxygen uptake in two casque-headed tree frogs, *Aparasphenodon bruno*i and *Corythomantis greeningi* (Anura, Hylidae). *Comp. Biochem. Physiol. Part A Physiol.*, 118(3), 685-689.
- Angilletta, M. J. et al. 2002. The evolution of thermal physiology in ectotherms. – *J. Therm. Biol.* 27: 249-268.
- Araujo, D. S. D. et al. 2004. Flora e estrutura de comunidades na Restinga de Jurubatiba-Síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a Formação Aberta de Clusia. – *Pesqui. longa duração na Restin. Jurubatiba Ecol. história Nat. e Conserv. Rima Ed. São Carlos, Bras.* in press.
- Barton, K. e Barton, M. K. 2013. Package ‘MuMIn.’ – Version 1: 18.
- Batista, S. G. B. 2018. Respostas populacionais de *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessôa e Gonçalves, 2011 (Rodentia: Cricetidae) à oferta de recursos frutíferos na formação aberta de Clusia da Restinga de Jurubatiba.
- Berryman, A. A. 1989. The conceptual foundations of ecological dynamics. – *Bull. Ecol. Soc. Am.* 70: 230-236.
- Berryman, A. A. 1999. Principles of population dynamics and their application. – Stanley Thornes (Publishers).
- Berryman, A. A. 2003. On principles, laws and theory in population ecology. – *Oikos* 103: 695-701.
- Berryman, A. e Turchin, P. 2001. Identifying the density dependent structure underlying ecological time series. – *Oikos* 92: 265-270.
- Blaustein, A. R. et al. 2001. Amphibian breeding and climate change. – *Conserv. Biol.* 15: 1804-1809.
- Blotto, B. L., Lyra, M. L., Cardoso, M. C., Trefaut Rodrigues, M., R. Dias, I., Marciano-Jr, E., & Faivovich, J. 2021. The phylogeny of the casque-headed treefrogs (Hylidae: Hyalinae: Lophohylini). *Cladistics*, 37(1), 36-72.
- Bogert, C. M. 1949. Thermoregulation in Reptiles, A Factor in Evolution. – *Evolution* (N. Y). 3: 195-211.
- Brigatti, E. et al. 2016. Detecting and modelling delayed density-dependence in abundance time series of a small mammal (*Didelphis aurita*). – *Sci. Rep.* 6: 19553.
- Burnham, K. e Anderson, D. 2002. Model Selection and Multi-Model Inference: a practical information-theoretic approach. – Springer.
- Caris, E. P. et al. 2013. Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. – *Rodriguésia*, 64 (4): Dec 2013. <https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000400006>.

- Carmo, L. F. et al. 2019. Amphibians of the Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, a sandy coastal environment in southeastern Brazil. – *Biota Neotrop.* 19: e20190727.
- Cechin, S. Z. e Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. – *Rev. Bras. Zool.* 17: 729-740.
- da Fonseca, G. A. B. e Kierulff, M. C. M. 1989. Biology and Natural History of Brazilian Atlantic forest small mammals. – *Bull. Florida State Museum* 34: 99-152.
- Davis, E. e Walsh, K. 2018. WWF Report Reveals Staggering Extent of Human Impact on Planet. – WWF Press Releases
- DeBlase, A. F. e Martin, R. E. 1981. A manual of mammalogy with keys to families of the World. – Wm. C. Brown Company Publishers.
- Dickman, C. R. et al. 1999. Long-term dynamics of rodent populations in arid Australia: The influence of rainfall. – *Wildl. Res.* 26: 389-403.
- Ernest, K. A. e Mares, M. A. 1986. Ecology of *Nectomys squamipes*, the neotropical water rat, in central Brazil: home range, habitat selection, reproduction and behaviour. – *J. Zool. Londres* 210: 599-612.
- Flexor, J. et al. 1984. Gênese dos cordões litorâneos da parte central da costa brasileira. – In: Lacerda, L. et al. (eds), *Restingas: origem, estrutura, processos*. CEUFF, pp. 35-45.
- Forchhammer, M. C. et al. 1998. Population dynamics of Norwegian red deer: density-dependence and climatic variation. – *Proc. R. Soc. London. Ser. B Biol. Sci.* 265: 341-350.
- Gerhardt, H. C. e Huber, F. 2002. Acoustic communication in insects and anurans: common problems and diverse solutions. – University of Chicago Press.
- Gerkema M. P., Davies WIL, Foster R. G., Menaker M., Hut R. A. 2013 The nocturnal bottleneck and the evolution of activity patterns in mammals. *Proc. R. Soc. B.* 280: 20130508. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.0508>
- Gilg, O. et al. 2009. Climate change and cyclic predator-prey population dynamics in the high Arctic. – *Glob. Chang. Biol.* 15: 2634-2652.
- Gonçalves, P. R. et al. Pequenos mamíferos não voadores do Parque Nacional Da Restinga de Jurubatiba: 10 anos de estudos e a influência de variações climáticas plurianuais na abundância das espécies. – In: *Mudanças ambientais e o funcionamento dos ecossistemas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba*. in press.
- Greenville, A. C. et al. 2016. Spatial and temporal synchrony in reptile population dynamics in variable environments. – *Oecologia* 182: 475-485.
- Haddad, C. F. et al. 2013. Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia. – Anolis books.
- Henriques, R. P. B. et al. 1986. Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de carapebus, Rio de Janeiro. – *Rev. Bras. Botânica* 9: 173-189.
- Hudson, P. J. e Cattadori, I. M. 1999. The Moran effect : a cause of population synchrony *Diversitas* : an international programme of biodiversity science. – *Tree* 14: 98-99.
- Huey, R. B. e Stevenson, R. D. 1979. Integrating Thermal Physiology and Ecology of Ectotherms: A Discussion of Approaches Department. – *Am. Zool.* 19: 357-366.
- Huey, R. B. et al. 2009. Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. – *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 276: 1939-1948.

- Hutchinson, G. E. 1948. Circular causal systems in ecology. – *Ann. NY Acad. Sci* 50: 221-246.
- INMET 2019. BDMEP – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa.
- Izecksohn, E. e Carvalho-e-Silva, S. P. 2001. Anfíbios do município do Rio de Janeiro. – Editora UFRJ.
- Kearney, M. et al. 2009. The potential for behavioral thermoregulation to buffer “cold-blooded” animals against climate warming. – *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 106: 3835-3840.
- Keith, D. A. et al. 2008. Predicting extinction risks under climate change: Coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. – *Biol. Lett.* 4: 560-563.
- Kiefer, M. C. et al. 2005. Body temperatures of *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) from coastal populations: Do body temperatures vary along their geographic range? – *J. Therm. Biol.* 30: 449-456.
- Kiefer, M. C. et al. 2007. Thermoregulatory behaviour in *Tropidurus torquatus* (Squamata, Tropiduridae) from Brazilian coastal populations: An estimate of passive and active thermoregulation in lizards. – *Acta Zool.* 88: 81-87.
- Kohlsdorf, T. e Navas, C. A. 2006. Ecological constraints on the evolutionary association between field and preferred temperatures in Tropidurinae lizards. – *Evol. Ecol.* 20: 549-564.
- Krebs, C. J. 1989. Ecological methodology. – Harper & Row.
- Le Galliard, J. F. et al. 2010. Cohort variation, climate effects and population dynamics in a short-lived lizard. – *J. Anim. Ecol.* 79: 1296-1307.
- Le Galliard, J. F., Massot, M., Baron, J.-P., & Clobert, J. 2012. Ecological effects of climate change on European reptiles.. In J. F. Brodie, E. S. Post, & D. F. Doak (Eds.), *Wildlife conservation in a changing climate* (pp. 179–203). University of Chicago Press.
- Lemos, H. de M. e Gonçalves, P. R. 2015. Population dynamics of *Cerradomys goytaca* Tavares, Pessoa and Gonçalves, 2011 (Rodentia: Cricetidae), a species endemic to Brazilian coastal sandy plains. – *Oecologia Aust.* 19: 195-214.
- Liebholt, A. et al. 2004. Spatial synchrony in population dynamics. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 467-490.
- Lorenzon, P. et al. 1999. Effect of water constraint on growth rate, activity and body temperature of yearling common lizard (*Lacerta vivipara*). – *Oecologia* 118: 423-430.
- Marquis, O. et al. 2008. Intergenerational Effects of Climate Generate Cohort Variation in Lizard Reproductive Performance Author(s): Olivier Marquis, Manuel Massot and Jean François Le Galliard Published by: Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL: – *Ecology* 89: 2575-2583.
- Mason-Romo, E. D. et al. 2018. Long-term population dynamics of small mammals in tropical dry forests, effects of unusual climate events, and implications for management and conservation. – *For. Ecol. Manage.* 426: 123-133.
- Meiri, S., Bauer, A. M., Chirio, L., Colli, G. R., Das, I., Doan, T. M., Feldman, A., Castro-Herrera, F., Novosolov, M., Pafilis, P., Pincheira-Donoso, D., Powney, G., Torres-Carvajal, O., Uetz, P. & Van Damme, R. 2013. Are lizards feeling the heat? A tale of ecology and evolution under two temperatures. *Global Ecology & Biogeography* 22, 834-845.
- Meserve, P. L. et al. 2011. Global climate change and small mammal populations in north-central Chile. – *J. Mammal.* 92: 1223-1235.

- Milsum, J. H. 1968. Positive feedback; a general systems approach to positive/negative feedback and mutual causality. – Pergamon.
- Moran, P. A. P. 1953. The statistical analysis of the Canadian lynx cycle. – *Aust. J. Zool.* 1: 291-298.
- Navas, C. A. et al. 2002. Water economy in the casque-headed tree-frog *Corythomantis greeningi* (Hylidae): Role of behaviour, skin, and skull skin co-ossification. – *J. Zool.* 257: 525-532.
- Post, E. e Forchhammer, M. C. 2002. Synchronization of animal population dynamics by large-scale climate. – *Nature* 420: 168-171.
- Prevedello, J. A. et al. 2010. Habitat selection by two species of small mammals in the Atlantic Forest, Brazil: Comparing results from live trapping and spool-and-line tracking. – *Mamm. Biol.* 75: 106-114.
- Previtali, M. et al. 2009. Population dynamics of two sympatric rodents in a variable environment: rainfall, resource availability, and predation. – *Ecology* 90: 1996-2006.
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. in press.
- Raimondo, S. et al. 2004. Population synchrony within and among Lepidoptera species in relation to weather, phylogeny, and larval phenology. – *Ecol. Entomol.* 29: 96-105.
- Ranta, E. et al. 1995. Synchrony in population dynamics. – *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 262: 113-118.
- Ranta, E. et al. 1997. Nordic Society Oikos The Moran Effect and Synchrony in Population Dynamics. – *Oikos* 78: 136-142.
- Román-Palacios, C. e Wiens, J. J. 2020. Recent responses to climate change reveal the drivers of species extinction and survival. – *Proc. Natl. Acad. Sci.* 117: 4211-4217.
- Royama, T. 1992. Analytical Population Dynamics. – Springer Netherlands.
- Sæther, B. E. et al. 2000. Population dynamical consequences of climate change for a small temperate songbird. – *Science* (80-.). 287: 854-856.
- Scott, N. e Woodward, B. 2001. Técnicas Estándar para Inventarios y Monitoreos. – Editorial Universitaria de la Patagonia.
- Stebbins, R. C. e Cohen, N. W. 1995. Temperature Characteristics. – In: *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press, pp. 89-100.
- Weatherhead, P. J. et al. 2002. Synchronous variation and long-term trends in two populations of black rat snakes. – *Conserv. Biol.* 16: 1602-1608.
- Wells, K. D. 2007. Anuran vocal communication. – *Ecol. Behav. Amphib.* Univ. Chicago Press. Chicago London: 268-337.
- Wygoda, M. 1989. A Comparative Study of Heating Rates in Arboreal and Nonarboreal Frogs. – *J. Herpetol.* 23: 141-145.
- Zahuar, H. L. T. 1997. Espécies focais e a formação de moitas na restinga aberta de Clusia, Carapebus, RJ. – Unpubl. M. Sc. Diss. Rio Janeiro Ecol. Univ. Fed. do Rio Janeiro in press.

12

ESTUDOS ECOLÓGICOS DE AVES NO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

Dinâmica Espaço-Temporal em
Formações de *Clusia* e de Floresta

*Maria Alice dos Santos Alves • Caio César Corrêa Missagia
Verônica Souza da Mota Gomes*

Título Curto

VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL EM AVIFAUNA DE RESTINGA

RESUMO

Este capítulo aborda estudos ecológicos sobre aves, desenvolvidos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), ao longo de 13 anos, pela equipe do Laboratório de Ecologia de Aves (LabEcoAves), do Departamento de Ecologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Parte dos resultados apresentados são oriundos de pesquisas já publicadas por integrantes da equipe. Os dados foram coletados em ambientes de formações de *Clusia* e de floresta, incluindo variações espaço-temporais na riqueza e composição da avifauna associadas a variações ambientais, assim como a importância de interações aves-plantas para as espécies residentes e visitantes de aves e para a reprodução das plantas. As aves foram amostradas por métodos sistematizados de capturas com redes de neblina e transecções, assim como observações ocasionais. Registramos 167 espécies de aves de 49 famílias no PNRJ. Desse total, 86 espécies foram registradas por capturas, 127 espécies por transecções e 17 espécies por registros ocasionais adicionais às amostragens sistematizadas. Onze espécies são endêmicas de Mata Atlântica e seis são ameaçadas de extinção, considerando os níveis regional, nacional e global. Do total de espécies registradas com métodos padronizados, 94 % ocorreram em restinga e 32 % em floresta, sendo a riqueza de espécies exclusivas de restinga (113) consideravelmente superior ao valor obtido em floresta (dez). As espécies compartilhadas entre ambos os ambientes compõem 26 % da riqueza. Além da variação espacial na riqueza e composição das aves, houve também variação ao longo do ano, provavelmente em função da variação da pluviosidade, que pode influenciar a disponibilidade de recursos alimentares. Espécies visitantes foram registradas principalmente no período de seca, entre abril e agosto, com maior concentração entre maio e agosto. O PNRJ constitui um importante abrigo para espécies de aves endêmicas e ameaçadas, e a heterogeneidade de habitats garante uma diversidade de condições que sustentam a avifauna, que por sua vez realiza serviços ecológicos, como polinização e dispersão de sementes, importantes para a dinâmica da vegetação.

Palavras chave: avifauna; heterogeneidade ambiental; sazonalidade.

12.1 INTRODUÇÃO

Os poucos estudos sobre a avifauna das restingas e lagoas costeiras geralmente apresentam uma abordagem qualitativa (Novaes 1950, Porto e Teixeira 1984, Maciel 1984, para uma revisão ver Gonzaga et al. 2000, Tavares e Siciliano 2014). Estudos de aves sistematizados nesses ambientes, incluindo estudos sinecológicos (Alves e Pereira 1998, Gonzaga et al. 2000, Alves et al. 2004, Alves et al. 2012, Gomes et al. 2008a, 2008b, 2016, Fonseca et al. 2015, Tavares et al. 2015), autoecológicos (Castiglioni 1998, Chaves et al. 2013, 2015, 2017, 2019) e estrutura genética de populações (Nogueira et al. 2014, Mollina 2015) são ainda menos frequentes, particularmente os estudos de médio a longo prazos.

Os estudos de médio e longo prazos são necessários ao entendimento de padrões ecológicos e evolutivos complexos que não podem ser detectados em curto período de tempo (Kuebbing et al. 2018), nos níveis de populações (Martínez-Padilla et al. 2014), comunidades (Sinclair et al. 2003) e ecossistemas (Brown et al. 2001). A partir desse conhecimento, é possível realizar avaliações sobre a capacidade preditiva de modelos conceituais e teóricos por meio do confronto com a base de dados de longo termo gerada (Franklin, 1989, Magurram et al. 2010). A perspectiva espaço-temporal da dinâmica dos processos ecossistêmicos, obtida por meio da pesquisa básica e do monitoramento de populações em longo termo, pode revelar padrões importantes para subsidiar ações para a conservação de aves no Brasil (Brawn et al. 2017). Por exemplo, abordagens de longo termo identificaram os efeitos negativos da fragmentação da vegetação sobre a abundância (Haddad et al. 2015) e a condição nutricional de populações de aves tropicais (Hernández-Palma e Stouffer 2018). Outros exemplos são a acentuação na taxa de mortalidade de espécies de aves durante sua movimentação por rotas migratórias (Klaassen et al. 2013) e suas implicações para o estabelecimento dessas rotas (Sanderson et al. 2006).

Estudos ecológicos de longa duração e ampla escala foram iniciados na prática por pesquisadores da América do Norte, de forma a poder encontrar soluções para problemas de conservação da biodiversidade e de alterações globais, tais como mudanças climáticas. O Brasil integra uma rede de pesquisa internacional de vários países, *The International Long Term Ecological Research Network* – LTER (Vanderbilt e Gaiser, 2017), por meio do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq), que possui sítios de pesquisa em diversos biomas (ver Scarano; Esteves 2004). Um desses sítios é o PELD/CNPq, sítio-5, que representa o ambiente de restinga e tem sido alvo de pesquisas desde a década de 1990 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), incluindo a investigação da avifauna e sua relação com fatores bióticos e abióticos (ver Alves et al. 2004).

O presente capítulo aborda estudos ecológicos de aves, desenvolvidos pela equipe do Laboratório de Ecologia de Aves e Comportamento (LabEcoAves) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), coordenados pela primeira autora desse capítulo, como parte do grupo de vertebrados do PELD/CNPq, sítio-5. Esses estudos foram conduzidos desde 1999 até 2013 e integraram a investigação da fauna e sua relação com fatores bióticos e abióticos (ver Alves et al. 2004). Esse programa propiciou o fomento do conhecimento da avifauna nessa área, permitindo a compreensão de parâmetros ecológicos da avifauna de restingas de uma forma geral, por meio de uma abordagem espaço-temporal. O principal objetivo deste capítulo é fazer uma síntese sobre o conhecimento da avifauna do PNRJ, incluindo composição e frequência de espécies de aves em diferentes formações vegetais (formação de *Clusia* e de floresta) e ao longo do tempo, assim como estudos ecológicos sobre interações entre aves e plantas.

12.2 ÁREA DE ESTUDO E MÉTODOS

O estudo foi realizado no PNRJ, localizado na porção leste do estado do Rio de Janeiro. A região abrange diferentes formações vegetais em ambientes de restinga, lagoas costeiras e cordões de mata (Araújo et al. 1998). O presente estudo concentrou-se em ambientes que compõem a formação de *Clusia*, em trechos de comunidade de restinga aberta de *Clusia* (*Clusia open scrub*, conforme Caris et al. 2013) e na formação de floresta, em trechos de mata periodicamente inundada (*periodically flooded woods*, conforme Caris et al. 2013). Dentre as 13 classes de uso ou cobertura vegetal do PNRJ (Caris et al. 2013), essas duas formações (*Clusia* e floresta) atingem cobertura de 32 e 16 % do solo PNRJ, respectivamente. Nesse contexto, o termo restinga utilizado no presente estudo refere-se ao ambiente amostrado em formação de *Clusia*, enquanto o termo floresta refere-se ao ambiente amostrado em formação de floresta.

O clima relativo ao PNRJ é classificado como Aw de acordo com o sistema de *Koppen* (Alvares et al. 2014), com temperatura média anual de 22,6 °C, máxima em janeiro de 29,7 °C e mínima de 20 °C em julho. A sazonalidade é acentuada com relação à pluviosidade, com precipitação máxima no verão (cerca de 190 mm mensais) e mínima no inverno (cerca de 40 mm mensais), havendo *deficit* hídrico no solo entre junho e setembro (Araújo et al. 1998). Para realização das análises relativas à sazonalidade, consideramos como estação seca o período de abril a setembro, e estação chuvosa de outubro a março (Alvares et al. 2014).

A investigação foi conduzida em três áreas no PNRJ, com amostragem em formação de restinga e formação de floresta: a primeira próxima a uma lagoa de água doce (Lagoa Comprida) (Restinga 1: 22°16'41" S; 41° 39'41" W; Floresta 1: 22°16'32,3" S; 41°39'50,5" W), a segunda a cerca de 2 km de distância para norte (Restinga 2: 22°16'13,2" S; 41°38'50,3" W; Floresta 2: 22°16'05,3" S; 41°38'52,4" W), e a terceira a aproximadamente 1 km a norte da segunda (Restinga 3: 22°15'55,7" S; 41°38'17,9" W; Floresta 3: 22°15'44,7" S; 41°38'26,2" W) (figura 12.1).

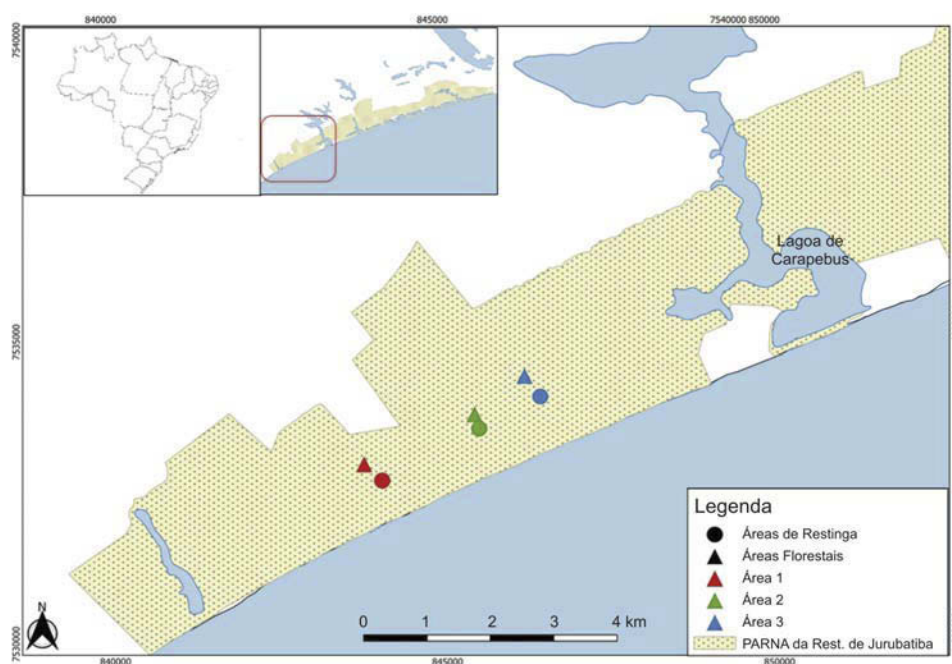


FIGURA 12.1 Localização das áreas amostradas (1, 2 e 3, da esquerda para a direita) para os estudos ecológicos de aves no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. A Lagoa Comprida possui menores dimensões e não aparece representada nessa escala, mas se localiza muito próxima à área 1.

O estudo realizado pelo LabEcoAves/UERJ sobre a avifauna foi iniciado em 1999, com apenas uma excursão por ano em 1999 e 2000, com dois dias seguidos de captura em restinga nos meses de março e janeiro, respectivamente. A partir de 2001 foram realizadas excursões trimestrais até julho de 2002, que a partir desta data se tornaram bimestrais, até se encerrarem, em 2013. O inventário da avifauna foi conduzido desde o início do estudo por meio de captura com redes ornitológicas e amostragem em transecções, além de observações ocasionais. Os registros das observações das aves foram obtidos com uso de binóculos, e os das capturas com dez redes ornitológicas (12 x 2,5 m com malha de 32 mm) por área amostrada (formação vegetal), expostas por dois dias subsequentes para cada área a cada excursão.

As redes foram expostas de maneira padronizada, por 7 h a cada dia de amostragem, com metade deste tempo de exposição pela manhã (6:00 h-10:00 h) e o restante à tarde (14:30 h-17:30 h), mantendo as redes fechadas do final da manhã ao início da tarde devido à elevada temperatura e à insolação na restinga. As capturas totalizaram 10 745 horas-rede em restinga e 3 465 horas-rede em floresta. Os dados obtidos por meio de capturas com redes de neblina foram relativizados de maneira a viabilizar as comparações entre os resultados obtidos em diferentes anos, assim como em restinga e floresta. A relativização foi realizada a partir da divisão dos valores de capturas pelo esforço amostral empregado (horas-rede). As aves capturadas foram marcadas individualmente com anilhas metálicas (fornecidas pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres – CEMAVE, do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio), e com anilhas coloridas, para estudos autoecológicos ou específicos de interações. Desde 2001 até agosto de 2002, as capturas com redes e transecções foram realizadas apenas em restinga (área 1 – figura 12.1). De 2002 a 2004 foram também realizadas amostragens com redes e observações focais em floresta das áreas 1 e 2 e respectivas restingas adjacentes (figura 12.1). Nesse período, a amostragem por transecção foi conduzida apenas no ambiente de restinga, que foi continuamente amostrado desde 2002 a 2012, com transecções regulares realizadas simultaneamente às capturas. As amostragens de captura e transecções ocorreram também simultaneamente na área 3, em 2012 e 2013.

As transecções regulares foram realizadas por um dos autores (Maria Alice Santos Alves) em trilhas com aproximadamente 1 km de extensão, registrando-se as espécies e suas respectivas abundâncias. Na área 1 (figura 12.1) as transecções foram conduzidas da praia para o interior por 1 km até o primeiro cordão de mata, no período de 2002 a 2012. Não foram realizadas transecções na área 2, enquanto na área 3 (figura 12.1) as transecções foram feitas em ambiente de restinga e floresta (cerca de 800 m em cada um desses ambientes), em 2012 e 2013. Durante todo o estudo foram realizadas 146 transecções: 127 em restinga e 19 em floresta. É possível haver uma tendência para maior riqueza detectada em restinga em relação à riqueza em floresta, considerando a diferença em termos de esforço de transecções entre os dois ambientes. Por outro lado, ressalta-se que a representatividade em área do ambiente de restinga é o dobro do ambiente de floresta.

O método de transecção também foi utilizado para avaliar distribuição espacial do sabiá-da-praia, *Mimus gilvus*, espécie ameaçada de extinção no estado do Rio de Janeiro, na categoria Em Perigo (Alves et al. 2000). Foram registrados os indivíduos ao longo da transecção, partindo da linha da praia em direção ao interior do continente. A transecção percorrida foi a mesma utilizada na área 1, ampliando por mais 1 km para o interior, no período compreendido entre 2002 e 2004 e entre 2007 e 2008.

Os valores de riqueza de espécies registradas durante o estudo são apresentados para restinga e floresta, assim como riqueza total. São indicados os valores de frequência absoluta de registros por cada um dos métodos sistematizados empregados (redes de neblina e transecções) das espécies mais frequentes. Adicionalmente, são apresentados os valores de frequência relativa (frequência relativa = capturas/horas-rede), das espécies mais frequentemente capturadas por redes de neblina em restinga

e em floresta. A distribuição espacial do sabiá-da-praia, *Mimus gilvus*, foi analisada por meio da contabilização de registros obtidos a cada 100 m a partir da linha da praia, relacionados com a distância à praia, utilizando regressão linear simples (Zar 1995). A sazonalidade das espécies foi acessada a partir da frequência relativa de registros obtidos por capturas com redes de neblina, por mês, considerando os dados de todo o estudo.

A classificação das espécies de aves seguiu a lista oficial do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos – CBRO (Pacheco et al. 2021). Espécies endêmicas de Mata Atlântica foram elencadas de acordo com Vale et al. (2018). Espécies ameaçadas foram classificadas de acordo com a lista global (IUCN, 2023), nacional (MMA, 2022) e regional (Alves et al. 2000).

12.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

12.3.1 Riqueza de Espécies

A partir dos registros primários, foram registradas no PNRJ 167 espécies de aves pertencentes a 49 famílias e 23 ordens (anexo 12.1). Um total de 9 463 registros de 150 espécies foi obtido por meio de amostragens realizadas com uso de métodos sistematizados, que incluíram capturas de indivíduos por redes de neblina ($n = 2\,482$) e avistamentos e/ou registros auditivos em transecções ($n = 6\,981$). Desse total de espécies, 86 foram registradas por amostragens com redes de neblina, enquanto 127 foram registradas por meio de transecções. Os registros adicionais (ou ocasionais), ou seja, aqueles realizados fora das amostragens padronizadas, totalizaram 17 espécies.

12.3.2 Espécies Endêmicas e Ameaçadas de Extinção

Durante a realização do presente estudo no PNRJ, foram registradas 11 espécies endêmicas de Mata Atlântica (Vale et al. 2018), dentre as quais seis espécies são endêmicas do território brasileiro (Van Perlo 2009). Seis espécies são consideradas ameaçadas de extinção em ao menos uma das listas oficiais nos níveis regional (Alves et al. 2000), nacional (MMA 2022) ou global (IUCN 2023). Uma espécie é considerada quase ameaçada (categoria NT) em nível global e outras três espécies são consideradas provavelmente ameaçadas (categoria PA) em nível regional (anexo 12.1). Importante destacar que foi realizado um registro ocasional do gavião-pombo-pequeno *Amadonastur lacernulatus* (Accipitridae), espécie ameaçada categorizada como “Vulnerável” nos níveis regional, nacional ou global, em ambiente aberto próximo a fragmento florestal na autoestrada BR-101, próximo ao PNRJ mas fora dos limites deste, por isso não incluída no anexo 12.1.

Dentre as espécies de aves frequentemente registradas durante o estudo, destaca-se a saíra-sapucaia, *Stilpnia peruviana* (Thraupidae), endêmica de Mata Atlântica e ameaçada no nível global (categoria VU). Essa espécie é considerada provavelmente ameaçada em nível regional e foi capturada com relativa frequência ao longo dos anos em que o estudo foi desenvolvido. Os padrões de frequência de capturas indicam que os deslocamentos populacionais desta ave ocorreram de maneira relativamente sincronizada ao longo dos anos, entre abril e agosto, com pico de registros nos meses de junho e agosto (ver item sazonalidade). Outra espécie registrada com frequência no PNRJ foi o sabiá-da-praia, *Mimus gilvus*, que é uma espécie residente e uma das mais abundantes no PNRJ em ambiente de restinga. Essa espécie, embora possua ampla distribuição geográfica pelo continente americano, é considerada ameaçada de extinção no estado do Rio de Janeiro, onde tem sofrido extinções locais de populações em diferentes restingas no estado (Zanon et al. 2015). As populações

de *M. gilvus* sofreram redução de 61 % a 92 % em número de indivíduos no estado do Rio de Janeiro nas últimas duas décadas, conforme estimativa elaborada com base em dados de diversas restingas do estado, incluindo a do PNRJ, local onde foi mais abundante (Zanon et al. 2015). No PNRJ, *M. gilvus* foi exclusivo do ambiente de restinga, ocorrendo com maior abundância entre 100 m e 1 km de distância a partir do início da vegetação arbustiva (figura 12.2).

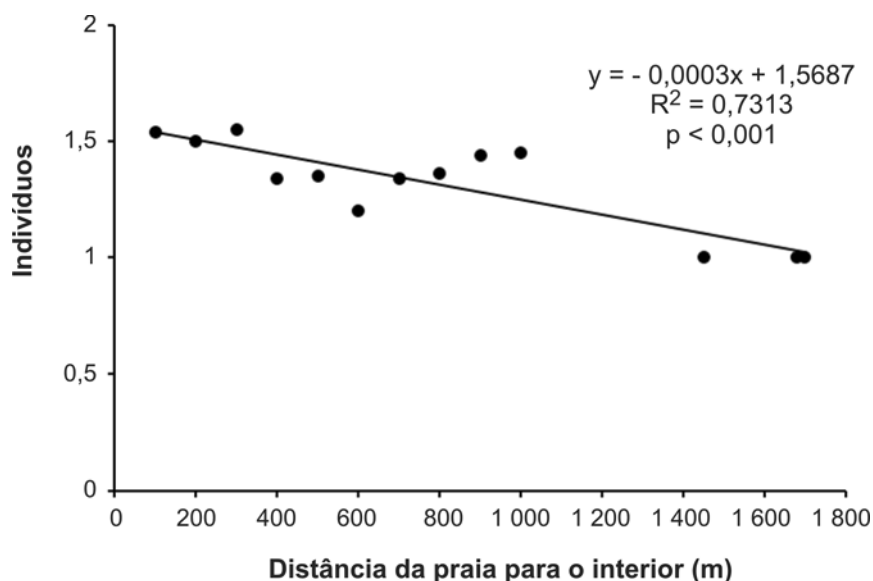


FIGURA 12.2 Valores de abundância do sabiá-da-praia, *Mimus gilvus*, ao longo de transecção perpendicular ao litoral, com início na praia em direção ao interior da vegetação de restinga no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Os círculos representam o valor médio de indivíduos a cada 100 m percorridos. Um total de 116 transecções foi considerado na análise.

12.3.3 Frequência das Espécies

Considerando o somatório de ambos os métodos padronizados empregados, ou seja, transecções e redes de neblina, a espécie com maior número de registros foi o sabiá-da-praia, *Mimus gilvus*, com 829 registros (96 por meio de redes de neblina e 733 por transecções; figura 12.3a). O sabiá-poca, *Turdus amaurochalinus*, foi a segunda espécie com maior frequência nas amostras, totalizando 494 registros (448 por meio de capturas com redes de neblina e 46 por transecções), seguida pelo tico-tico, *Zonotrichia capensis*, com 465 registros (187 por meio de redes de neblina e 278 por transecções).

A espécie mais frequentemente amostrada em transecções foi o sabiá-da-praia, *Mimus gilvus*, com 733 registros, seguida pela jacanã, *Jacana jacana*, com 286 registros e pela asa-branca, *Patagioenas picazuro*, com 285 registros (figura 12.3b). O sabiá-poca, *Turdus amaurochalinus*, foi a espécie com a maior frequência nas capturas (figura 12.3c), totalizando 494 registros. A segunda espécie mais frequentemente capturada foi o beija-flor-de-garganta-verde, *Chionomesa fimbriata*, com 241 registros, seguida pelo tico-tico, *Zonotrichia capensis*, com 187 registros.

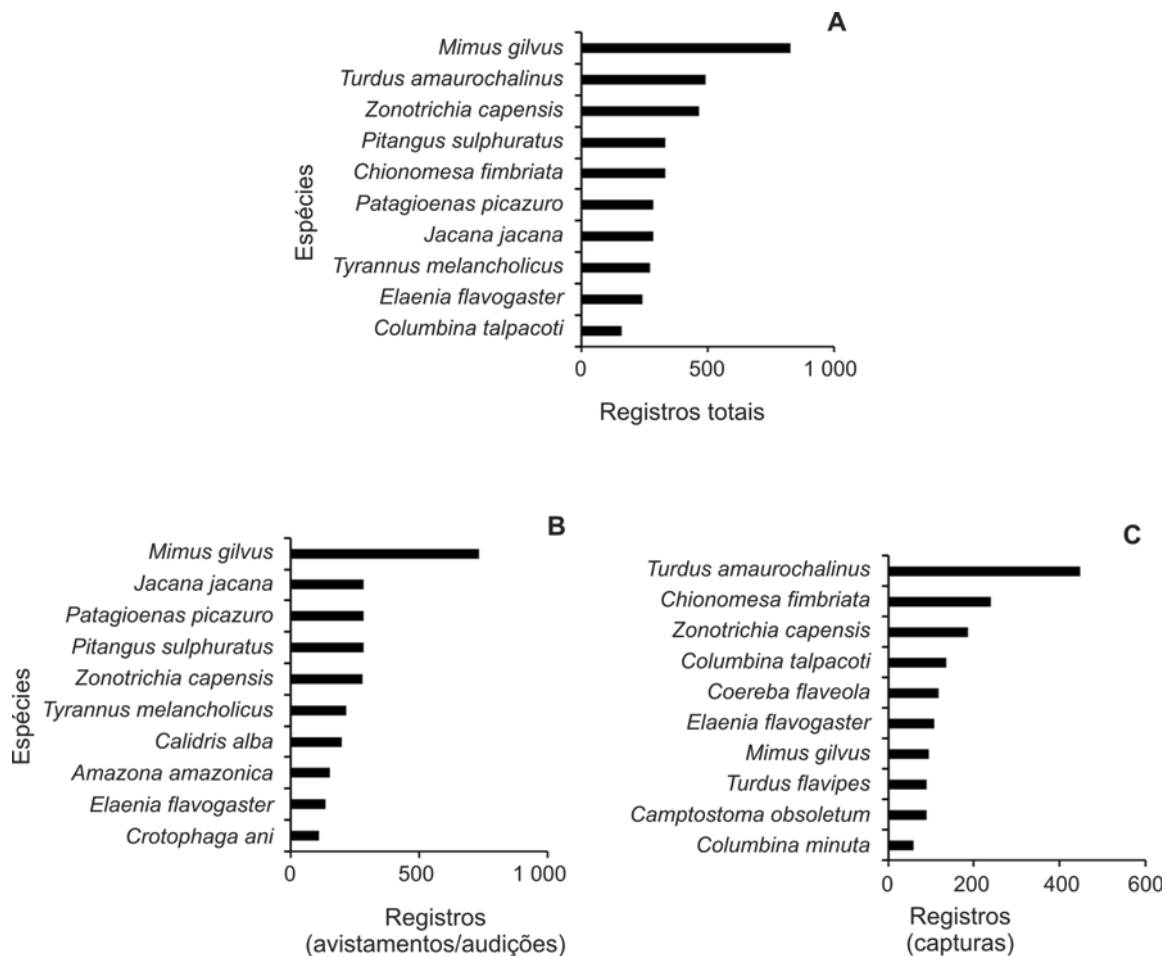


FIGURA 12.3 Número total de registros das 10 espécies de aves predominantes em amostragem sistematizada por dois métodos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, entre 2002 e 2013. **A)** Somatório de registros obtidos com amostragem por transecções (visuais e auditivos) e redes de neblina (capturas). **B)** Registros (visuais e auditivos) obtidos durante amostragem com transecções. **C)** Registros (capturas) obtidos por amostragem com redes de neblina.

12.3.4 Variação Espacial

Houve uma variação considerável nos valores de riqueza de espécies detectadas em cada um dos ambientes investigados, considerando o somatório de todos os registros. Os registros de espécies de aves em restinga incluíram 157 espécies, dentre as quais 113 foram registradas exclusivamente neste ambiente. O total de espécies registradas em floresta foi 54, das quais dez foram exclusivas deste ambiente. Adicionalmente, o número de capturas foi consideravelmente superior na restinga, em comparação com a floresta (figura 12.4).

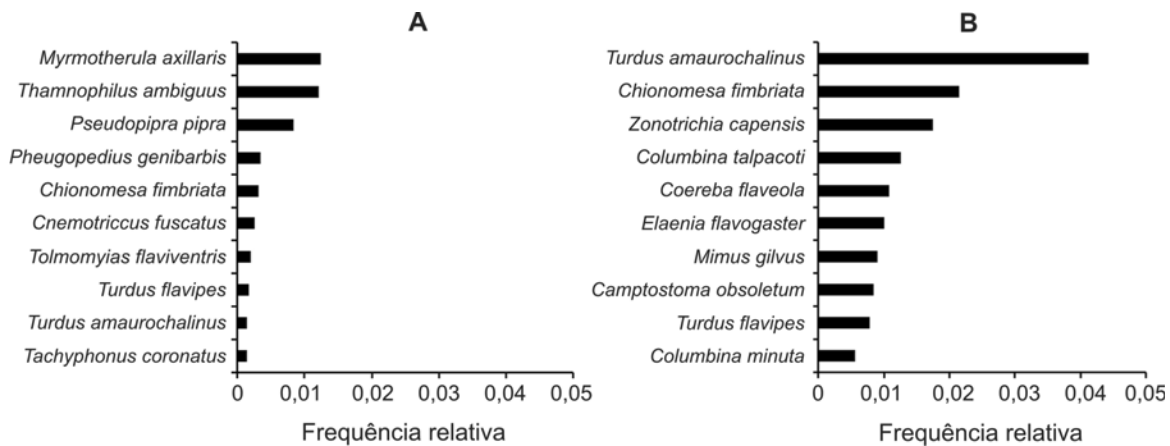


FIGURA 12.4 Frequência relativa (número de registros/esforço amostral) das dez espécies de aves mais abundantemente capturadas nas redes de neblina no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. **A)** Restinga. **B)** Floresta.

A menor riqueza encontrada no ambiente de floresta pode estar relacionada a três fatores, não necessariamente concorrentes: biogeografia (a predominância de habitats abertos favorece a colonização por espécies generalistas); disponibilidade de alimento (o alagamento da floresta prejudica a produção de flores/frutos); viés amostral relacionado à estrutura da vegetação (redes englobam maior fração dos estratos e observações são menos afetadas por obstruções visuais na restinga, em comparação à floresta) (Gomes et al. 2016).

No entanto, estudos realizados por integrantes da equipe do LabEcoAves/UERJ mostram que a heterogeneidade ambiental promovida pelo mosaico vegetacional presente no PNRJ permite a ocorrência de espécies associadas aos diferentes ambientes. Na restinga, destaca-se o sabiá-da-praia, *Mimus gilvus*, espécie considerada ameaçada no nível regional, na categoria Em Perigo (Alves et al. 2000). Dentre as espécies associadas ao ambiente florestal, pode ser citada a cabeça-branca, *Pseudopipra pipra*, ave frugívora considerada ameaçada de extinção no estado do Rio de Janeiro, também na categoria Vulnerável (Alves et al. 2000). O ambiente de floresta encontrado no PNRJ provavelmente desempenha ainda o papel de conector na paisagem, o que permite a manutenção da biodiversidade de aves e a conservação de populações de aves tipicamente florestais (Gomes et al. 2016). Em relação ao micro-habitat de forrageamento por aves na restinga, há pouca sobreposição espacial tanto para as espécies frugívoras quanto para as insetívoras, considerando a espécie de planta e a altura em que foram observadas forrageando (Gomes et al. 2008b).

12.3.5 Sazonalidade

As variações em riqueza e composição de espécies de aves registradas no PNRJ refletiram a sazonalidade anual, provavelmente, em função da variação da pluviosidade (período mais chuvoso no verão e menos chuvoso no inverno) e seu reflexo sobre a disponibilidade de diferentes itens alimentares. A riqueza de espécies foi maior durante a estação seca que na chuvosa, com 121 e 97 espécies, respectivamente. As espécies de aves visitantes foram registradas principalmente no período de seca, entre abril e agosto, com picos de registros entre maio e agosto (figuras 12.5 e 12.6).

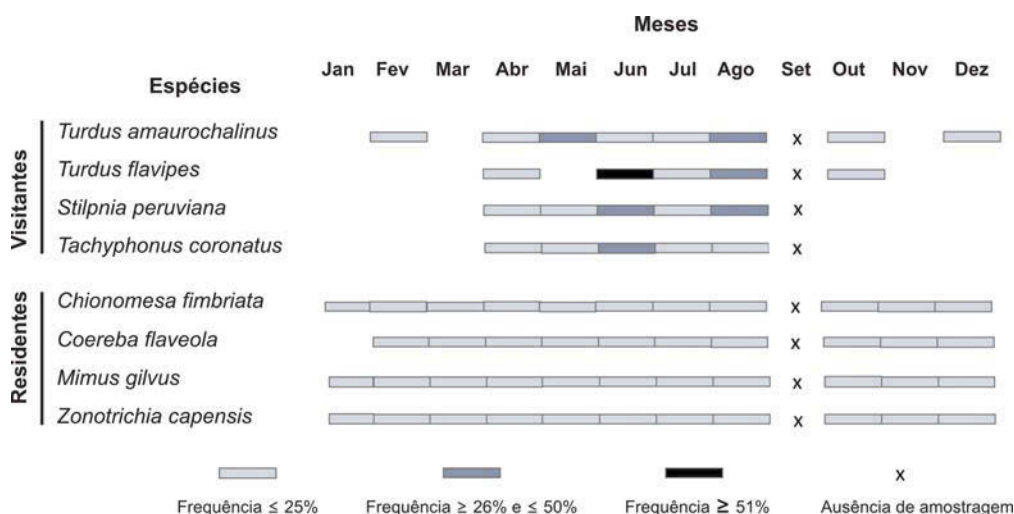


FIGURA 12.5 Sazonalidade de algumas espécies de aves abundantes capturadas com redes de neblina, no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Registros obtidos entre 2002 e 2013 (os valores mensais de frequência representam o percentual de registros no dado mês em relação a todos os meses em que houve registro para a espécie).



FIGURA 12.6 Exemplos de aves visitantes, residentes, endêmicas e ameaçadas de extinção registradas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. **A)** Sabiá-da-praia, *Mimus gilvus* (Mimidae), espécie residente e regionalmente ameaçada de extinção (Alves et al. 2000). **B)** Saíra-sapucaia, *Stilpnia peruviana* (Traupidae), espécie visitante, endêmica da Mata Atlântica brasileira (Vale et al. 2018) e ameaçada de extinção no nível global (IUCN 2023), e provavelmente ameaçada no nível regional (Alves et al. 2000). **C)** Sabiá-poca, *Turdus amaurochalinus* (Turdidae), espécie visitante. Fotos: Maria Alice S. Alves.

Os meses de junho e agosto foram aqueles com maior frequência de registros de espécies de aves visitantes. Um estudo realizado por integrantes do LabEcoAves/UERJ mostra que, nesses meses, a biomassa de visitantes foi maior do que a de residentes, pelo menos entre 2002 e 2004 (Gomes et al. 2010). A espécie visitante mais abundante foi o sabiá-poca, *Turdus amaurochalinus*, que apresentou, ao longo de uma década de monitoramento no PNRJ, ciclos relativamente regulares, com picos de registros entre maio e agosto. Alguns indivíduos continuam sendo registrados na região ao longo do ano.

Os picos de frequência de registros de espécies de aves visitantes coincidem com os picos de disponibilidade de frutos de determinadas espécies de plantas (Gomes et al. 2010 – ver próximo item, “Interações aves-plantas”). Com relação às aves residentes, no período de novembro a fevereiro, ocorreu a maior frequência de registros da choca-de-sooretama, *Thamnophilus ambiguus*, espécie de ave insetívora e endêmica de Mata Atlântica. Esse período corresponde à principal época de reprodução de espécies de aves tropicais, quando há maior disponibilidade de insetos (presas), importantes para a reprodução e criação de filhotes (Poulin et al. 1992, Develey e Peres 2000).

12.3.6 Interações Aves-Plantas

Estudos realizados pelo LabEcoAves/UERJ no PNRJ mostraram que tanto as aves visitantes quanto as residentes podem ser importantes para a dinâmica da comunidade vegetal da formação de *Clusia*, atuando como dispersoras de sementes de espécies de plantas importantes para a estrutura da vegetação, especialmente *Clusia hilariana* (Clusiaceae), *Aechmea nudicaulis* (Bromeliaceae) e *Ocotea notata* (Lauraceae) (Gomes et al. 2008a). Por outro lado, o período de passagem das espécies visitantes de aves pelo PNRJ coincide com o pico de frutificação de *O. notata*, e o período de muda pós-reprodução das espécies residentes coincide com o pico de frutificação de *C. hilariana*. Ambas as espécies vegetais apresentam frutos ricos em lipídeos, em períodos de alta demanda energética para as aves, o que reforça o caráter mutualístico da interação (Gomes et al. 2010).

Outros estudos desenvolvidos por nossa equipe a partir do PELD sítio-5 mostraram que, em adição às aves frugívoras, as espécies de aves nectarívoras também são importantes componentes da comunidade biológica no PNRJ, atuando como potenciais polinizadores de diversas espécies de plantas nessa área. Uma avaliação da disponibilidade temporal de recursos florais em plantas que interagem com beija-flores em formação de *Clusia* no PNRJ mostrou que, embora haja disponibilidade bastante variável de néctar entre espécies de plantas ao longo do tempo, a maior parte das visitas realizadas por beija-flores (94 %, n = 71) foi efetuada por apenas uma espécie, o beija-flor-de-garganta-verde, *Chionomesa fimbriata* (Fonseca et al. 2015). Contudo, outras espécies de aves nectarívoras também forrageiam em néctar floral de espécies de plantas no PNRJ (Almeida et al. 2004, Silva e Alves 2007, Fonseca et al. 2015). Dentre elas, o rabo-branco-mirim, *Phaethornis idaliae*, se destaca como uma espécie endêmica da Mata Atlântica brasileira (segundo Vale et al. 2018) e que apresenta distribuição geográfica restrita (Hinkelmann et al. 2019). Esta espécie de beija-flor é considerada provavelmente ameaçada de extinção no estado do Rio de Janeiro (Alves et al. 2000).

12.4 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos ao longo dos 13 anos de estudos da avifauna revelaram que o PNRJ constitui um importante abrigo para populações de espécies de aves endêmicas e ameaçadas. A heterogeneidade de habitats garante uma diversidade de condições que sustentam a avifauna, que, por sua vez, desempenha papéis ecológicos importantes para a dinâmica da vegetação, dentre eles, a polinização e a dispersão de sementes, sendo esta última interação desempenhada não apenas por aves residentes, mas também visitantes. A fragmentação de habitats e iminente isolamento do PNRJ do contexto da paisagem ecológica (Caris et al. 2013) representa ameaças à conservação da avifauna. Os efeitos do rompimento da conectividade tendem a prejudicar mais de imediato as aves visitantes e aquelas que dependem do ambiente florestal.

AGRADECIMENTOS

Este estudo fez parte do Grupo de Vertebrados/PELD – sítio 5/CNPq. Somos gratos a Pablo Gonçalves pelo convite para elaborarmos este capítulo. Agradecemos aos integrantes atuais e egressos do Laboratório de Ecologia de Aves da UERJ por sua valiosa ajuda com a coleta de dados em campo, particularmente a Maurício B. Vecchi, Vanessa C. Tomaz, Fabio M. Patiu, Elisângela M. de Almeida, Alline L. S. Rocha, Raquel V. Marques, Lorena. C. Fonseca, Thais O. Alencar, Carlos Humberto Oliveira e Edvandro Ribeiro, Adriano Lagos, Luana Berna, Cristiane M. Souza, Flavia G. Chaves,

Mariana M. Vale, Yair G. Molina-Martínez, além de outros integrantes desse laboratório como de outros, que eventualmente participaram da amostragem em campo. Rafael S. Saint Clair ajudou substancialmente com a tabulação de dados, Thamires P. Nascimento e Caio M. B. Araujo auxiliaram pontualmente com triagem de dados. Jimi Martins da Silva confeccionou a figura 12.1. Agradecemos aos integrantes do NUPEM (particularmente a Ana Cristina Petry e Francisco Esteves) e da UERJ pelo apoio logístico; às agências governamentais pelas licenças de pesquisa: CEMAVE/ICMBio, licenças #1237 e P029/03; IBAMA/DIREC-PARNA Restinga de Jurubatiba, particularmente à chefia por todo o seu apoio #106/2003 e 116/2004; IBAMA/Fauna #056/2002 e 093/2004; IBAMA/Flora #163/2005; SISBIO #15998 e #14210. Agradecimento especial ao CEMAVE pela doação das anilhas metálicas. À CAPES, à FAPERJ e ao CNPq, que apoiaram financeiramente com bolsas (VSMG e CCCM Capes e Faperj – bolsas de doutorado, CCCM CNPq – bolsa de mestrado). MASA obteve apoio à pesquisa do CNPq (bolsa PQ # 308792/2009-2; 305798/2014-6; 306579/2018-9 e 308615/2022-0), da FAPERJ (Programa Cientistas do Nosso Estado # E-26/102837/2012, E-26/203191/2015, E-26/202835/2018 e E-26 201126/2022) e da UERJ (bolsa Prociência). A *Idea Wild* contribuiu com a doação de redes ornitológicas.

REFERÊNCIAS

- Almeida, E. et al. 2004. Floral visitors of *Tillandsia stricta* Sol. (Bromeliaceae) at Restinga of Jurubatiba, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil. – *Vidalia (Viçosa)* 2: 30-35.
- Alvares, C. A. et al. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. – *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711-728.
- Alves, M. A. S e Pereira, E. F. 1998. Richness, abundance and seasonality of bird species in a lagoon of an urban area (Lagoa Rodrigo de Freitas) of Rio de Janeiro, Brazil. – *Ararajuba* 6: 110-116.
- Alves, M. A. S. et al. 2000. Aves. – in: Bergallo; H. G. et al. (ed.). *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. 1ed. Rio de Janeiro: EdUERJ (Editora da Universidade do Estado do Rio de Janeiro), pp. 113-124.
- Alves, M. A. S. et al. 2004. A comunidade de aves na Restinga de Jurubatiba. – in: Carlos Rocha, C. F. D. et al. (ed.), *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação*. São Carlos: RiMa, pp. 199-214.
- Alves, M. A. S. et al. 2012. Uso do Habitat e Táticas de Forrageamento de Aves Aquáticas na Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. – *Oecologia Australis* 16: 525-539.
- Araújo, D. S. D. et al. 1998. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. – in: Esteves, F.A. (ed.). *Ecologia de Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé, RJ*. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Pp. 39-62.
- Brawn, J. D. et al. 2017. Impacts of changing rainfall regime on the demography of tropical birds. – *Nature Climate Change*, 7: 133–136. doi:10.1038/nclimate3183.
- Brown, J.H. et al. 2001. Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments. – *Science* 293: 643-50. doi: 10.1126/science.293.5530.643.
- Caris, E. A. P. et al. 2013. Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. *Rodriguésia*, 64: 747-755. doi: 10.1590/S2175-78602013000400006.

- Castiglioni, G. D. A. 1998. Biologia reprodutiva e organização social de *Ramphocelus bresilius* (Passeriformes: Emberezidae) na restinga de Barra de Maricá, Estado do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 135p.
- Chaves, F. G. e Alves, M. A. S. 2013. Gender-related diet composition and morphometry of the Restinga Antwren, *Formicivora littoralis* (Aves: Thamnophilidae). – *Zoologia* 30: 601-606.
- Chaves, F. G. et al. 2013. Nests, Eggs, and Nestlings of the Restinga Antwren *Formicivora littoralis* (Aves: Thamnophilidae). – *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 85: 547-552.
- Chaves, F. G. et al. 2015. Characterization of microsatellite markers for the Restinga Antwren, *Formicivora littoralis* (Thamnophilidae), an endangered bird endemic to Brazil. – *Genetics and Molecular Research* 14: 7986-7989. Doi: 10.4238/2015.July.17.6
- Chaves, F. G. et al. 2017. Intersexual differences in the foraging behavior of *Formicivora littoralis* (Thamnophilidae), an endangered Neotropical bird. – *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 52: 179-186.
- Chaves, F. G. et al. 2019. Territory size and population density of the serra antwren (*Formicivora serrana littoralis*) in the sandy coastal plains of the Atlantic Forest in southeastern Brazil. – *Ann. Zool. Fennici* 56: 51-64.
- Develey, P. F. and Peres, C. A. 2000. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. – *Journal of Tropical Ecology* 16: 33-53.
- Fonseca, L. C. N. et al. 2015. Plant-hummingbird interactions and temporal nectar availability in arestinga from Brazil. – *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 87: 2163-2175.
- Franklin, J. F. 1989. Importance and Justification of Long-Term Studies in Ecology. – in: Likens, G. E. (ed.), *Long-Term Studies in Ecology*. Springer, New York. Pp. 3-19.
- Gomes, V. S. M. et al. 2008a. Birds foraging for fruits and insects in shrubby restinga vegetation, southeastern Brazil. – *Biota Neotrop.* 8. Doi: 10.1590/S1676-06032008000400001.
- Gomes, V. S. M. et al. 2008b. Potential role of frugivorous birds (Passeriformes) on seed dispersal of six plant species of a resting habitat, southeastern Brazil. – *Rev. Biol. Trop.* 56: 205-216.
- Gomes, V. S. M. et al. 2010. Availability peak of caloric fruits coincides with energy-demanding seasons for resident and non-breeding birds in restinga, an ecosystem related to the Atlantic forest, Brazil. – *Flora* 205: 647-655. doi: 10.1016/j.flora.2010.04.014.
- Gomes, V. S. M. et al. 2016. Heterogeneity of bird communities in a mosaic of habitats on a restinga ecosystem in southeast Brazil. – *Zoologia* 33: e20150205. doi: 10.1590/S1984-4689zool-20150205.
- Gonzaga, L. P. et al. 2000. Avifauna das Restingas do Sudeste: Estado do Conhecimento e Potencial para Futuros Estudos. – in: Esteves, F.A. and Lacerda, L.D. (eds.). *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. NUPEM/UFRJ. Macaé, Rio de Janeiro, Brasil. Pp. 151-163.
- Haddad, N. M. et al. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. – *Science Adv.*: e1500052. doi: 10.1126/sciadv.1500052.
- Hernández-Palma, A. and Stouffer, P. C. 2018. Matrix and area effects on the nutritional condition of understory birds in Amazonian rainforest fragments. – *PCON* 16: 139-145.
- Hinkelmann, C. et al. 2019. Minute Hermit (*Phaethornis idaliae*). – in: del Hoyo, J. et al. (eds.), *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.

- IUCN. 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-1. www.iucnredlist.org.
- Kuebbing, S. E. et al. 2018. Long-term research in ecology and evolution: a survey of challenges and opportunities. – *Ecol Monogr* 88: 245-258. doi:10.1002/ecm.1289.
- Maciel, N. C. 1984. A fauna da restinga do Estado do Rio de Janeiro: passado, presente e futuro. Proposta de preservação. – in: Lacerda, L. D. et al. (eds.). *Restingas: Origem, Estruturas e Processos*. CEUFF. Niterói. Pp. 285-304.
- Magurran, A. E. et al. 2010. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. – *TREE* 25: 574-582. doi:10.1016/j.tree.2010.06.016.
- Martínez-Padilla J. et al. 2014. Insights into population ecology from long-term studies of red grouse *Lagopus Lagopus Scoticus*. – *J Anim Ecol.* 83:85-98.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2022. Portaria nº 148, de 7 de junho de 2022 – Atualização da Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção (Portaria MMA nº 444, de 17 de dezembro de 2014 – Diário Oficial da União, Seção 1, 245, 121-126). Diário Oficial da União, Seção 1, 108, 74.
- Molina-Martínez, Y. G. Revelando processos evolutivos do complexo *Mimus gilvus* (Vieillot, 1808) no Brasil: uma interação entre a adaptação morfológica, a diversidade genética e o canto. 2015. Tese de Doutorado – Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Nogueira et al. 2014. Genetic differentiation over a short water barrier in the Brazilian tanager, *Ramphocelus bresilius* (Passeriformes: Thraupidae) an endemic species of the Atlantic forest, Brazil. – *Conservation Genetics*: 1-12.
- Novaes, F. C. 1950. Sobre as aves de Sernambetiba, Distrito Federal, Brasil. – *Revista Brasileira de Biologia* 10: 199-208.
- Pacheco, J.F.; Silveira, L.F.; Aleixo, A.; Agne, C.E.; Bencke, G.A.; Bravo, G.A.; Brito, G.R.R.; Cohn-Haft, M.; Maurício, G.N.; Naka, L.N.; Olmos, F.; Posso, S.; Lees, A.C.; Figueiredo, L.F.A.; Carrano, E.; Guedes, R.C.; Cesari, E.; Franz, I.; Schunck, F. & Piacentini, V.Q. 2021. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. *Ornithology Research*, 29(2): 94-105. <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>
- Porto, F. C. S. e Teixeira, D. M. 1984. Um estudo comparativo preliminar sobre as avifaunas das restingas do leste do Brasil. – in: Lacerda, L.D. et al. (eds.). *Restingas: Origem, Estruturas e Processos*. CEUFF. Niterói. Pp. 285-304.
- Poulin, B., Lefebvre, G. e McNeil, R. 1992. Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. – *Ecology* 73: 2295-2309.
- Sanderson, F. J. et al. 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. – *Biological Conservation* 131: 93-105. doi:10.1016/j.biocon.2006.02.008
- Scarano, F. R. e Esteves, F. 2004. Pesquisas ecológicas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: hipótese central, estratégia de pesquisa e perspectivas. – in: Rocha, C. F. D. (eds.), *Pesquisas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação*. São Carlos: RiMa, Pp. 16-22.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Sinclair, A. R. E. 2003. Patterns of predation in a diverse predator–prey system. – *Nature* 425: 288-90.

- Tavares, D. e Siciliano, S. 2014. The Bird Community in a Threatened Coastal Lagoon in Southeastern Brazil. – Open Journal of Ecology 4: 98-112. doi: 10.4236/oje.2014.43012.
- Tavares, D. et al. 2015. Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: Implications for management. Biological Conservation 186: 12-21.
- Vale, M. M. et al. 2018. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. Journal of Field Ornithology 89: 193-206. doi:10.1111/jfo.12256
- Van Perlo, B. 2009. A field guide to the birds of Brazil. Oxford University Press.
- Vanderbilt, K. e Gaiser, E. 2017. The international long term ecological research network: a platform for collaboration. – Ecosphere 8: e01697. doi: 10.1002/ecs2.1697.
- Zanon, M. et al. 2015. Missing for the last twenty years: the case of the southernmost populations of the Tropical Mockingbird *Mimus gilvus* (Passeriformes: Mimidae). – Zoologia 32: 01-08.
- Zar, J. H. 1995. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey.

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Tinamiformes							
Tinamidae							
<i>Crypturellus soui</i> (HERMANN, 1783)	tururim					RO	F
<i>Crypturellus obsoletus</i> (TEMMINCK, 1815)	inambuguaçu					T	R
<i>Crypturellus tataupa</i> (TEMMINCK, 1815)	inambu-chintã					T	F, R
Anseriformes							
Anatidae							
<i>Dendrocygna viduata</i> (LINNAEUS, 1766)	irerê					RO	R
<i>Cairina moschata</i> (LINNAEUS, 1758)	pato-do-mato				VU	T	R
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (GMELIN, 1789)	ananaí					T	R
<i>Anas bahamensis</i> (LINNAEUS, 1758)	marreca-toicinho					T	R
Galliformes							
Cracidae							
<i>Penelope superciliaris</i> (TEMMINCK, 1815)	jacupemba					T	F, R
Podicipediformes							
Podicipedidae							
<i>Tachybaptus dominicus</i> (LINNAEUS, 1766)	mergulhão-pequeno					RO	R
Suliformes							
Fregatidae							
<i>Fregata magnificens</i> (MATHEWS, 1914)	tesourão					T	F, R
Sulidae							
<i>Sula leucogaster</i> (BODDAERT, 1783)	atobá					T	R
Phalacrocoracidae							
<i>Nannopterum brasilianum</i> (GMELIN, 1789)	biguá					T	R

Continua...

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021) (*continuação*)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Pelecaniformes							
Ardeidae							
<i>Tigrisoma lineatum</i> (BODDAERT, 1783)	socó-boi					T	R
<i>Butorides striata</i> (LINNAEUS, 1758)	socozinho					T	R
<i>Bubulcus ibis</i> (LINNAEUS, 1758)	garça-vaqueira					T	R
<i>Ardea alba</i> (LINNAEUS, 1758)	garça-branca					T	R
<i>Pilherodius pileatus</i> (BODDAERT, 1783)	garça-real				PA	T	R
<i>Egretta caerulea</i> (LINNAEUS, 1758)	garça-azul					T	R
<i>Egretta thula</i> (MOLINA, 1782)	garça-branca-pequena					T	R
Cathartiformes							
Cathartidae							
<i>Cathartes aura</i> (LINNAEUS, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha					T	R
<i>Cathartes burrovianus</i> (CASSIN, 1845)	urubu-de-cabeça-amarela					T	F, R
<i>Coragyps atratus</i> (BECHSTEIN, 1793)	urubu					T	F, R
Accipitriformes							
Accipitridae							
<i>Geranospiza caerulescens</i> (VIEILLOT, 1817)	gavião-pernilongo					T	R
<i>Rupornis magnirostris</i> (GMELIN, 1788)	gavião-carijó					T, RN	F, R
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (VIEILLOT, 1816)	gavião-de-rabo-branco					RO	R
<i>Buteo nitidus</i> (LATHAM, 1790)	gavião-pedrés					T	R
<i>Buteo albonotatus</i> (KAUP, 1847)	gavião-urubu					RO	R
<i>Buteo brachyurus</i> (VIEILLOT, 1816)	gavião-de-cauda-curta					T	F
Gruiformes							
Aramidae							
<i>Aramus guarauna</i> (LINNAEUS, 1766)	carão					T	R
Rallidae							
<i>Aramides cajaneus</i> (STATIUS MULLER, 1776)	saracura-três-potes					T	F
<i>Porphyrio martinica</i> (LINNAEUS, 1766)	frango-d'água-azul					T	R

Continua...

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021) (*continuação*)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Charadriiformes							
Charadriidae							
<i>Vanellus chilensis</i> (MOLINA, 1782)	quero-quero					T	R
<i>Charadrius collaris</i> (VIEILLOT, 1818)	batuíra-de-coleira					T	R
Scolopacidae							
<i>Calidris alba</i> (PALLAS, 1764)	maçarico-branco					T	R
<i>Calidris fuscicollis</i> (VIEILLOT, 1819)	maçarico-de-sobre-branco					T	R
Jacanidae							
<i>Jacana jacana</i> (LINNAEUS, 1766)	jaçanã					T	R
Laridae							
<i>Larus dominicanus</i> (LICHTENSTEIN, 1823)	gaivotão					T	R
<i>Sterna hirundinacea</i> (LESSON, 1831)	trinta-réis-de-bico-vermelho					RO	R
<i>Thalasseus acuflavidus</i> (CABOT, 1847)	trinta-réis-de-bando					RO	R
Columbiformes							
Columbidae							
<i>Columbina minuta</i> (LINNAEUS, 1766)	rolinha-de-asa-canela					T, RN	R
<i>Columbina talpacoti</i> (TEMMINCK, 1810)	rolinha					T, RN	R
<i>Columbina squammata</i> (LESSON, 1831)	fogo-apagou					T, RN	R
<i>Columbina picui</i> (TEMMINCK, 1813)	rolinha-picuí					T, RN	R
<i>Claravis pretiosa</i> (FERRARI-PEREZ, 1886)	pararu-azul					RN	R
<i>Patagioenas picazuro</i> (TEMMINCK, 1813)	asa-branca					T, RN	F, R
<i>Zenaida auriculata</i> (DES MURS, 1847)	avoante					T, RN	R
<i>Leptotila verreauxi</i> (BONAPARTE, 1855)	juriti-pupu					T, RN	F, R
<i>Leptotila rufaxilla</i> (RICHARD; BERNARD, 1792)	juriti-de-testa branca					RN	R
<i>Geotrygon montana</i> (LINNAEUS, 1758)	pariri					T, RN	F, R

Continua...

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021) (*continuação*)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Cuculiformes							
Cuculidae							
<i>Coccyzus melacoryphus</i> (VIEILLOT, 1817)	papa-lagarta					RN	R
<i>Coccyzus americanus</i> (LINNAEUS, 1758)	papa-lagarta-de asa vermelha					RN	R
<i>Crotophaga major</i> (GMELIN, 1788)	anu-coroca					T, RN	F, R
<i>Crotophaga ani</i> (LINNAEUS, 1758)	anu-preto					T, RN	R
<i>Guira guira</i> (GMELIN, 1788)	anu-branco					T	R
Strigiformes							
Tytonidae							
<i>Tyto furcata</i> (TEMMINCK, 1827)	suindara					RO	R
Strigidae							
<i>Megascops choliba</i> (VIEILLOT, 1817)	corujinha-do-mato					RN	R
<i>Glaucidium brasilianum</i> (GMELIN, 1788)	caburé					RN	R
<i>Athene cunicularia</i> (MOLINA, 1782)	coruja-buraqueira					T	R
Nyctibiiformes							
Nyctibiidae							
<i>Nyctibius griseus</i> (GMELIN, 1789)	mãe-da-lua/urutau					RO	R
Caprimulgiformes							
Caprimulgidae							
<i>Nyctidromus albicollis</i> (GMELIN, 1789)	bacurau					T, RN	F, R
<i>Hydropsalis parvula</i> (GOULD, 1837)	bacurau-chintã					RO	R
<i>Hydropsalis torquata</i> (GMELIN, 1789)	bacurau-tesoura					T, RN	R
Apodiformes							
Apodidae							
<i>Streptoprocne zonaris</i> (SHAW, 1796)	taperuçu-de-coleira branca					T	R
<i>Chaetura meridionalis</i> (HELLMAYR, 1907)	andorinhão-do-temporal					T	R
Trochilidae							
<i>Phaethornis idaliae</i> (BOURCIER; MULSANT, 1856)	rabo-branco-mirim	BR/MA			PA	T	F, R
<i>Eupetomena macroura</i> (GMELIN, 1788)	beija-flor-tesoura					T, RN	F, R
<i>Colibri serrirostris</i> (VIEILLOT, 1816)	beija-flor-de-orelha violeta					RN	R
<i>Chionomesa fimbriata</i> (GMELIN, 1788)	beija-flor-de-garganta verde					T, RN	F, R

Continua...

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021) (*continuação*)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Trogoniformes							
Trogonidae							
<i>Trogon viridis</i> (LINNAEUS, 1766)	surucuá-de-barrigaamarela					T	R
Coraciiformes							
Alcedinidae							
<i>Megaceryle torquata</i> (LINNAEUS, 1766)	martim-pescador grande					T	R
<i>Chloroceryle aenea</i> (PALLAS, 1764)	martim-pescador miúdo					RN	F
<i>Chloroceryle americana</i> (GMELIN, 1788)	martim-pescador pequeno					RN	R
Piciformes							
Picidae							
<i>Picumnus cirratus</i> (TEMMINCK, 1825)	picapauzinho-barrado					T, RN	F, R
<i>Colaptes melanochloros</i> (GMELIN, 1788)	pica-pau-verde-barrado					T	R
<i>Colaptes campestris</i> (VIEILLOT, 1818)	pica-pau-do-campo					T	R
<i>Celeus flavescens</i> (GMELIN, 1788)	pica-pau-de-cabeça-amarela					T, RN	F, R
Cariamiformes							
Cariamidae							
<i>Cariama cristata</i> (LINNAEUS, 1766)	seriema					T	F, R
Falconiformes							
Falconidae							
<i>Caracara plancus</i> (MILLER, 1777)	carcará					T	R
<i>Milvago chimachima</i> (VIEILLOT, 1816)	carrapateiro					T	F, R
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (LINNAEUS, 1758)	acauã					T	F, R
<i>Falco sparverius</i> (LINNAEUS, 1758)	quiriquiri					T	R
<i>Falco femoralis</i> (TEMMINCK, 1822)	falcão-de-coleira					T	R
Psittaciformes							
Psittacidae							
<i>Touit surdus</i> (KUHL, 1820)	apuim-de-cauda amarela	BR/MA	VU	VU	VU	T	F, R
<i>Amazona amazonica</i> (LINNAEUS, 1766)	curica					T	F, R
<i>Amazona aestiva</i> (LINNAEUS, 1758)	papagaio					RO	R

Continua...

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021) (*continuação*)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Passeriformes							
Thamnophilidae							
<i>Myrmotherula axillaris</i> (VIEILLOT, 1817)	choquinha-de-flanco branco					T, RN	F, R
<i>Formicivora rufa</i> (WIED, 1831)	papa-formiga vermelho					T, RN	R
<i>Thamnophilus ambiguus</i> (SWAINSON, 1825)	choca-de-sooretama	BR/MA				T, RN	F, R
Furnariidae							
<i>Furnarius figulus</i> (LICHTENSTEIN, 1823)	casaca-de-couro da lama					RN	R
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (GMELIN, 1788)	curutié					T, RN	R
Pipridae							
<i>Pseudopipra pipra</i> (LINNAEUS, 1758)	cabeça-branca				VU	T, RN	F
Tityridae							
<i>Pachyrhamphus polychropterus</i> (VIEILLOT, 1818)	caneleiro-preto					RN	R
Cotingidae							
<i>Procnias nudicollis</i> (VIEILLOT, 1817)	araponga	MA	NT		PA	RN	R
Rhynchocyclidae							
<i>Tolmomyias sulphureus</i> (SPIX, 1825)	bico-chato de orelha preta					T	R
<i>Tolmomyias flaviventris</i> (WIED, 1831)	bico-chato amarelo					T, RN	F, R
<i>Todirostrum cinereum</i> (LINNAEUS, 1766)	ferreirinho-relógio					T, RN	R
<i>Myiornis auricularis</i> (VIEILLOT, 1818)	miudinho	MA				RN	F
Tyrannidae							
<i>Euscarthmus meloryphus</i> (WIED, 1831)	barulhento					T, RN	R
<i>Camptostoma obsoletum</i> (TEMMINCK, 1824)	risadinha					T, RN	F, R
<i>Elaenia flavogaster</i> (THUNBERG, 1822)	guaracava-de-barriga amarela					T, RN	R
<i>Elaenia chilensis</i> (HELLMAYR, 1927)	guaracava-de-crista branca					RN	R
<i>Elaenia parvirostris</i> (PELZELN, 1868)	tuque-pium					RN	R
<i>Elaenia mesoleuca</i> (DEPPE, 1830)	tuque					RN	R
<i>Elaenia cristata</i> (PELZELN, 1868)	guaracava-de-topete uniforme					RN	R

Continua...

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021) (*continuação*)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Passeriformes (<i>continuação</i>)							
Tyrannidae (<i>continuação</i>)							
<i>Elaenia chiriquensis</i> (LAWRENCE, 1865)	chibum					RN	R
<i>Elaenia obscura</i> (D'ORBIGNY; LAFRESNAYE, 1837)	tucão					RN	R
<i>Attila rufus</i> (VIEILLOT, 1819)	capitão-de-saíra	BR/MA				RO	R
<i>Myiarchus swainsoni</i> (CABANIS; HEINE, 1859)	irré					RN	R
<i>Myiarchus ferox</i> (GMELIN, 1789)	maria-cavaleira					T	R
<i>Myiarchus tyrannulus</i> (STATIUS MULLER, 1776)	maria-cavaleira de rabo enferrujado					T, RN	F, R
<i>Pitangus sulphuratus</i> (LINNAEUS, 1766)	bem-te-vi					T, RN	F, R
<i>Myiodynastes maculatus</i> (STATIUS MULLER, 1776)	bem-te-vi-rajado					T, RN	F, R
<i>Myiozetetes similis</i> (SPIX, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho					T, RN	R
<i>Tyrannus melancholicus</i> (VIEILLOT, 1819)	suiriri					T, RN	R
<i>Tyrannus savana</i> (DAUDIN, 1802)	tesourinha					T	R
<i>Fluvicola nengeta</i> (LINNAEUS, 1766)	lavadeira-mascarada					T, RN	R
<i>Arundinicola leucocephala</i> (LINNAEUS, 1764)	freirinha					T, RN	R
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (WIED, 1831)	guaracavuçu					T, RN	F, R
<i>Lathrotriccus euleri</i> (CABANIS, 1868)	enferrujado					T	R
<i>Satrapa icterophrys</i> (VIEILLOT, 1818)	suiriri-pequeno					T, RN	R
<i>Xolmis velatus</i> (LICHTENSTEIN, 1823)	noivinha-branca					RO	R
Vireonidae							
<i>Hylophilus thoracicus</i> (TEMMINCK, 1822)	vite-vite					T, RN	R
<i>Vireo chivi</i> (VIEILLOT, 1817)	juruviana					T, RN	F, R
Corvidae							
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (TEMMINCK, 1823)	gralha-do-campo					RO	R

Continua...

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021) (*continuação*)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Passeriformes (continuação)							
Hirundinidae							
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (VIEILLOT, 1817)	andorinha-pequena de casa					T	R
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (VIEILLOT, 1817)	andorinha-serradora					T, RN	R
<i>Progne tapera</i> (VIEILLOT, 1817)	andorinha-do-campo					T, RN	R
<i>Progne chalybea</i> (GMELIN, 1789)	andorinha-grande					T	R
<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (VIEILLOT, 1817)	andorinha-de-sobre branco					T, RN	R
<i>Hirundo rustica</i> (LINNAEUS, 1758)	andorinha-de-bando					T	R
Troglodytidae							
<i>Troglodytes musculus</i> (NAUMANN, 1823)	corruíra					T, RN	R
<i>Pheugopedius genibarbis</i> (SWAINSON, 1838)	garrinchão-pai-avô					T, RN	F, R
Turdidae							
<i>Turdus flavipes</i> (VIEILLOT, 1818)	sabiá-una					T, RN	F, R
<i>Turdus amaurochalinus</i> (CABANIS, 1850)	sabiá-poca					T, RN	F, R
<i>Turdus albicollis</i> (VIEILLOT, 1818)	sabiá-coleira					RN	F, R
Mimidae							
<i>Mimus gilvus</i> (VIEILLOT, 1807)	sabiá-da-praia				EP	T, RN	R
<i>Mimus saturninus</i> (LICHTENSTEIN, 1823)	sabiá-do-campo					T, RN	R
Motacillidae							
<i>Anthus lutescens</i> (PUCHERAN, 1855)	caminheiro-zumbidor					T	R
Passerellidae							
<i>Zonotrichia capensis</i> (STATIUS MULLER, 1776)	tico-tico					T, RN	F, R
<i>Ammodramus humeralis</i> (BOSC, 1792)	tico-tico do campo					T, RN	R
Parulidae							
<i>Setophaga pitiayumi</i> (VIEILLOT, 1817)	Mariquita					T, RN	F, R
Icteridae							
<i>Cacicus haemorrhous</i> (LINNAEUS, 1766)	guaxe					T, RN	R
<i>Gnorimopsar chopi</i> (VIEILLOT, 1819)	pássaro-preto					T	R
<i>Molothrus bonariensis</i> (GMELIN, 1789)	chupim					RN	R

Continua...

ANEXO 12.1 Espécies de aves registradas entre 1999 e 2013 no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Nomes científicos e populares, endemismos, níveis de ameaça de extinção, método e ambiente dos registros são apresentados. A nomenclatura das espécies seguiu Pacheco et al. (2021) (*continuação*)

Táxon	Nome Popular	Endemismo	Status Conservação			Método	Ambiente
			Global	Nacional	Regional		
Passeriformes (continuação)							
Thraupidae							
<i>Schistochlamys ruficapillus</i> (VIEILLOT, 1817)	bico-de-veludo					RO	F
<i>Tangara brasiliensis</i> (LINNAEUS, 1766)	cambada-de-chaves	BR/MA			VU	T	F
<i>Thraupis sayaca</i> (LINNAEUS, 1766)	sanhaço-cinzeno					T, RN	R
<i>Thraupis palmarum</i> (WIED, 1821)	sanhaço-do-coqueiro					T	R
<i>Stilpnia peruviana</i> (DESMAREST, 1806)	saíra-sapucaia	BR/MA	VU		PA	T, RN	F, R
<i>Nemosia pileata</i> (BODDAERT, 1783)	saíra-de-chapéu preto					T, RN	F, R
<i>Conirostrum speciosum</i> (TEMMINCK, 1824)	figuinha-de-rabo-castanho					T	R
<i>Sicalis flaveola</i> (LINNAEUS, 1766)	canário-da-terra					T	R
<i>Sicalis luteola</i> (SPARRMAN, 1789)	tipio					RO	F
<i>Haplospiza unicolor</i> (CABANIS, 1851)	cigarra-bambu	MA				RN	F
<i>Volatinia jacarina</i> (LINNAEUS, 1766)	tiziu					T, RN	R
<i>Sporophila caerulescens</i> (VIEILLOT, 1823)	coleirinho					RO	R
<i>Coryphospingus pileatus</i> (WIED, 1821)	tico-tico-rei cinza					T, RN	R
<i>Loriotus cristatus</i> (LINNAEUS, 1766)	tiê-galo					T	R
<i>Tachyphonus coronatus</i> (VIEILLOT, 1822)	tiê-preto	MA				T, RN	F, R
<i>Ramphocelus bresília</i> (LINNAEUS, 1766)	tiê-sangue	MA				T, RN	F, R
<i>Tersina viridis</i> (ILLIGER, 1811)	saí-andorinha					RN	R
<i>Cyanerpes cyaneus</i> (LINNAEUS, 1766)	saíra-beija-flor				PA	T, RN	F, R
<i>Dacnis cayana</i> (LINNAEUS, 1766)	saí-azul					T, RN	F, R
<i>Coereba flaveola</i> (LINNAEUS, 1758)	cambacica					T, RN	F, R
Fringillidae							
<i>Euphonia chlorotica</i> (LINNAEUS, 1766)	fim-fim					T, RN	F, R
<i>Euphonia violacea</i> (LINNAEUS, 1758)	gaturamo					T	R
<i>Passer domesticus</i> (LINNAEUS, 1758)	pardal					RN	R

Legenda: Endemismo: BR – Brasil. MA – Mata Atlântica. As espécies foram categorizadas endêmicas de Mata Atlântica de acordo com Vale et al. (2018) e do Brasil de acordo com Van Perlo (2009). Status Conservação: global, segundo IUCN (2023); nacional, segundo MMA (2022) e regional, segundo Alves et al. (2000). VU = espécie ameaçada de extinção na categoria Vulnerável. EN – espécie ameaçada de extinção na categoria Em Perigo. PA = espécie provavelmente ameaçada de extinção. Método: RO – registro ocasional, T – transeção, RN – redes de neblina. Ambiente: R – restinga, F – floresta.

SEÇÃO III

Impactos Ambientais, Dimensões Humanas e Gestão

13

ALIENÍGENAS NO PARQUE

Gramíneas, Peixes Teleósteos e Mamíferos Não
Nativos do Parque Nacional da
Restinga de Jurubatiba

*Mônica Pacheco de Araújo • Mariana Sampaio Xavier
Danielle da Cruz Bonatto • Ana Cristina Petry
Pablo Rodrigues Gonçalves*

Título Curto

GRAMÍNEAS, PEIXES E MAMÍFEROS NÃO NATIVOS EM JURUBATIBA

RESUMO

A introdução de espécies não nativas está fortemente atrelada à expansão geográfica humana. Dentre as consequências indesejadas das introduções, estão a redução populacional de espécies nativas, as perdas financeiras devido ao impacto negativo que causam e os custos para seu controle e erradicação. Invasões biológicas são uma das maiores ameaças ao objetivo conservacionista de áreas protegidas, principalmente para unidades de conservação (UC) próximas a adensamentos populacionais, onde o risco de invasão é maior. O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) no litoral Norte Fluminense possui quatro adensamentos populacionais no entorno de seu perímetro, incluindo um bairro populoso com 35 mil habitantes e ainda três balneários que, juntos, totalizam 800 habitantes. Esta UC foi utilizada como modelo para averiguar a influência dos adensamentos populacionais sobre a presença de espécies não nativas de gramíneas, peixes teleósteos e mamíferos. Amostragens sistematizadas registraram um total de 25 espécies não nativas, 15 gramíneas, cinco peixes e cinco mamíferos. As espécies não nativas representam um terço de todas as espécies de gramíneas e de mamíferos, e um quinto de todas as espécies de peixes de água doce registradas no PNRJ. Na UC, as espécies não nativas de gramíneas foram mais representativas nas porções limítrofes; os peixes, nas lagoas que ultrapassam seus limites; enquanto os mamíferos não nativos estão disseminados pelo PNRJ, sendo dois deles tão frequentes quanto a espécie nativa mais abundante. Diferentemente do esperado, a representatividade das espécies não nativas não é influenciada pela proximidade com os adensamentos populacionais. A partir dessas análises, discutimos os resultados e propomos direções para o manejo das espécies não nativas e recomendações para pesquisas futuras, visando subsidiar decisões de gestão da UC.

Palavras-chave: área protegida; bioinvasão; conservação; espécie exótica, planície costeira.

13.1 INTRODUÇÃO

A distribuição da diversidade biológica vem sendo alterada pelos seres humanos há pelo menos 10 mil anos, seja pela transposição de barreiras geográficas (transporte assistido por oceanos, rios e cadeias de montanhas, por exemplo), de filtros ambientais inerentes às espécies (tais como mudanças na salinidade e na temperatura causadas por barramentos de rios costeiros ou mudanças climáticas, por exemplo) ou, ainda, pela domesticação e cultivo de organismos para diversas finalidades (Elton 1958, Vitule e Prodócimo 2012). As espécies conhecidas como não nativas, ou seja, aquelas cujos indivíduos sobrevivem e se reproduzem em áreas fora de sua distribuição original, em geral, são apreciadas e utilizadas por seres humanos como fontes de alimentação (criação e cultivo de espécies animais e vegetais), no trabalho (domesticação de animais, como canídeos e equinos) ou lazer (paisagismo, aquarismo, animais de estimação). Porém, as introduções nem sempre são intencionais ou assistidas (de Souza et al. 2009, Vitule e Prodócimo 2012, Xavier et al. 2017). Ao produzirem populações autossustentadas fora de sua área de distribuição natural, as espécies não nativas passam a representar uma potencial ameaça nos sistemas aos quais foram introduzidas, especialmente quando causam impactos negativos na biodiversidade, por meio das interações que passam a estabelecer com as espécies nativas, como competição, predação ou parasitismo (Clavero e García-Berthou 2005, Thompson e Davis 2011, Simberloff et al. 2013, Lessa et al. 2016). Nessas circunstâncias, apesar de as estimativas apontarem que ocorra em menos de 10 % das introduções, as espécies não nativas passam a ser consideradas invasoras (Williamson e Fitter 1996, Ricciardi e Rasmussen 1998).

Até a década de 1980, considerou-se que as ameaças das invasões biológicas fossem mais prementes em áreas antropizadas (Foxcroft et al. 2017). Entretanto, o gerenciamento de áreas protegidas também enfrenta o desafio de remediar os efeitos negativos ocasionados por espécies não nativas de comportamento invasor (Acreman et al. 2019). Uma investigação do *Global Invasive Species Programme* (GISP 2007) apoiado pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) aponta que praticamente todas as áreas protegidas do globo apresentam certo grau de invasão biológica, mesmo as localizadas em zonas remotas. A amplitude do impacto foi estimada somente para a América do Norte, a Europa e a Oceania, devido à carência de dados nos demais continentes. Considerando as lacunas de conhecimento por (i) falta de pesquisa básica de campo envolvendo levantamentos e monitoramento biológico, (ii) da ocorrência de espécies invasoras em estado de latência (populações ainda não estabelecidas), e (iii) das iminentes mudanças climáticas globais, o documento projeta um acentuado aumento no número de invasões e de áreas protegidas infestadas.

Dados para o Brasil são incompletos (Zenni et al. 2016), embora pesquisas com foco em invasões biológicas em UC representem demandas práticas de gestão. A maioria dos Planos de Manejo das UC federais pertencentes à categoria de proteção integral (*i.e.*, Parques Nacionais) apresenta apenas recomendações genéricas de controle de espécies não nativas e menos da metade dessas áreas protegidas implementam ações de manejo/controle (Guimarães e Schmidt 2017). São listadas 144 espécies não nativas em UC federais, a grande maioria composta por plantas (106 espécies), além de 11 espécies de peixes, 11 de mamíferos, cinco de moluscos, três de répteis, além de anfíbios e invertebrados (Sampaio e Schmidt 2013). Destacam-se como espécies não nativas mais disseminadas o capim-colonião (*Urochloa maxima*) e o capim-gordura (*Melinis minutiflora*), o cão doméstico (*Canis lupus familiaris*) e o gato (*Felis catus*). Proporcionalmente ao tamanho, o Parque Nacional de Brasília, no Cerrado, é a UC com o maior número de registros de espécies não nativas. Já a Mata Atlântica é o bioma que concentra a maioria das UC que encabeçam a lista em termos absolutos (Sampaio e Schmidt 2013). A ocupação histórica e o elevado grau de antropização do território, como a urbanização, devem contribuir para esses números no bioma Mata Atlântica. Dessa forma,

mais estudos também são necessários em UC próximas a centros urbanos, onde a chance de invasões biológicas tende a ser alta (Light e Marchetti 2007, Leprieur et al. 2008).

O PNRJ, um dos mais antigos sítios do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração, do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (PELD/CNPq – Sítio RLaC), faz fronteira com um bairro populoso no município onde se localiza sua sede administrativa e possui três adensamentos urbanos como enclaves. Em mais de três décadas, as pesquisas científicas no PNRJ têm gerado inventários de fauna e flora e, mais recentemente, investigado a ocupação por espécies não nativas em ambientes aquáticos (lagoas costeiras e poças associadas) e terrestres. Neste capítulo, buscamos apresentar um diagnóstico das espécies não nativas de gramíneas, peixes teleósteos e mamíferos no PNRJ, avaliando se os adensamentos populacionais influenciam na riqueza e na abundância destes grupos biológicos, justificando medidas espacialmente mais localizadas para contenção da invasão biológica nesta UC.

13.2 MATERIAIS E MÉTODOS

13.2.1 Área de Estudo

O PNRJ estende-se pelo território dos municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, no Norte Fluminense. A proximidade com adensamentos urbanos dá-se em seu limite sul, onde faz fronteira com o bairro Lagomar, o mais populoso de Macaé, com cerca de 35 mil habitantes, além de três enclaves adjacentes à linha de costa, formados por manchas urbanas (Balneários de Carapebus, de João Francisco e do Visgueiro) com aproximadamente 800 moradores (Soffiati 2006, Braga e Veloso 2009, Almeida 2013). Essas localidades desenvolveram-se às margens de lagoas costeiras inseridas na UC e próximas (menos de 5 km de distância) a diversas outras. A utilização das lagoas costeiras do PNRJ como área de lazer é histórica e sazonal, e um maior número de visitantes concentra-se nos finais de semana, nos feriados e nas temporadas de férias (Braga e Veloso 2009, Almeida 2013).

A planície costeira, na qual se localiza o PNRJ, é formada por cordões arenosos entremeados por 16 lagoas costeiras (figura 13.1). De origem quaternária, essa região possui uma vegetação majoritariamente influenciada pela disponibilidade hídrica. Nos cordões arenosos, dominam moitas arbustivas, compostas por plantas com adaptações ao dessecamento na forma de folhas espessas, pilosas, coriáceas ou modificadas em espinhos. Formações vegetais de maior porte e tolerantes à inundação periódica distribuem-se nas depressões formadas pelos declives dos intercordões, onde no período chuvoso o lençol freático aflora e por onde as lagoas costeiras, que estão nas porções mais baixas do relevo, extravasam. A vegetação das margens lagunares é diferenciada, sendo predominantemente de porte herbáceo, com forte presença de gramíneas (Poaceae).

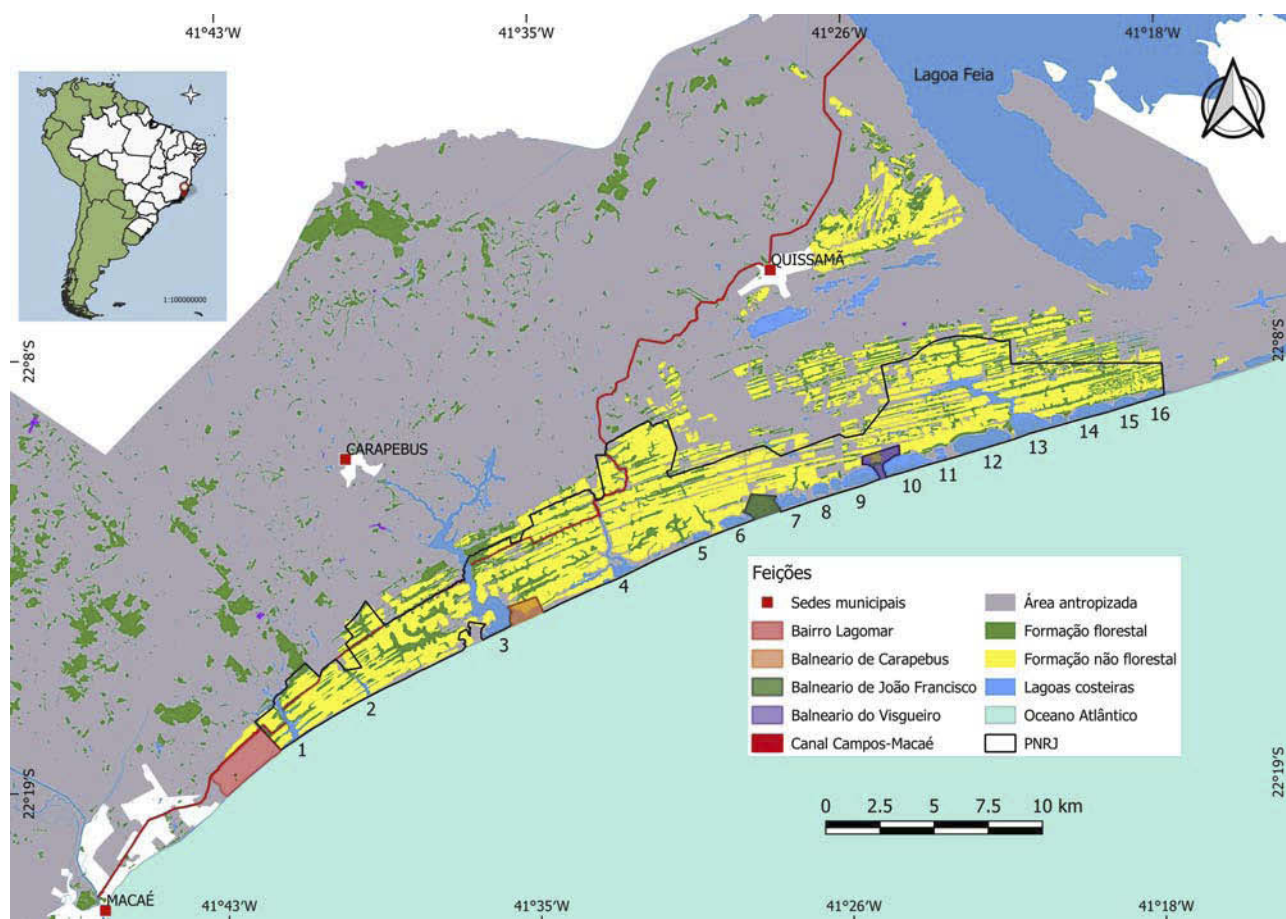


FIGURA 13.1 Localização do PNRJ, no Norte Fluminense, e dos quatro adensamentos populacionais de seu entorno, o bairro Lagomar e os balneários de Carapebus, de João Francisco e do Visgueiro. A numeração corresponde às lagoas costeiras. Lagoas ortogonalmente orientadas em relação à linha de costa (ortogonais): 1- Jurubatiba, 2- Comprida, 3- Carapebus, 4- Paulista e 13- Preta. Lagoas paralelamente orientadas em relação à linha de costa (paralelas): 5- Bezerra, 6- Garça, 7- Piripiri, 8- Maria Menina, 9- Robalo, 10- Visgueiro, 11- Catingosa, 12- Pires, 14- Barrinha, 15- Casa Velha e 16- Ubatuba.

Em função de sua origem e aporte hídrico, as lagoas costeiras são classificadas como ortogonais ou paralelas (Caliman et al. 2010). As lagoas ortogonais representam antigos leitos fluviais que, por conta de sua maior vazão e potência, eram capazes de romper os cordões arenosos e desaguar na costa. Com o avanço do nível do mar especialmente nos últimos 12 mil anos, a deposição de sedimentos obliterou a desembocadura de grande parte desses cursos fluviais, que se converteram em lagoas orientadas ortogonalmente em relação à costa. Três das cinco lagoas ortogonais do PNRJ (Paulista, Carapebus e Jurubatiba) estendem-se além dos limites da UC e são interconectadas pelo canal Campos-Macaé, construído no século XIX para escoamento de produção agrícola da Baixada Campista até a foz do Rio Macaé.

Um outro conjunto peculiar e mais numeroso de lagoas é formado por corpos hídricos menores, orientados paralelamente em relação à costa. Essas lagoas paralelas são mais rasas, hidrologicamente mais instáveis, pois, diferentemente das lagoas ortogonais, não recebem aporte de água doce de afluentes. Em anos marcados por baixa precipitação, como aqueles registrados nos primeiros anos das décadas de 2000 e 2010, essas lagoas paralelas dessecaram completamente após passarem por períodos de intenso aumento na salinidade da água, devido às maiores taxas de evaporação em relação a precipitação, percolação e intrusão de água marinha em eventos de mar agitado. Já em anos marcados

por intensos períodos chuvosos, como aqueles registrados para o Sudeste brasileiro entre 2007-2008 e 2018-2020 (Marengo 2020, IMNET 2020), essas lagoas paralelas receberam aporte de água doce que extravasa das lagoas ortogonais a partir das depressões entre os cordões arenosos, e sua área aumentou de forma pronunciada, acarretando na inundação da área marginal e no estabelecimento de conexão hidrológica umas com as outras. Tanques escavados em propriedades localizadas às margens de algumas dessas lagoas paralelas foram utilizados para estocagem e cultivo de tilápias em período anterior à incorporação dessas áreas à UC.

13.2.2 Inventário de Gramíneas

Uma amostragem qualitativa da composição de gramíneas foi primeiramente obtida percorrendo toda a faixa marginal das lagoas, entre os anos de 2016 e 2017. As porções das lagoas ortogonais inacessíveis por terra, situadas a partir do segundo cordão arenoso, foram alcançadas com o uso de embarcação da UC. Entre 2017 e 2018, foi realizado o levantamento quantitativo, com o sorteio para localização e posterior corte raso da vegetação em 350 pontos amostrais, localizados próximos e distantes dos balneários (figura 13.2). Cada ponto amostral representou um *quadrat* (2 m²) na faixa marginal emersa das lagoas, sendo essa faixa compreendida entre 0 e 60 m de distância do limite da água. A abundância de gramíneas foi expressa pelo peso da biomassa seca em estufa de ventilação a 60 °C, por 72 horas, no Laboratório Integrado de Ecologia Aquática do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, da Universidade Federal do Rio de Janeiro (NUPEM/UFRJ). Considerando que o esforço amostral para estimar a abundância das gramíneas foi proporcional ao perímetro da lagoa (entre 9 e 42 *quadrats* por lagoa), os valores representam a média da biomassa seca de gramíneas em 2 m². Em ambas as abordagens, material fértil foi coletado em campo, sua localização registrada por meio de coordenadas geográficas e, após dessecamento e identificação, o material testemunho foi depositado no Herbário da UFRJ, subunidade Macaé (RFA-MAC). As espécies foram categorizadas segundo a origem, em nativa ou não nativa, com base em bancos de dados *on-line* que incluem o Projeto Flora do Brasil (REFLORA 2020; <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>), o *Global Invasive Species Database* (GISD; <http://www.iucngisd.org/gisd/>) e o *Global Register of Introduced and Invasive Species* (GRIIS; <http://www.griis.org/search3.php>).

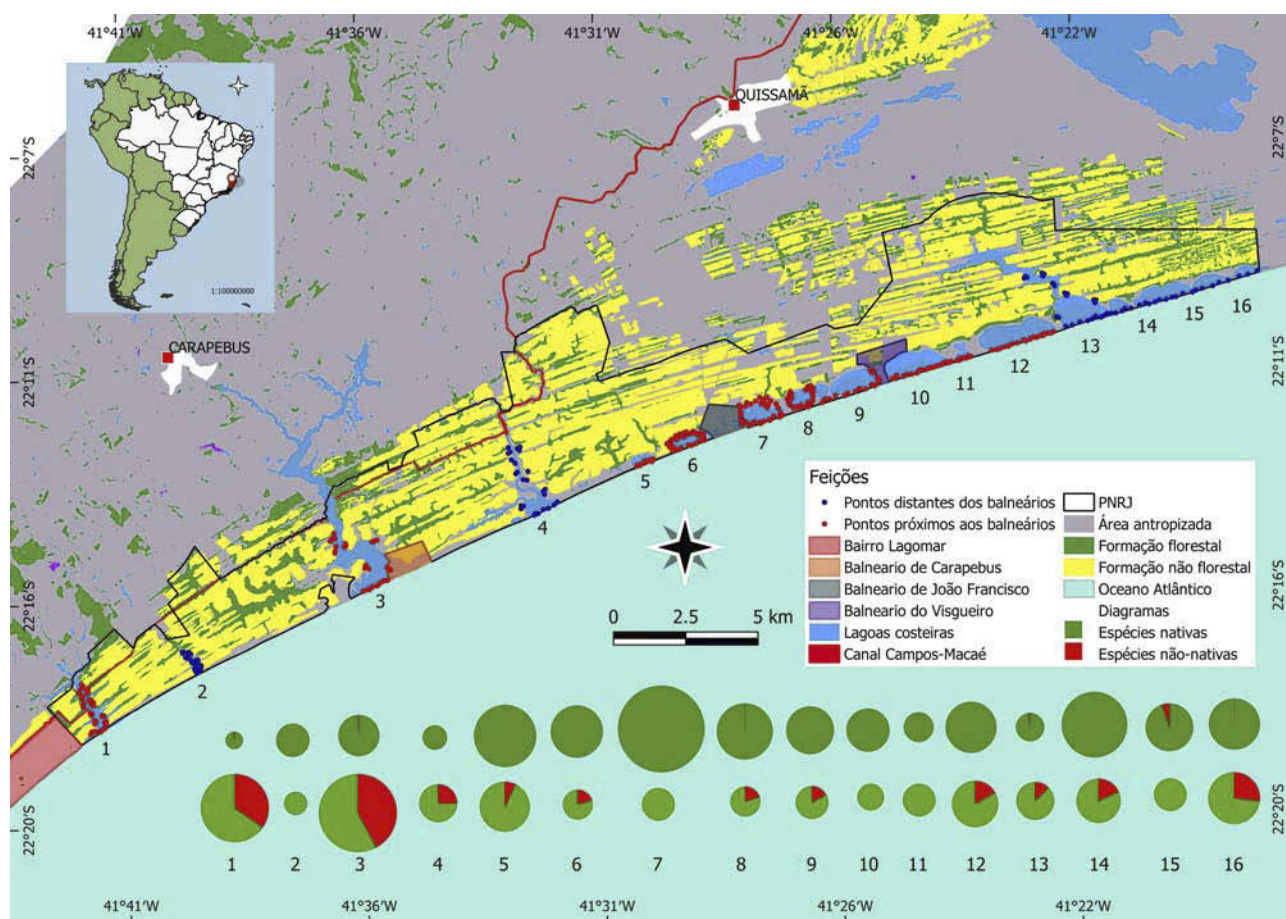


FIGURA 13.2 Variação da representatividade das espécies de gramíneas não nativas na abundância (biomassa seca, linha superior de diagramas) e riqueza (linha inferior de diagramas) nas lagoas costeiras, a partir dos 350 pontos amostrais próximos ou distantes dos balneários. O tamanho dos círculos corresponde a abundância e riqueza totais, respectivamente, para cada lagoa. Lagoas ortogonalmente orientadas em relação à linha de costa (ortogonais): 1 – Jurubatiba, 2 – Comprida, 3 – Carapebus, 4 – Paulista e 13 – Preta. Lagoas paralelamente orientadas em relação à linha de costa (paralelas): 5 – Bezerra, 6 – Garça, 7 – Piripiri, 8 – Maria Menina, 9 – Robalo, 10 – Visgueiro, 11 – Catingosa, 12 – Pires, 14 – Barrinha, 15 – Casa Velha e 16 – Ubatuba.

13.2.3 Inventário de Peixes

Para o levantamento da fauna de peixes teleósteos, foram considerados os dados de composição das espécies registradas nas 226 coletas realizadas entre fevereiro de 2000 e março de 2019, em 15 das 16 lagoas costeiras (exceto Bezerra) e suas poças associadas. O esforço empreendido nas amostragens variou com a profundidade da água. Nas lagoas ortogonais, em geral mais profundas, incluiu a instalação de redes de espera com malhas variadas (de 15 a 45 mm de entrenós), que permaneceram na água por pelo menos 4 horas e arrastos marginais com rede com malha de 5 mm de entrenós, enquanto na maioria das lagoas paralelas e totalidade das poças, mais rasas, apenas esse último artefato foi empregado. Em campo, os peixes foram eutanasiados em Eugenol, fixados em formaldeído e posteriormente transferidos para solução alcoólica 70 %. Material testemunho de cada espécie foi depositado na Coleção de Peixes do NUPEM/UFRJ (disponível em: <http://splink.cria.org.br>). Por serem esporádicas, espécies de origem marinha ou periféricas de água doce não foram consideradas

nas análises, pois são muito mais frequentes em lagoas que sofrem eventuais aberturas do primeiro cordão arenoso (barra arenosa). A categorização das espécies em nativas e não nativas considerou os registros de distribuição geográfica, de acordo com informações disponíveis em Reis et al. (2003), Moraes et al. (2017) e Fricke et al. (2020).

13.2.4 Inventário de Mamíferos

O levantamento de mamíferos foi realizado por meio de armadilhas fotográficas instaladas em 48 pontos amostrais distribuídos na área do PNRJ, distanciados entre si por, no mínimo, 800 m. Cada ponto amostral contou com uma câmera das marcas *Bushnell* (modelos *Trophy Cam* e *Trail Camera*) e *Moultrie* (modelo M880), presa a um tronco a 60 cm de altura do chão, que permaneceu ativa por 24 horas, sendo revisada a cada quatro semanas para o descarregamento das imagens (registros fotográficos) e manutenção. Os pontos amostrais foram organizados em seis quadrantes ou áreas amostrais, três contendo balneários dentro de seus limites (balneários) e três não incluindo balneários (controle). As amostragens foram realizadas em dois períodos distintos, de 2014 a 2015, e de 2017 a 2018, e cobriram todas as seis áreas, totalizando um esforço amostral de 4 536 câmeras-dia.

Os registros fotográficos foram triados por espécie, ponto amostral, quadrante, data e hora. Com base nos dados dos registros, foram realizados cálculos de riqueza, abundância e composição de espécies. As estimativas de abundância relativa de cada espécie por ponto amostral foram feitas a partir da proporção de registros independentes da espécie em um dado ponto amostral em relação a todos os registros independentes obtidos das demais espécies nesse ponto. Foi considerado como um registro independente aquele registro fotográfico de indivíduos de uma mesma espécie realizado em um intervalo inferior a 24 horas, salvo quando havia mais de um indivíduo no mesmo registro ou se era possível diferenciar indivíduos por meio de listras, manchas, cicatrizes e outros caracteres individuais. Essa abordagem assume que a incidência de registros independentes das espécies apresenta uma relação linear com a abundância real dessas espécies na área de estudo (Wilson et al. 1996). As espécies de mamíferos foram classificadas em nativas e não nativas, tendo como base a compilação taxonômica de Wilson e Reeder (2005).

13.2.5 Análise dos Dados

A proporção da riqueza de espécies não nativas em relação à riqueza de nativas (PREN_n) e a proporção da abundância de espécies não nativas em relação à abundância das nativas (PAEN_n) foram utilizadas como variáveis-resposta para expressar a representatividade das espécies não nativas nos ambientes terrestres e aquáticos do PNRJ. Foi montada uma matriz de distância linear entre cada ponto de amostragem (concentrados por lagoa, para gramíneas e peixes, e quadrantes ou áreas amostrais para mamíferos) e o adensamento urbano mais próximo (bairro Lagomar, balneários de Carapebus, de João Francisco e do Visgueiro). O teste *t* de *Student* para amostras independentes e variâncias heterogêneas foi utilizado na comparação da proporção da riqueza de espécies não nativas (PREN_n) e da proporção da abundância de gramíneas não nativas (PAEN_n) de gramíneas e peixes entre lagoas próximas (< 5 km de distância de adensamento urbano) e distantes (> 5 km de distância de adensamento urbano) (variável preditora respectivamente com dois níveis: balneário e controle). Para a comparação da PAEN_n e da PREN_n relativas aos mamíferos entre os seis quadrantes e entre locais de amostragem próximos (balneário) e distantes (controle), foi empregado o teste Kruskal-Wallis. O ambiente R foi utilizado para executar as análises, e o nível de significância adotado em todos os testes foi de 5 %.

13.2.6 Resultados e Discussão

13.2.6.1 Gramíneas não nativas fazem parte da paisagem, porém, são pouco abundantes

Um total de 45 espécies de gramíneas foi registrado para o PNRJ, sendo essas pertencentes a 23 gêneros. A grande maioria das espécies (43 espécies) foi registrada em lagoas ortogonais, enquanto apenas 24 espécies ocorreram em lagoas paralelas. Lagoas ortogonais foram aquelas que apresentaram o maior (34 espécies, Carapebus) e o menor número de espécies (quatro espécies, Preta). Um terço de todas as espécies de gramíneas registradas no PNRJ é composto por não nativas (tabela 13.1), e essas 15 espécies estão presentes na maioria das lagoas (70 %). As lagoas Jurubatiba, Carapebus e Ubatuba apresentam as maiores proporções de espécies não nativas de gramíneas, que representam mais de 25 % da riqueza de gramíneas registrada em cada uma dessas lagoas (figura 13.2).

TABELA 13.1 Listagem das gramíneas, peixes teleósteos e mamíferos com ocorrência registrada neste estudo no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. As espécies estão ordenadas alfabeticamente e as não nativas são indicadas por um *

Gramíneas	Peixes	Mamíferos
<i>Aristida gibbosa</i>	<i>Acentronichthys</i> sp.	<i>Bos taurus</i> *
<i>Axonopus aureus</i>	<i>Astyanax</i> spp.	<i>Canis lupus familiaris</i> *
<i>Axonopus compressus</i>	<i>Atlantirivulus jurubatibensis</i>	<i>Cerdocyon thous</i>
<i>Axonopus polystachyus</i>	<i>Australoheros macaensis</i>	<i>Cerradomys goytaca</i>
<i>Cenchrus echinatus</i>	<i>Callichthys callichthys</i>	<i>Coendou prehensilis</i>
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Cichlasoma dimerus</i> *	<i>Coendou spinosus</i>
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> *	<i>Crenicichla lacustris</i>	<i>Cuniculus paca</i>
<i>Digitaria bicornis</i> *	<i>Cyphocharax gilbert</i>	<i>Dasypus novemcinctus</i>
<i>Digitaria cuyabensis</i>	<i>Geophagus rufomarginatus</i>	<i>Didelphis aurita</i>
<i>Digitaria fuscescens</i> *	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> *	<i>Equus caballus</i> *
<i>Digitaria insularis</i> *	<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Felis catus</i> *
<i>Echinochloa polystachya</i>	<i>Hoplosternum littorale</i> *	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>
<i>Eleusine indica</i> *	<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>
<i>Eragrostis bahiensis</i>	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	<i>Procyon cancrivorus</i>
<i>Eragrostis ciliaries</i> *	<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	<i>Puma concolor</i>
<i>Eragrostis tenuifolia</i> *	<i>Jenynsia darwini</i>	<i>Sus scrofa</i> *
<i>Gymnopogon foliosus</i>	<i>Loricariichthys castaneus</i>	<i>Tamandua tetradactyla</i>
<i>Hymenachne donacifolia</i>	<i>Metynnis lippincottianus</i> *	
<i>Megathyrsus maximus</i> *	<i>Oligosarcus hepsetus</i>	
<i>Melinis repens</i> *	<i>Oreochromis niloticus</i> *	
<i>Panicum aquaticum</i>	<i>Phalloceros harpagos</i>	

Continua...

TABELA 13.1 Listagem das gramíneas, peixes teleósteos e mamíferos com ocorrência registrada neste estudo no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. As espécies estão ordenadas alfabeticamente e as não nativas são indicadas por um* (*continuação*)

Gramíneas	Peixes	Mamíferos
<i>Panicum racemosum</i>	<i>Phalloptychus januarius</i>	
<i>Paspalidium geminatum</i>	<i>Poecilia vivipara</i>	
<i>Paspalum arenarium</i>	<i>Rhamdia aff. quelen</i>	
<i>Paspalum commutatum</i>	<i>Synbranchus marmoratus</i>	
<i>Paspalum conjugatum</i>	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	
<i>Paspalum densum</i>		
<i>Paspalum maritimum</i>		
<i>Paspalum oligostachyum</i>		
<i>Paspalum pumilum</i>		
<i>Paspalum sp.</i>		
<i>Paspalum vaginatum</i>		
<i>Sacciolepis vilvoides</i>		
<i>Sporobolus indicus</i>		
<i>Sporobolus jacquemontii</i>		
<i>Sporobolus tenuissimus</i>		
<i>Sporobolus virginicus</i>		
<i>Steinchisma laxum</i>		
<i>Stenotaphrum secundatum</i>		
<i>Urochloa arrecta*</i>		
<i>Urochloa brizantha*</i>		
<i>Urochloa decumbens*</i>		
<i>Urochloa distachya*</i>		
<i>Urochloa humidicola*</i>		
<i>Urochloa plantaginea*</i>		

A PRENn de gramíneas foi maior em locais de amostragem próximos ($0,17 \pm 0,13$), se comparados aos mais distantes dos adensamentos urbanos ($0,12 \pm 0,10$) (figura 13.2). Entretanto, essas diferenças não são estatisticamente significativas ($t = 0,81$; g.l. = 12,44; $p = 0,43$). Alguns locais nas margens de lagoas adjacentes a adensamentos urbanos não apresentam registros de espécies não nativas, tais como Garças, Maria Menina e Robalo, enquanto outros a mais de 5 km de distância das edificações mais próximas apresentaram frações consideráveis de gramíneas não nativas, como é o caso daqueles às margens das lagoas Ubatuba, Casa Velha e Barrinha, todas ao norte do Balneário de Visgueiro (figura 13.2). Os elevados valores de desvio-padrão evidenciam que a variabilidade na PRENn é grande dentro dos

agrupamentos formados por lagoas próximas e distantes dos adensamentos e, dessa forma, as diferenças na PRENn não podem ser atribuídas à proximidade dos adensamentos urbanos (figura 13.3).

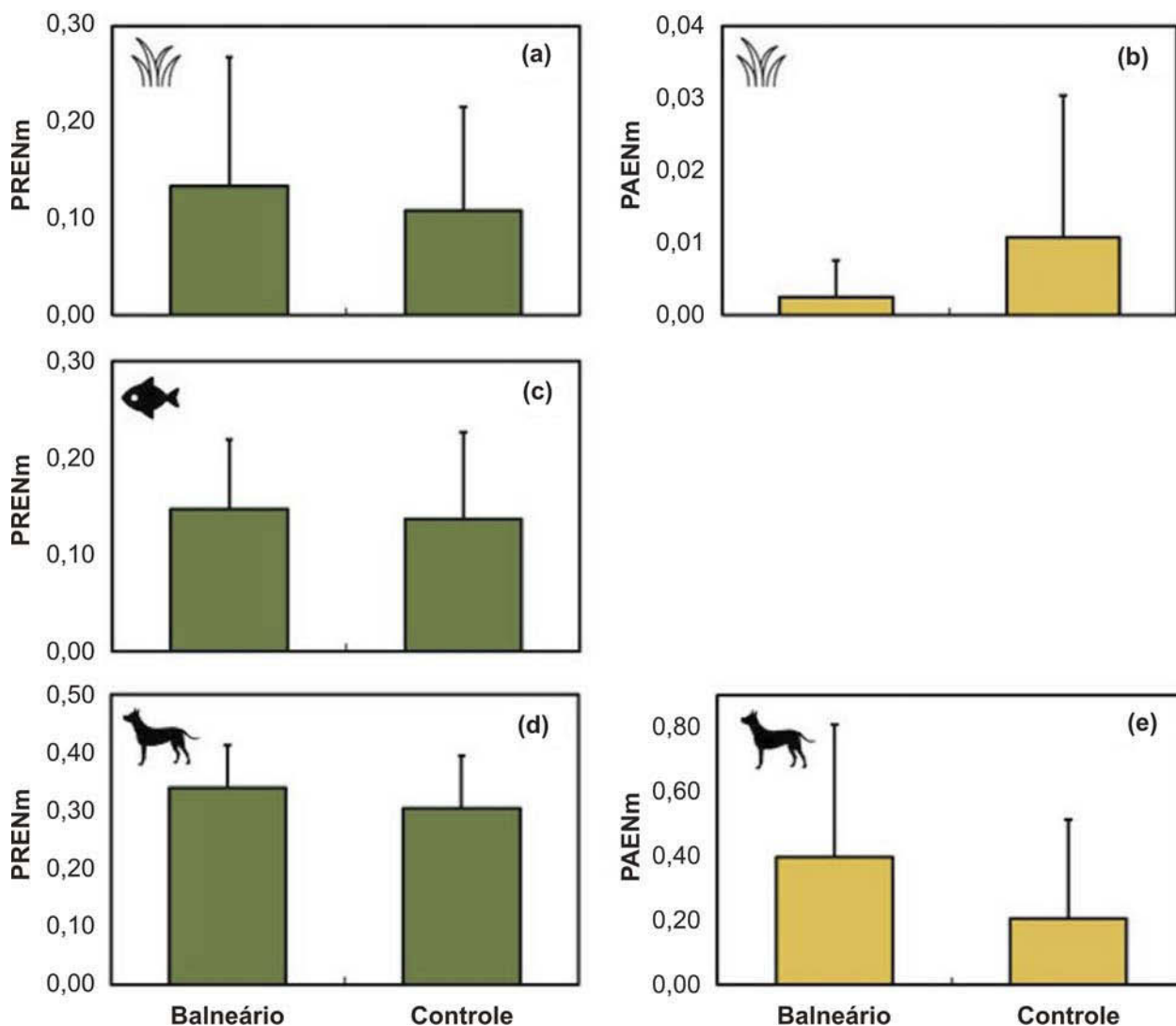


FIGURA 13.3 Variação na proporção da riqueza (PRENn) e na abundância (PAENn) de espécies não nativas de gramíneas (a, b), peixes (c) e mamíferos terrestres (d, e) em locais de amostragem situados em um raio inferior (Balneário) e superior (Controle) a 5 km de distância de adensamentos urbanos limítrofes ao PNRJ.

A abundância média de gramíneas em 2 m² variou de 20,89 g (em Jurubatiba) até 516,44 g (em Piripiri). A região marginal de lagoas paralelas apresenta, em média, uma biomassa muito maior de gramíneas ($212,89 \pm 118,80$ g) que aquela verificada nas lagoas ortogonais ($62,05 \pm 36,58$ g). Apesar de representarem uma elevada fração da riqueza de espécies, a representatividade das gramíneas não nativas na biomassa é ínfima, não ultrapassa 5 % da biomassa total de gramíneas em cada uma das 16 lagoas (figura 13.2). Em média, a PAENn foi maior nas margens de lagoas distantes dos adensamentos urbanos ($0,01 \pm 0,02$) se comparada àquelas próximas a eles ($< 0,01 \pm 0,01$) (figura 13.3b). Não foi registrada a ocorrência de gramíneas não nativas nos *quadrats* sorteados para o corte raso da vegetação nas lagoas adjacentes aos balneários de João Francisco e do Visgueiro, ou seja, os tapetes gramíneos nas lagoas das Garças, Piripiri, Robalo e Visgueiro são constituídos exclusivamente por

espécies de gramíneas nativas. Já em três das seis lagoas localizadas a mais de 5 km de distância dos adensamentos urbanos (Ubatuba, Preta e Casa Velha), todas elas ao norte do Balneário do Visgüeiro, a biomassa das espécies não nativas varia entre 0,1 e 5 %. Assim como para os dados de PRENn, os valores de desvio-padrão da PAENn são elevados e evidenciam uma grande variabilidade dentro dos agrupamentos formados por lagoas próximas e distantes dos adensamentos. A exemplo da riqueza de espécies, as diferenças na PAENn não podem ser atribuídas à proximidade dos adensamentos urbanos ($t = -1,03$; g.l. = 5,43; $p = 0,35$) (figura 13.3b).

Poaceae, a família das gramíneas, é uma das mais representadas em ambientes de restinga localizados desde a Bahia até o Paraná, ocorrendo mais frequentemente em ambientes sujeitos a inundações temporárias (Araujo 1992). Esse fator, em conjunto com a tolerância a outras condições ambientais que limitam a distribuição de diversos grupos vegetais, como temperatura e salinidade (Mota e Oliveira 2011, Kawakita et al. 2018, Mota et al. 2018), torna os representantes de Poaceae importantes na composição da vegetação marginal de lagoas costeiras. No PNRJ, as gramíneas desempenham um papel central no aporte de detrito orgânico, local de nidificação e estabilização do solo arenoso. Ao predominarem na área marginal alagável, as gramíneas são incorporadas ao compartimento aquático com o aumento do volume de água das lagoas costeiras. Assim, é razoável considerar que a salinização do solo provocada pelas maiores taxas de dessecação nas lagoas paralelas atue como um forte filtro ambiental, reduzindo as taxas de estabelecimento e persistência de diversas espécies de gramíneas, incluindo espécies não nativas. Apesar de representarem pouco mais de 50 % de todas as espécies de gramíneas registradas no PNRJ, as espécies de gramíneas associadas às lagoas paralelas formam extensos e densos tapetes e parecem lá encontrar as condições mais favoráveis para o crescimento e o acúmulo de biomassa.

Estradas não pavimentadas sobre terreno aterrado, vestígios de pastagens degradadas e do livre trânsito de gado, um componente herbívoro não nativo que pasteja essencialmente gramíneas foram elementos comuns na paisagem investigada, independentemente se próximo ou distante dos adensamentos urbanos. Essas podem ser vias importantes para a entrada de propágulos de espécies não nativas de gramíneas no PNRJ. Adicionalmente, as maiores proporções de espécies não nativas de gramíneas foram registradas em lagoas limítrofes no maior eixo de orientação da UC (sul: Jurubatiba; norte: Ubatuba) e naquela que está apenas parcialmente inserida na UC (Carapebus). Essas observações em nível de paisagem, que envolvem o uso atual e o pretérito da área e uma borda permeável às espécies invasoras, sugerem que fatores tão ou mais importantes que a proximidade com adensamentos urbanos explique a proporção de espécies de gramíneas não nativas no PNRJ.

13.2.6.2 Peixes não nativos: uma infestação gradual e associada com a dinâmica hidrológica

As amostragens conduzidas em cinco lagoas ortogonais e dez das 11 paralelas desde o ano 2000 resultaram no registro de 26 espécies de peixes de água doce, sendo cinco delas espécies de médio porte não nativas: a tilápia-do-nilo, *Oreochromis niloticus*, originária do continente africano; o cará, *Cichlasoma dimerus*, endêmico das bacias dos rios Paraná e Paraguai; o pacu-cd, *Metynnis lippincottianus*, originário da Bacia Amazônica e rios do nordeste do escudo das Guianas; o jeju, *Hoplerythrinus unitaeniatus*; e o tamboatá (ou regionalmente, sassá-mutema), *Hoplosternum littorale*, esses dois últimos de ampla distribuição nas bacias hidrográficas brasileiras, exceto nas bacias do leste. A denominação regional da última espécie é curiosa: *Hoplosternum littorale* passou a ser pescada na planície costeira do Norte Fluminense a partir de 1989, mesmo ano em que a telenovela intitulada “O Salvador da Pátria” era exibida. Dessa forma, a espécie até então desconhecida na região passou a ser chamada pelo nome do personagem protagonista, Sassá Mutema, interpretado por Lima Duarte.

Os primeiros registros dessas cinco espécies não nativas no PNRJ ocorreram em lagoas ortogonais. Exceto *H. unitaeniatus* e *O. niloticus*, que têm sido capturadas nas lagoas da UC desde o início das campanhas da ictiofauna no projeto PELD. As demais espécies foram primeiramente registradas apenas na última década (figura 13.4). Esse número surpreende, pois representa praticamente 50 % de todos os registros de peixes não nativos em 313 UC federais (Sampaio e Schmidt 2013). Diferentemente dos critérios empregados em nosso estudo, Sampaio e Schmidt (2013) contabilizaram como espécies não nativas apenas aquelas originárias de outros continentes. Dessa forma, a tilápia-do-nilo, *O. niloticus*, seria a única espécie não nativa de peixe que o PNRJ compartilha com as demais UC federais. Fomos mais conservadores, nesse sentido, ao incluímos como não nativas as espécies de peixes cuja origem está dentro dos limites geográficos nacionais, porém externa às duas ecorregiões que incluem as microbacias investigadas no presente estudo (Paraíba do Sul e Fluminense – Petry et al. 2016). Diferentemente das plantas, com a sua eficiente propagação anemo e zoocórica, ou de animais terrestres, capazes de percorrer longas distâncias e ultrapassar barreiras geográficas representadas por vales e montanhas, as espécies que dependem do ambiente aquático durante toda a vida têm sua distribuição limitada pelas vias hidrológicas. Peixes continentais, por exemplo, estão confinados a bacias hidrográficas que, no tempo atual ou no pretérito, compartilham(vam) uma rede de captações de água na forma de sistemas lóticos (riachos, rios) ou lênticos (poças e lagoas). Assim, a distribuição de uma espécie da Bacia Amazônica, por exemplo, pode potencialmente estender-se por milhares de km², enquanto para uma espécie de uma rede de drenagem costeira, como aquelas que integram as bacias do Leste, a distribuição natural está limitada a algumas dezenas ou centenas de km². Dessa forma, as espécies não nativas de peixes estão mais bem representadas no PNRJ, sem que isso signifique que este tenha um número muito maior dessas espécies que outra unidade de conservação.

Em média, a riqueza de espécies de água doce nas lagoas ortogonais (15 ± 6) foi praticamente o dobro da riqueza nas lagoas paralelas (8 ± 3). O raio de 5 km a partir dos adensamentos urbanos limítrofes ao PNRJ envolve duas lagoas ortogonais (Carapebus: 20 espécies, quatro delas não nativas; e Jurubatiba: 18 espécies, três delas não nativas) e sete lagoas paralelas (das Garças, Piripiri e Catingosa: cada uma com 11 espécies, até duas não nativas; Robalo e Pires: cada uma com oito espécies, uma delas não nativa; Maria Menina e Visgueiro: cada uma com quatro espécies, até uma não nativa) (figura 13.5). Entretanto, a Lagoa Paulista, situada a 5,04 km do Balneário de Carapebus, apresentou o maior número de espécies não nativas (cinco espécies). A relativa similaridade na proporção de espécies não nativas de peixes de água doce entre essas lagoas próximas ($0,15 \pm 0,07$) e aquelas distantes ($0,14 \pm 0,09$) (figura 13.3c) dos adensamentos urbanos resultou na não significância das diferenças ($t = 0,22$; g.l. = 9,2; $p = 0,83$). Uma das seis espécies mais amplamente distribuídas, aquelas que ocorrem em pelo menos 11 das 15 lagoas investigadas, é a não nativa *O. niloticus* (as demais são espécies nativas: as piabas, *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Astyanax* spp., e os barrigudinhos, *Jenynsia darwini*, *Phalloptychus januarius*, *Poecilia vivipara*). Dentre as não nativas, as espécies historicamente registradas, *O. niloticus* e *H. unitaeniatus*, estão presentes em lagoas ortogonais e paralelas, enquanto as mais recentemente registradas, *H. littorale*, *C. dimerus* e *M. lippincottianus*, apenas em ortogonais. Dessa forma, é razoável concluir que a ictiofauna das lagoas paralelas se constitui em uma sub-representação da composição encontrada nas ortogonais, e que as lagoas ortogonais, independente se associadas ou não a adensamentos populacionais, funcionam como fontes ou vias de entrada e dispersão das espécies não nativas para os demais ambientes aquáticos do PNRJ.

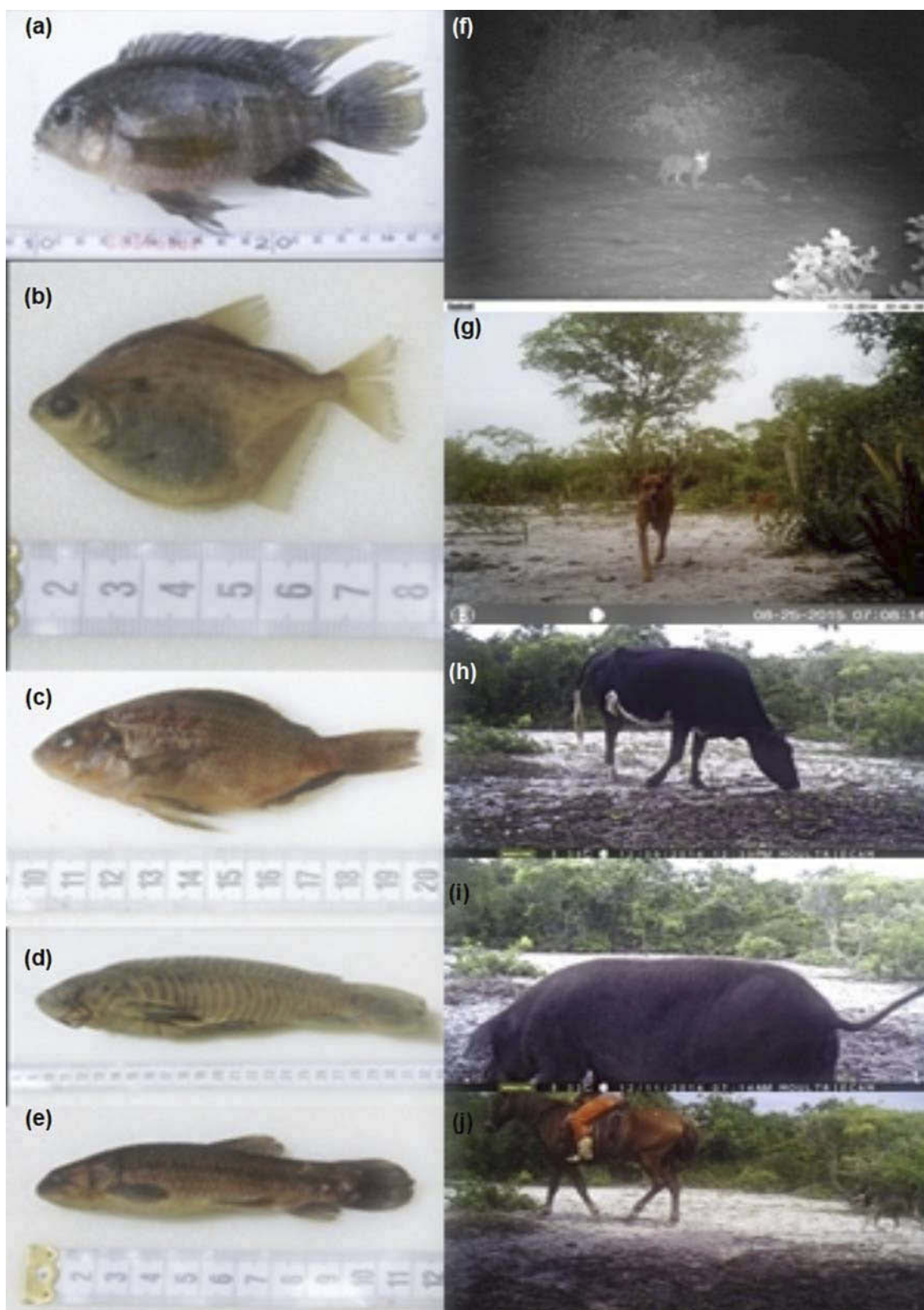


FIGURA 13.4 Registros fotográficos dos levantamentos de espécies não nativas de peixes e mamíferos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: (a) *Cichlasoma dimerus*, (b) *Metynnis lippincottianus*, (c) *Oreochromis niloticus*, (d) *Hoplosternum littorale*, (e) *Hoplerthrinus unitaeniatus*, (f) *Felis catus*, (g) *Canis lupus familiaris*, (h) *Bos taurus*, (i) *Sus scrofa* e (j) *Equus caballus*.

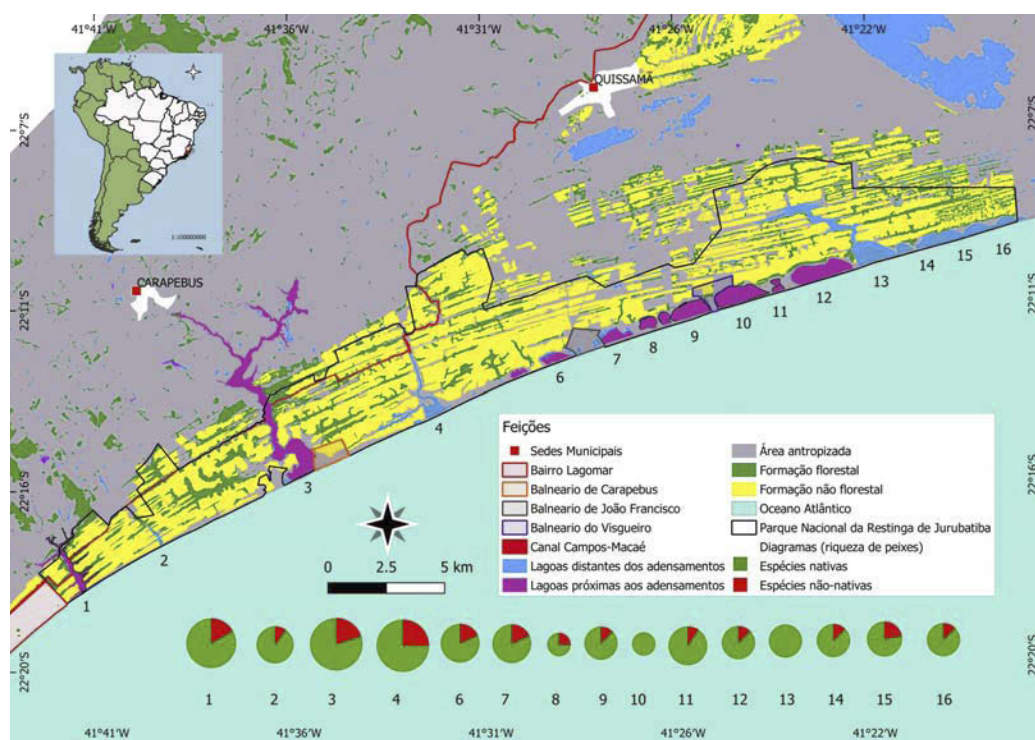


FIGURA 13.5 Proporção de espécies de peixes teleósteos nativas e não nativas associadas às lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. O tamanho do diagrama é proporcional à riqueza total de espécies de peixes teleósteos. Lagoas ortogonalmente orientadas em relação à linha de costa (ortogonais): 1 – Jurubatiba, 2 – Comprida, 3 – Carapebus, 4 – Paulista e 13 – Preta. Lagoas paralelamente orientadas em relação à linha de costa (paralelas): 5 – Bezerra, 6 – Garça, 7 – Piripiri, 8 – Maria Menina, 9 – Robalo, 10 – Visgueiro, 11 – Catingosa, 12 – Pires, 14 – Barrinha, 15 – Casa Velha e 16 – Ubatuba.

Atividades de piscicultura realizadas em tanques de cultivo de propriedades localizadas em áreas externas e adjacentes aos limites do PNRJ e a conexão que o canal Campos-Macaé estabelece com corpos aquáticos importantes da região e infestados por espécies não nativas, como a Lagoa Feia (figura 13.1), potencializam o ingresso de espécies não nativas na UC. Por estarem situadas na linha de costa e possuírem baixas cotas altimétricas, as lagoas do PNRJ funcionam como reservatórios da água doce que drenam de montante. Em eventos decadais marcados por intensa precipitação, não são incomuns o rompimento do dique marginal desses criadouros e a abertura artificial da barra arenosa das lagoas ortogonais, eventos que causam um aumento exacerbado do fluxo de água à jusante. Por deriva, que pode ser em associação a bancos de plantas aquáticas que se deslocam nessas massas de água, larvas e até mesmo peixes adultos desses estoques externos aos limites do PNRJ alcançam o corpo principal das lagoas ortogonais. A transferência desses organismos das lagoas ortogonais para as lagoas paralelas adjacentes, infelizmente, é apenas uma questão de tempo e oportunidade. Além dos efeitos danosos das tilápias na eutrofização dos ambientes aquáticos (Starling et al. 2002), pouco se sabe sobre outros efeitos negativos que as espécies não nativas de peixes que ocorrem no PNRJ podem exercer nas comunidades que passam a compor após sua introdução, nem se a magnitude desse efeito difere entre as originárias de outro continente ou de outras regiões do Brasil. A tolerância diferencial para sobreviver em águas com baixa concentração de oxigênio dissolvido (*H. littorale* e *H. unitaeniatus*), o cuidado com a prole (*O. niloticus*, *C. dimerus*) e os hábitos alimentares generalistas, que incluem a carnivorina (especialmente para *H. unitaeniatus*) conferem vantagens às espécies não nativas para proliferar e estabelecer populações viáveis nas lagoas costeiras.

13.2.6.3 Mamíferos não nativos são tão abundantes quanto a espécie nativa dominante

Foram registradas 17 espécies de mamíferos (excluindo *Homo sapiens*) a partir de 709 registros independentes realizados por armadilhas fotográficas em 2014-2015 e 2017-2018, com um esforço total de 4 536 câmeras-dia. Dentre as espécies registradas, cinco são não nativas (figura 13.4): o cão doméstico (*Canis lupus familiaris*), que foi a não nativa mais abundante, com 112 registros independentes; seguido pelo gado (*Bos taurus*), com 111 registros; pelo cavalo (*Equus caballus*) com 21 registros; pelo porco doméstico (*Sus scrofa*), com 15 registros; e pelo gato (*Felis catus*), com apenas quatro registros. Dentre as 12 espécies nativas, o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) foi a espécie predominante, com 168 registros independentes, seguido pelo gambá (*Didelphis aurita*) e pelo mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), ambos com 32 registros. Os felinos silvestres, representados pelo gato-mourisco (*Herpailurus yagouaroundi*) e pela onça-parda (*Puma concolor*), foram os mamíferos de médio-grande porte mais raros no PNRJ, com apenas três e um registro, respectivamente. Assim, o cão doméstico e o gado foram respectivamente a segunda e a terceira espécies de mamíferos mais registradas no PNRJ, sendo 100 vezes mais frequentes do que o maior predador silvestre na área, a onça-parda. Além dos registros de mamíferos não humanos, um total de 121 registros independentes documentaram pessoas não pertencentes às equipes de pesquisa ou à gestão do PNRJ frequentando as áreas amostrais da unidade de conservação. Uma discussão mais detalhada da composição geral de espécies de mamíferos do PNRJ é fornecida em Lemos et al. (2015), Xavier (2016) e Bonatto (2019).

A proporção de espécies não nativas não diferiu significativamente entre as seis áreas ou quadrantes amostrais ($H = 2,29$; g.l. = 5; $p = 0,81$), nem tampouco variou entre quadrantes Balneário e Controle ($H = 0,09$; g.l. = 1; $p = 0,77$) (figuras 13.3d e 13.6). Da mesma forma, a abundância de espécies não nativas também não diferiu significativamente entre os seis quadrantes ($H = 4,20$; g.l. = 5; $p = 0,52$), assim como a abundância de não nativas entre quadrantes Balneário e Controle ($H = 1,38$; g.l. = 1; $p = 0,24$) (figura 13.3e). Nessas comparações, áreas Controle mais ao norte, que são menos habitadas e frequentadas apresentaram, em média, uma proporção de não nativas tão elevada quanto áreas Balneário, como aquela próxima à Lagoa Carapebus, a maior e mais visitada do PNRJ.

A abundância de cães domésticos também foi em média similar entre os seis quadrantes amostrais (figura 13.7) ($H = 3,20$; g.l. = 5; $p = 0,67$) e entre quadrantes Balneário e Controle ($H = 0,01$; g.l. = 1; $p = 0,96$). Contudo, é possível identificar dentro dos quadrantes alguns pontos com maior abundância de cães. No quadrante B1, por exemplo, os pontos de maior abundância de cães encontram-se mais ao interior do PNRJ, ao longo da estrada principal de acesso ao Balneário de Carapebus, enquanto nos demais quadrantes a maior incidência de cães está nos pontos mais próximos à linha de costa. Já a abundância de gado foi mais heterogênea (figura 13.8) e variou significativamente entre as seis áreas amostrais ($H = 23,54$; g.l. = 5; $p < 0,01$), embora as diferenças entre quadrantes Balneário e Controle não tenham sido significativas ($H = 2,33$; g.l. = 1; $p = 0,13$). A abundância de gado foi significativamente maior no quadrante B3, próximo ao Balneário do Visgueiro, no limite norte da UC, que no B1, área de influência do Balneário de Carapebus, ou do que na área Controle C1, ambas localizadas mais ao sul da UC, que não apresentaram registros de gado. Os resultados, portanto, reforçam que o uso de áreas do PNRJ para o pastoreio de gado é mais intenso nas proximidades do Balneário do Visgueiro, provavelmente devido ao uso persistente de habitats nativos em cuja composição é abundante a presença de gramíneas. As demais três espécies não nativas, além de apresentarem frequências bem mais baixas do que os cães e o gado, tiveram ocorrência restrita a, no máximo, duas áreas amostrais.

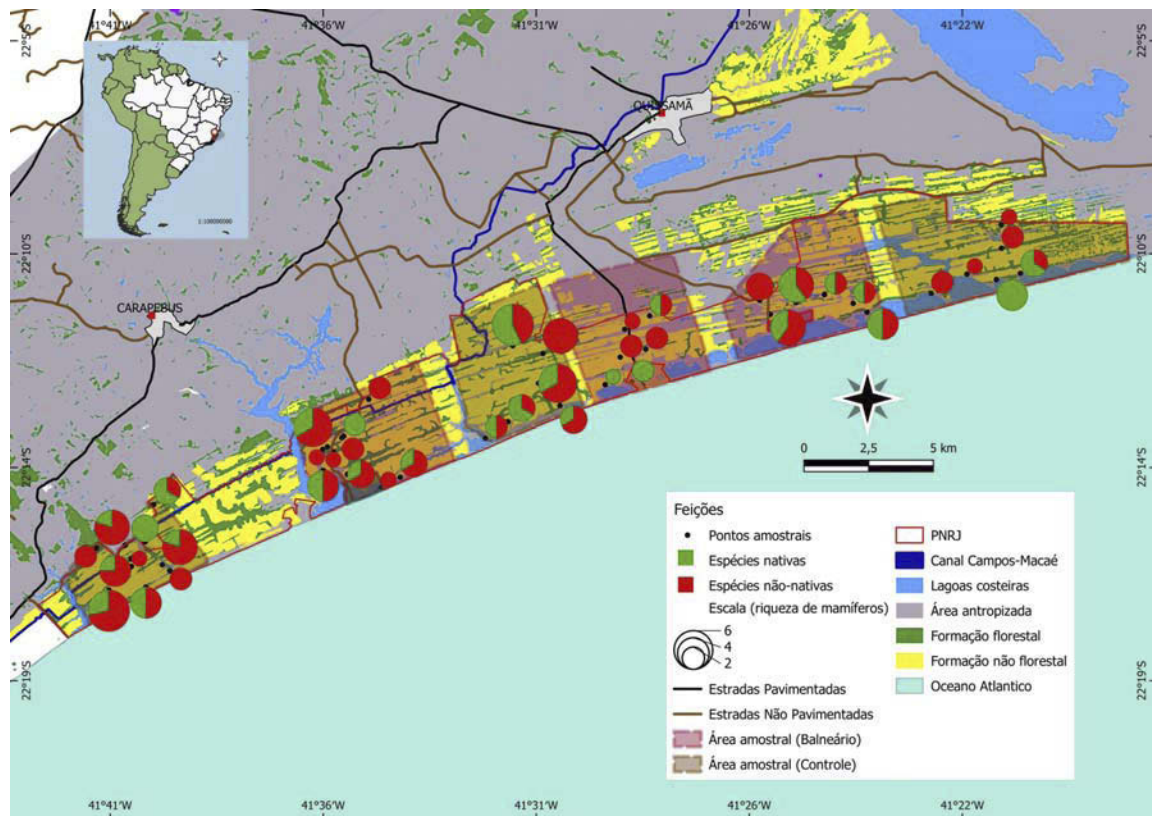


FIGURA 13.6 Proporção de espécies nativas e não nativas de mamíferos registradas pelas armadilhas fotográficas em seis quadrantes amostrais. Os tamanhos dos círculos representam a riqueza relativa de espécies de mamíferos em cada ponto amostral em relação ao total da amostragem no PNRJ.

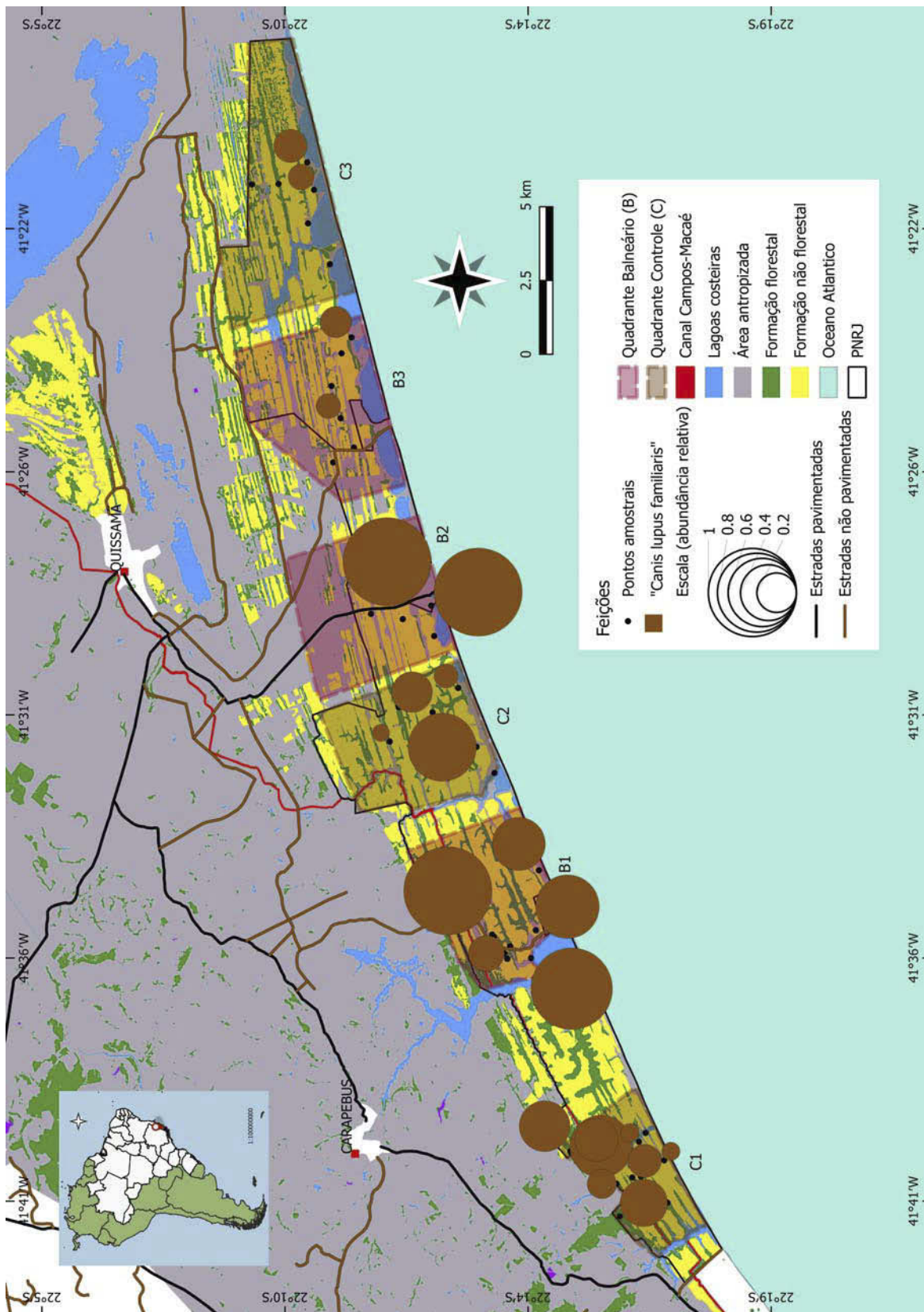


FIGURA 13.7 Abundância relativa de *Canis lupus familiaris* registrada pelas armadilhas fotográficas nos seis quadrantes amostrais do levantamento de mamíferos no PNRJ.

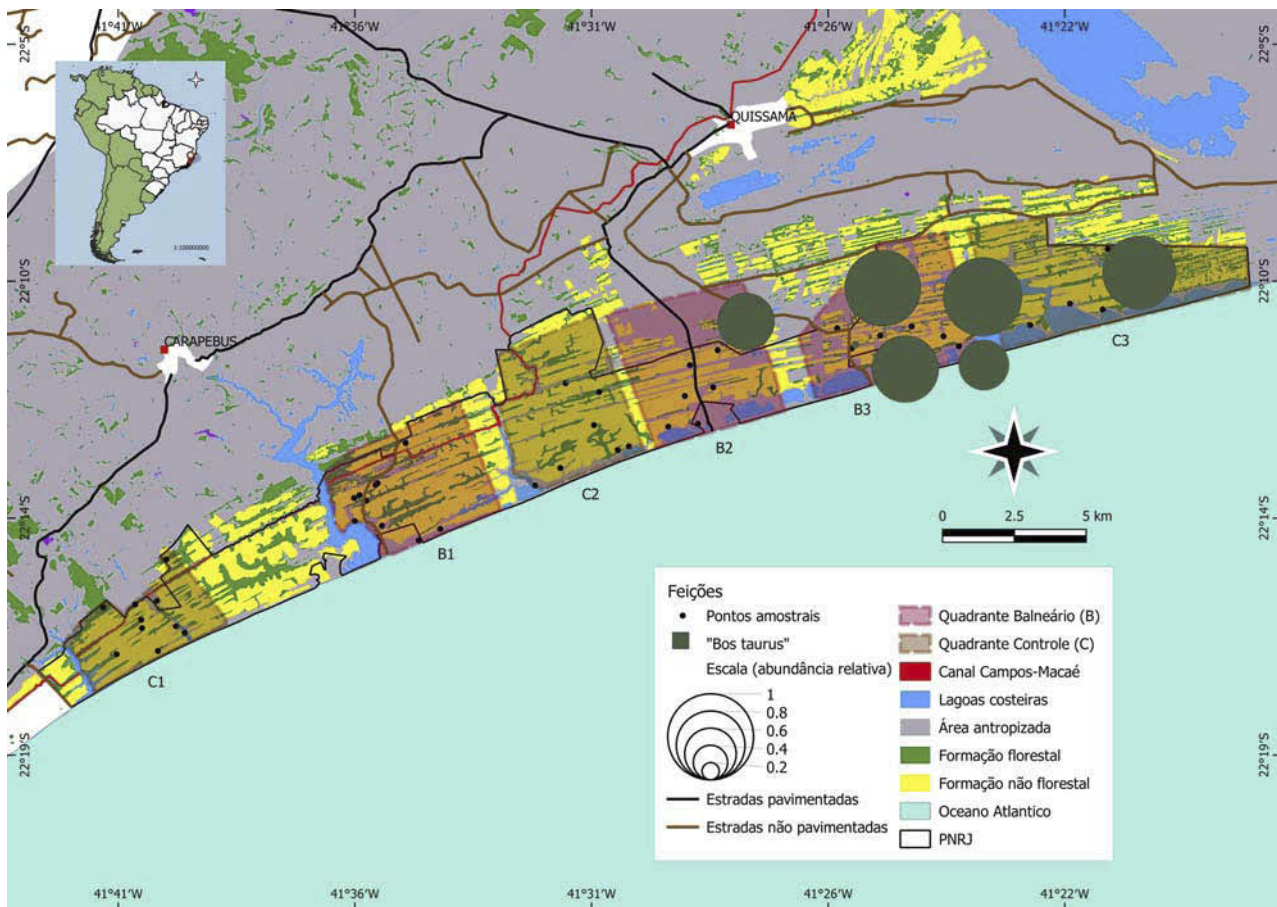


FIGURA 13.8 Abundância relativa de *Bos taurus* registrada pelas armadilhas fotográficas nos seis quadrantes amostrais do levantamento de mamíferos no PNRJ.

Os registros fotográficos trouxeram evidências diretas e indiretas de impactos negativos do cão doméstico em espécies nativas do PNRJ. Foi possível constatar que um dos cães registrados possuía espinhos de ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*) no focinho, indicando provável tentativa de predação deste roedor nativo. Os registros documentaram também um cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) apresentando um estado avançado de alopecia, provavelmente decorrente por transmissão lateral de ectoparasitas a partir de cães domésticos infestados (figura 13.9). Infestações crônicas de sarna e pulgas são consideradas as principais causas do quadro clínico observado neste animal, e já têm sido documentadas para canídeos silvestres em circunstâncias similares à ora observada (Deem et al. 2002, Díaz Luque et al. 2014, Teodoro et al. 2018). Considerando sua elevada abundância na maioria das áreas amostrais, os registros documentados aqui constituem uma importante evidência de que os cães domésticos estejam exercendo um papel negativo preocupante de espécie invasora no PNRJ.



FIGURA 13.9 Interações negativas entre *Canis lupus familiaris* e mamíferos nativos do PNRJ: (a) cão com espinhos de *Coendou spinosus* (ouriço-cacheiro) no focinho decorrentes de comportamento predatório, e (b) espécime de *Cerdodon thous* (cachorro-mato) com quadro de alopecia causada por infestação de ectoparasitas.

13.2.6.4 Espécies não nativas estão homogeneamente distribuídas no PNRJ

O diagnóstico fornecido neste capítulo evidencia que as espécies não nativas de gramíneas, peixes e mamíferos estão amplamente disseminadas no PNRJ, de modo que áreas próximas ou distantes de balneários não diferem significativamente em sua riqueza e abundância. Essas constatações contribuem para rejeitar a hipótese de que os adensamentos populacionais atuam como pontos importantes de introdução de espécies não nativas. Considerando os resultados obtidos e o histórico de ocupação da área, é possível afirmar que (i) a invasão biológica no PNRJ não é recente, (ii) devem existir múltiplos focos de introdução, além dos balneários, e (iii) o perímetro da UC proporciona uma extensa borda em relação à sua área, o que dificulta o controle da entrada das espécies não nativas e aumenta a chance de invasão. Essas três hipóteses alternativas não são mutuamente exclusivas, sua importância relativa varia de acordo com as características ecológicas dos organismos (ex.: vagilidade, mecanismos de resistência e tolerância às condições ambientais como salinidade da água e do solo, umidade do solo) e o histórico de sua introdução e manejo dentro do PNRJ.

Dentre os três grupos de organismos investigados, as gramíneas respondem pelo maior número de espécies não nativas no PNRJ e dessa forma reforçam o padrão evidenciado para outras UC do país, nas quais as espécies não nativas vegetais destacam-se como as mais frequentes (Sampaio e Schmidt 2013). No PNRJ, o gênero *Urochloa* é representado por seis espécies que foram registradas exclusivamente às margens de lagoas ortogonais. *Urochloa* foi o segundo mais frequente (13 %), superado apenas pelas espécies nativas de *Paspalum* (15 %). Gramíneas do gênero *Urochloa* apresentam forte capacidade competitiva, inclusive com efeito aleloquímico (Souza-Filho et al. 2005), além de resistência a pressões negativas, como predação e parasitismo, causando a redução da riqueza e a modificação da composição florística em ambientes previamente alterados (Ferreira et al. 2016). Nesse sentido, merecem destaque *Urochloa distachya*, invasora no bioma Pantanal (Pitelli 2009) e registrada em manchas geograficamente isoladas e de reduzida cobertura às margens da Lagoa Jurubatiba, enquanto *U. humidicola* forma adensamentos em Jurubatiba e domina a área recém-incorporada ao PNRJ, na margem direita da Lagoa Carapebus. A baixa representatividade na abundância de gramíneas não nativas na área marginal das lagoas do PNRJ sugere que a resistência imposta pelas espécies nativas (resistência biótica *sensu* Elton 1958) e as condições físicas e químicas do ambiente, como a salinidade e elevadas temperaturas, têm limitado a propagação dessas espécies que, pelo menos nos primeiros cordões arenosos não modificados por intervenções humanas, ainda não se converteram em ameaças à vegetação local.

Dentre os peixes não nativos, a tilápia-do-nilo, *O. niloticus*, é a única originária de outro continente e que figura dentre as poucas espécies mais amplamente distribuídas pelos corpos aquáticos da UC. *Oreochromis niloticus* apresenta tolerância à salinidade da água, o que lhe confere maior capacidade em ocupar esses ambientes que são muito variáveis em termos de salinidade. No PNRJ, existem lagoas que em menos de cinco anos passam de condições de água doce para salinidades até três vezes superiores à salinidade do mar, que é em média 35 ‰. Na Lagoa das Garças, por exemplo, uma das lagoas paralelas que se tornaram hipersalinas na forte estiagem que acometeu o Sudeste brasileiro na década de 2010, registramos mortandade de tilápias quando a salinidade alcançou 19 ‰. Dentre as espécies não nativas registradas no PNRJ nos últimos 20 anos, a tilápia-do-nilo é a única de interesse econômico, o que sugere que sua introdução tenha sido intencional. Tanques desativados em propriedades nas margens de lagoas costeiras paralelas atualmente incorporadas à UC reforçam a hipótese de uma introdução assistida há mais de 20 anos e que contou com pressão de propágulos, por meio da estocagem. Essa prática segue em curso em propriedades particulares localizadas nos trechos a montante das lagoas ortogonais, que ficam fora dos limites da UC. Sem um sistema apropriado de contenção de escape dos peixes, a piscicultura desenvolvida nas microbacias das lagoas ortogonais coloca em risco as espécies nativas e serve como porta de entrada para as espécies alienígenas no PNRJ. Uma outra questão importante a ser colocada é que não está descartada a possibilidade da ocorrência de uma outra espécie de tilápia (*Coptodon rendalli*) nas amostras dos ambientes aquáticos do PNRJ. Apesar dos relatos da ocorrência, falhamos até agora em conseguir capturar o bagre-africano *Clarias gariepinus* na área de estudo. Sua provável ocorrência no PNRJ traz ainda mais preocupação na conservação das espécies nativas da UC, pois trata-se de um predador voraz, de elevada capacidade de deslocamento e resistência a permanecer fora da água e com populações estabelecidas em bacias hidrográficas adjacentes (Macaé e Paraíba do Sul) (Catelani et al. 2014, de Moraes et al. 2017). As interações com as espécies nativas, os efeitos aditivos das não nativas e a realização de campanhas regulares são cruciais como formas de monitorar a distribuição das espécies não nativas de peixes no PNRJ a fim de propor medidas de controle populacional e erradicação.

No caso dos cães domésticos, que representam o mamífero invasor mais importante no PNRJ, é possível que a grande capacidade dispersora e a elevada flexibilidade alimentar possibilitem sua rápida disseminação para áreas distantes de adensamentos urbanos, mesmo desacompanhada de seres humanos. Essas características transformaram essa espécie no mamífero carnívoro mais abundante no planeta, tendo uma população mundial estimada em quase um bilhão de indivíduos, a maioria não confinada por humanos (Gompper 2013). De fato, a maioria dos registros fotográficos de cães não esteve associada a registros de seres humanos, sugerindo que a disseminação dessa espécie pelo PNRJ atualmente não esteja atrelada ao uso das áreas da UC por pessoas. Como existe evidência de que os cães predam espécies nativas no PNRJ, é razoável supor que esses já apresente menor dependência de seres humanos, o que explicaria a abundância de cães relativamente homogênea entre áreas com e sem balneário. A maior permeabilidade dos ambientes de restinga, que em sua maioria são compostos por formações abertas, também facilitaria a ampla dispersão de cães, sem muitas barreiras naturais. Paschoal et al. (2016) propuseram que os impactos negativos de cães seriam maiores em áreas protegidas de menor tamanho e com maior frequência de assentamentos humanos. Contudo, os resultados apresentados aqui sugerem que, mesmo áreas protegidas mais extensas, como o PNRJ, estão sujeitas à ampla invasão por cães, ameaçando seus papéis como detentoras da biodiversidade nativa e serviços ecossistêmicos originais.

Medidas de controle da invasão por cães em um estágio tão avançado como o observado no PNRJ são complexas. Contudo, uma maior presença das autoridades responsáveis pelo controle de zoonoses e sanidade animal nos balneários poderia contribuir para uma diminuição de novas intro-

duções e proliferação populacional. Ao estudar a percepção de moradores dos balneários de João Francisco e de Carapebus sobre cães abandonados no PNRJ, Bonatto (2019) observou que a simples recorrência de suas visitas fez com que moradores passassem a recolher ou conter cães fora das ruas. Essa mudança de comportamento dos tutores dos animais e a diminuição na incidência de cães livres foram relatadas também por Paschoal et al. (2016), ao estudarem seis áreas protegidas em Minas Gerais. Portanto, se, mesmo sem uma imposição mais direta da lei, já é possível observar mudanças na atitude dos tutores dos animais, ações continuadas de fiscalização nos balneários e proximidades do PNRJ auxiliariam muito para mudar o quadro atualmente preocupante de invasão por cães. Obviamente, essas ações devem ser combinadas com outras medidas mais diretas de controle, tais como castração e retirada de cães abandonados da UC, aliadas a programas de adoção.

Figurando como uma UC relativamente recente em uma paisagem secularmente explorada por atividades agrosilvopastoris, o PNRJ não foge às tendências internacionais de elevada propensão à invasão de espécies pela acessibilidade e densidade populacional. De acordo com Acreman et al. (2019), se bem manejadas, essas UC funcionam como refúgio para as espécies nativas contra a invasão por não nativas. Para alcançar esse objetivo e fazer valer o intuito da criação das UC, esses autores recomendam prevenir, remover ou controlar espécies não nativas invasoras, interrompendo e monitorando os acessos de sua entrada, proporcionando condições que favoreçam as espécies nativas e suprimam as não nativas. Considerando que no PNRJ os adensamentos populacionais do entorno não exercem influência nos padrões atuais de riqueza e abundância das espécies não nativas de gramíneas, peixes e mamíferos, as ações para o manejo e o controle das espécies não nativas devem ser implementadas em todo o seu território. Como medidas práticas que podem em médio e longo prazos reduzir a representatividade das espécies não nativas, recomendamos aos gestores:

- A realização de atividades de esclarecimento aos visitantes e residentes dos adensamentos populacionais para os riscos que as espécies não nativas impõem à biodiversidade da UC, por meio de educação ambiental.
- Assessoramento do poder público no uso e na exploração na zona de amortecimento da UC, bem como coibir aberturas da barra arenosa das lagoas ortogonais efetuadas à revelia.
- O monitoramento das comunidades de gramíneas e peixes para acompanhar as infestações e o tamanho das populações de espécies não nativas, tomando medidas de intervenção (controle e erradicação) no caso de essas se tornarem dominantes.
- A notificação e o suporte aos tutores de animais terrestres na implantação de *microchips* para a identificação e o controle desses animais.
- A promoção de campanhas de vacinação e castração de cães e gatos nos adensamentos populacionais limítrofes à UC.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 no provimento de bolsa Demanda Social para MPA e MSX. Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo financiamento das pesquisas desde 1999 no Sítio RLaC (Processos nºs 558270/2009-3; 403841/2012-7; 441610/2016-1; 438266/2018-8; 441927/2020-3), à chefia do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, pelo apoio logístico, a V.L.M. dos Santos, pelo auxílio com a identificação das tilápias, aos pesquisadores e às dezenas de estudantes de graduação e de pós-graduação envolvidos nas atividades de campo no Sítio RLaC.

REFERÊNCIAS

- Acreman, M. et al. 2019. Protected areas and freshwater biodiversity: a novel systematic review distills eight lessons for effective conservation. – Cons. Letters: e12684. DOI: 10.1111/cons.12684.
- Almeida, A. M. V. 2013. Carapebus: nas páginas do passado. – Muiraquitã.
- Araujo, D. S. D. 1992. Vegetation types of sandy coastal plains of tropical Brazil: a first approximation. – In: Seeliger, U. (org.). Coastal plant communities of Latin America. – New York Academic Press, pp. 337-347.
- Bonato, D. C. 2019. Cães domésticos no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, UFRJ.
- Braga, J. e Veloso, M. 2009. João Francisco: o desbravador de João Francisco. – Gol.
- Caliman, A. et al. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. – Braz. J. Biol. 70(3): 803-814.
- Catelani, P. A. et al. 2014. Fish composition (Teleostei) of the estuarine region of the Macaé River, southeastern Brazil. – Check List 10: 927-935.
- Clavero, M. e García-Berthou E. 2005. Invasive species are leading cause of animal extinctions. – Trends in Ecol. & Evol. 20(3): 110. doi:10.1016/j.tree.2005.01.003.
- de Moraes, M. B. et al. 2017. Espécies exóticas e alóctones da Bacia do Rio Paraíba do Sul: implicações para a conservação. – Rev. Biod. Bras. 7(1): 34-54.
- de Souza, R. C. C. L. et al. 2009. Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. – Mar. Biotech. 61(1): 35-41.
- Deem, S. L. et al. 2002. Sarcoptic mange in free-ranging pampas foxes in the Gran Chaco, Bolivia. – J. Wildl. Dis. 38: 625-628.
- Díaz Luque, J. A. et al. 2014. Clinical signs suggestive of mange infestation in a free-ranging maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in the Moxos Savannahs of Beni, Bolivia. – Mastozoología Neotrop. 21: 135-138.
- Elton, C. S. 1958. The Ecology of Invasions by Animals and Plants. – Methuen.
- Ferreira L. V. et al. 2016. The effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) R. D. Webster (Poaceae) in the reduction of species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta Nacional de Carajás, Brazil. – An. Acad. Bras. Ciênc. 88: 589-597.
- Foxcroft, L. C. et al. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. – Biol. Inv. 19: 1353-1378.
- Fricke, R. et al. (eds.). 2020. Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Versão eletrônica acessada em 08 jan 2020.
- GISP. Global Invasive Species Programme. 2007. Invasive alien species and protected areas a scoping report. Versão eletrônica acessada em 18 abr 2019. <https://www.gisp.org/publications/reports/index.asp>
- Gompper, M. E. 2013. Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation. – Oxford University Press.

- Guimarães, T. C. S. e Schmidt, I. B. 2017. A systematization of information on Brazilian Federal protected areas with management actions for Animal Invasive Alien Species. – Persp. Ecol. Cons. 15: 136-140.
- Imnet. Instituto Nacional de Meteorologia. <http://www.inmet.gov.br>. Versão eletrônica acessada em 03 mar 2020.
- Kawakita, K. et al. 2018. Poaceae em uma planície de inundação no Brasil: distribuição espacial e conservação. – Rodriguésia 69(2): 577-594.
- Lemos, H. M. et al. 2015. Barn Owl pellets (Aves: *Tyto furcata*) reveal a higher mammalian richness in the Restinga de Jurubatiba National Park, Southeastern Brazil. – Biota Neotrop. 15: 1-9.
- Leprieur, F. et al. 2008. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. – PLOS Biol. 6(2): 404-410.
- Lessa, I. et al. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? – Natureza & Conservação 14(2): 46-56.
- Light, T. e Marchetti, M. P. 2007. Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. Cons. Biol. 21(2): 434-446.
- Marengo, J. A. et al. 2020. Trends in extreme rainfall and hydrogeometeorological disasters in the metropolitan area of São Paulo: a review. – An. New York Acad. Sci. Doi: 10.1111/nyas.14307.
- Mota, A. C. e Oliveira, R. P. 2011. Poaceae de uma área de floresta montana no sul da Bahia, Brasil: Chloridoideae e Panicoideae. – Rodriguésia 62(3): 515-545.
- Mota, N. F. O. et al. 2018. Cangas da Amazônia: a vegetação única de Carajás evidenciada pela lista de fanerógamas. – Rodriguésia 69(3): 1435-1488.
- Paschoal, A. M. O. et al. 2016. Use of Atlantic Forest protected areas by free-ranging dogs: estimating abundance and persistence of use. – Ecosphere 7: 1-15.
- Petry, A. C. et al. 2016. Fish composition and species richness in eastern South American coastal lagoons: additional support for the freshwater ecoregions of the world. J. Fish Biol. 89(1): 280-314.
- Pitelli, R. 2009. O verde indesejável do pantanal. (<https://pib.socioambiental.org/en/Not%C3%ADcias?id=75591>). Versão eletrônica acessada em 25 abr 2018.
- Reis, R. et al. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. – EDIPUCRS.
- Ricciardi, A. e Rasmussen, J. B. 1998. Predicting the identity and impact of future biological invaders: a priority for aquatic resource management. – Can. J. Fish. Aqu. Sci 55: 1759-1765. Doi: 10.1139/98-066.
- Sampaio, A. B. e Schmidt, I. B. 2013. Espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. – Biod. Bras. 3(2): 32-49.
- Sartling, F. et al. 2002. Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill. – Fresh. Biol. 47: 2443-2452.
- Simberloff, D. et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. – Trends Ecol. Evol. 28(1): 58-66.
- Soffiati, A. 2006. A história ambiental de um campo nativo de planície. – Anais do III Encontro da ANPPAS. Brasília, DF.

- Souza-Filho A. P. S. et al. 2005. Aleloquímico produzido pela gramínea forrageira *Brachiaria humidicola*. – Planta Daninha 23(1): 25-32.
- Teodoro, T. G. W. et al. 2018. Sarcoptic mange (*Sarcoptes scabiei*) in wild canids (*Cerdocyon thous*). – Pesqui. Veterinária Bras. 38: 1444-1448.
- Thompson, K. e Davis, M. A. 2011. Why research on traits of invasive plants tells us very little. – Trends Ecol. Evol. 26(4): 155-156.
- Vitule, J. R. S. e Prodocimo, V. 2012. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. – Estud. Biol. 34(83): 225-237.
- Williamson, M. H. e Fitter, A. 1996. The characters of successful invaders. – Biol. Cons. 78: 163-170.
- Wilson, D. E. et al. 1996. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. – Smithsonian Institution Press.
- Wilson, D. E. e Reeder, D. M. 2005. Mammal Species of the World Mammal. A Taxonomic and Geographic Reference. – Johns Hopkins Univ. Press.
- Xavier, M. S. 2016. Mamíferos terrestres de médio e grande porte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: riqueza de espécies e vulnerabilidade local. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, UFRJ.
- Xavier, M. S. et al. 2017. Noteworthy coastal records of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815), in Southeastern Brazil. – Bol. da Soc. Bras. Mastozool. 78: 9-13.
- Zenni, R. D. et al. 2016. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. Biotemas 29 (1): 133-153.

14

INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES NO IDEÁRIO DOS MORADORES DO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

*Mônica Pacheco de Araújo • Fernando Mayer Pelicice
Ana Cristina Petry*

Título Curto

INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES NO IDEÁRIO POPULAR

RESUMO

Por meio de entrevistas semiestruturadas, investigamos se e como os moradores dos enclaves do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) percebem espécies não nativas. Em particular, investigamos a percepção dos moradores sobre origem, vetores, efeitos e controle das espécies não nativas, e se são capazes de reconhecer espécies não nativas de plantas e peixes com ocorrência registrada na região. Para avaliar a percepção, verificamos menção a 11 noções previamente definidas nas respostas de 37 entrevistados nos balneários de Carapebus, João Francisco e Visgueiro, avaliando se a localidade e o tempo de residência do morador em relação à criação do PNRJ influenciaram nas respostas. Os moradores de João Francisco apresentaram um cabedal maior de noções, em média cinco por entrevistado. Entretanto, nem a localidade e nem o tempo de residência influenciaram o emprego das noções. De forma geral, os moradores reconhecem aspectos-chave da conceituação de espécies não nativas, como a origem, porém, de maneira dissociada da intencionalidade nas introduções. Efeitos positivos das espécies não nativas foram citados de maneira recorrente e em parte refletem a possibilidade de exploração diante das restrições ao uso de recursos naturais na área protegida. Quando indagados sobre a origem e a presença de 12 espécies de plantas e peixes, dentre as quais sete espécies não nativas, a frequência de acertos foi significativamente maior entre os moradores de Carapebus e Visgueiro, mas apenas para espécies nativas. No ideário dos moradores prevalece uma concepção que minimiza ou mesmo isenta o papel dos humanos como agentes ativos na introdução de espécies não nativas, bem como fraca percepção de risco que elas representam, pela confiança de que essas sejam controladas por filtros ambientais. Nosso estudo recomenda que intervenções para o controle de espécies não nativas sejam complementadas por campanhas de educação ambiental sobre o tema introdução de espécies e que sejam estendidas aos três enclaves do PNRJ.

Palavras-chave: áreas protegidas; espécies exóticas; espécies não nativas; etnobiologia.

14.1 INTRODUÇÃO

Apesar de os registros sobre os impactos negativos das invasões biológicas remontarem ao início do século XIX, naquele tempo, suas consequências eram associadas a eventos naturais (van der Velde et al. 2006). Foi a partir da segunda metade do século XX que o conjunto de impactos causados pelas invasões biológicas passou a fazer parte das predições ecológicas, ampliando o conhecimento sobre os processos envolvidos (Crooks 2002). Desde então, as invasões biológicas passaram a tema central na área da Biologia da Conservação (Vitule et al. 2012), em especial pelo alto potencial de comprometerem o objetivo de áreas protegidas (Abella et al. 2015, Foxcroft et al. 2017), que é garantir a conservação da natureza, dos serviços ecossistêmicos e valores culturais associados (Pimm et al. 2014). Ao reconhecer a ameaça que invasões biológicas representam, a legislação brasileira, por meio do artigo 31 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), proíbe introduções de espécies não nativas (não autóctones) em áreas de proteção integral, como Parques Nacionais (Brasil 2000). Entretanto, unidades de conservação (UC) possuem limites permeáveis ao ingresso de organismos não autóctones, um processo que, em geral, é potencializado pela presença de ocupações humanas no entorno.

Espécies não nativas são registradas em praticamente todas as UC do mundo, podendo essas não apresentarem potencial invasor, ou, se invasoras, estar em estágio latente ou de invasão (GISP 2005, Sampaio e Schmidt 2013, Ziller e Dechoum 2013). Nesse contexto, o uso do entorno pode ser determinante na frequência e na intensidade das introduções de espécies em áreas protegidas (Foxcroft et al. 2011). Assim, além do monitoramento da biota, as medidas de prevenção e controle de espécies não nativas em UC poderiam se beneficiar do conhecimento que os habitantes do entorno têm sobre processos envolvidos nas invasões biológicas (Gozlan 2008, Bayliss et al. 2012, Heger et al. 2013, Pereira et al. 2019). Valores e concepções humanas podem ser determinantes do sucesso ou fracasso na mitigação das invasões biológicas (Foxcroft et al. 2011), posto que história e cultura representam a base da construção de atitudes e percepções humanas sobre espécies não nativas (Falk-Petersen et al. 2006). Dessa maneira, o custo-benefício de ações de controle e erradicação de espécies não nativas reflete fatores para além das esferas biológica e institucional, englobando objetivos e preferências das pessoas que vivem em territórios que representam a distribuição não natural de outras espécies (Gherardi 2011).

A introdução de espécies não nativas está intimamente relacionada com a ocupação humana de territórios (Hofman e Rick 2018). Zonas costeiras, em particular, mostram-se muito afetadas pelas invasões biológicas, em virtude do longo histórico de ocupação humana nesses ambientes (GISP 2005). Dessa forma, compreender as concepções e o comportamento de habitantes do entorno de UCs litorâneas é um contexto necessário, porém, pouco investigado. Estudos apontam a importância de averiguar a percepção da sociedade sobre espécies não nativas; se reconhecem os impactos que essas podem causar e se reconhecem seu papel no controle da disseminação dessas espécies (Verbrugge et al. 2013, Kapitza et al. 2019). Nesse sentido, assume-se que o histórico e a vocação da localidade, bem como o tempo de residência dos moradores, podem influenciar a percepção social (Gonçalves et al. 2019).

O presente estudo explorou a forma como questões relacionadas à invasão biológica são percebidas por moradores de enclaves urbanos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), a única UC federal que tem por objetivo proteger ecossistemas de restinga e lagoas costeiras no território brasileiro (Brasil 1998). O PNRJ abriga dez formações fitofisionômicas e 16 lagoas com condições físicas e químicas variadas e que detêm mais de uma centena de espécies de peixes (Araujo 2000, Caliman et al. 2010, Di Dario et al. 2013). Nessa pesquisa, focamos em plantas fanerógamas e peixes

teleósteos como os grupos biológicos a serem investigados no contexto dos moradores dos enclaves do PNRJ, uma vez que esses apresentam as maiores frequências de registros de invasão em UCs federais brasileiras (Sampaio e Schmidt 2013). Por meio de respostas concedidas em entrevistas semiestruturadas, caracterizamos como os moradores conceituam espécies não nativas, como percebem o risco das introduções, como lidam com a necessidade de controle de espécies não nativas, e se são capazes de reconhecer a presença de espécies não nativas de plantas e peixes com ocorrência registrada na região. Informações sobre o histórico das introduções das espécies, seus usos e impactos ambientais decorrentes foram compilados a partir das informações prestadas pelos moradores, com o intuito de contribuir para a adequação de ações que visem a prevenção e o controle das introduções de espécies na UC.

14.2 MATERIAIS E MÉTODOS

14.2.1 Área de Estudo

Criado em 1998, o PNRJ possui 14 860 ha e extensão de 44 km no Litoral Norte do estado do Rio de Janeiro (Brasil 1998) (figura 14.1). Na paisagem, destacam-se cordões arenosos entrecortados por lagoas costeiras, com uma vegetação predominantemente arbustiva nas cristas arenosas e espécies arbóreas adensadas nas porções mais baixas do terreno, que são periodicamente alagadas. A UC está inserida em uma região com histórico de uso relacionado à economia açucareira, à pesca e à agropecuária (Esteves 2011).

Três adensamentos populacionais (balneários de Carapebus, de João Francisco e do Visgueiro) estabeleceram-se na região antes da criação da UC e representam enclaves do PNRJ (figura 14.1). O Balneário de Carapebus, distante 8 km da sede do município homônimo e a ela conectado por estrada parcialmente pavimentada, possui cerca de 450 domicílios e está localizado às margens da Lagoa Carapebus, a maior e mais visitada lagoa costeira da UC. Seu povoamento foi iniciado em meados do século XVIII por habitantes da região das Içaras, primeiro núcleo populacional carapebuense, que se consolidou em uma época na qual a base econômica era a pecuária, servindo de entreposto na rota comercial do rebanho bovino entre Campos dos Goytacazes e Macaé (Almeida 2013). O Balneário de João Francisco, cujo nome faz referência ao pioneiro a se instalar na localidade, em 1959, pertence ao município de Quissamã, cuja história é fortemente atrelada ao cultivo secular da cana-de-açúcar e, nos últimos 30 anos, do coco (Braga e Veloso 2009). Distante 10 km da sede do município por estrada pavimentada, dentre as três, esta é a localidade mais povoada, com aproximadamente 600 domicílios. Mais recentemente, no final da década de 1970, foram iniciadas as primeiras edificações na localidade quissamaense do Visgueiro, que possui cerca de 350 domicílios, está a 12 km da sede do município e é acessada por estrada não pavimentada. Um elemento comum a essas localidades é a flutuação populacional, uma vez que a maioria dos domicílios é ocupada apenas em períodos da alta temporada, nos meses do verão.

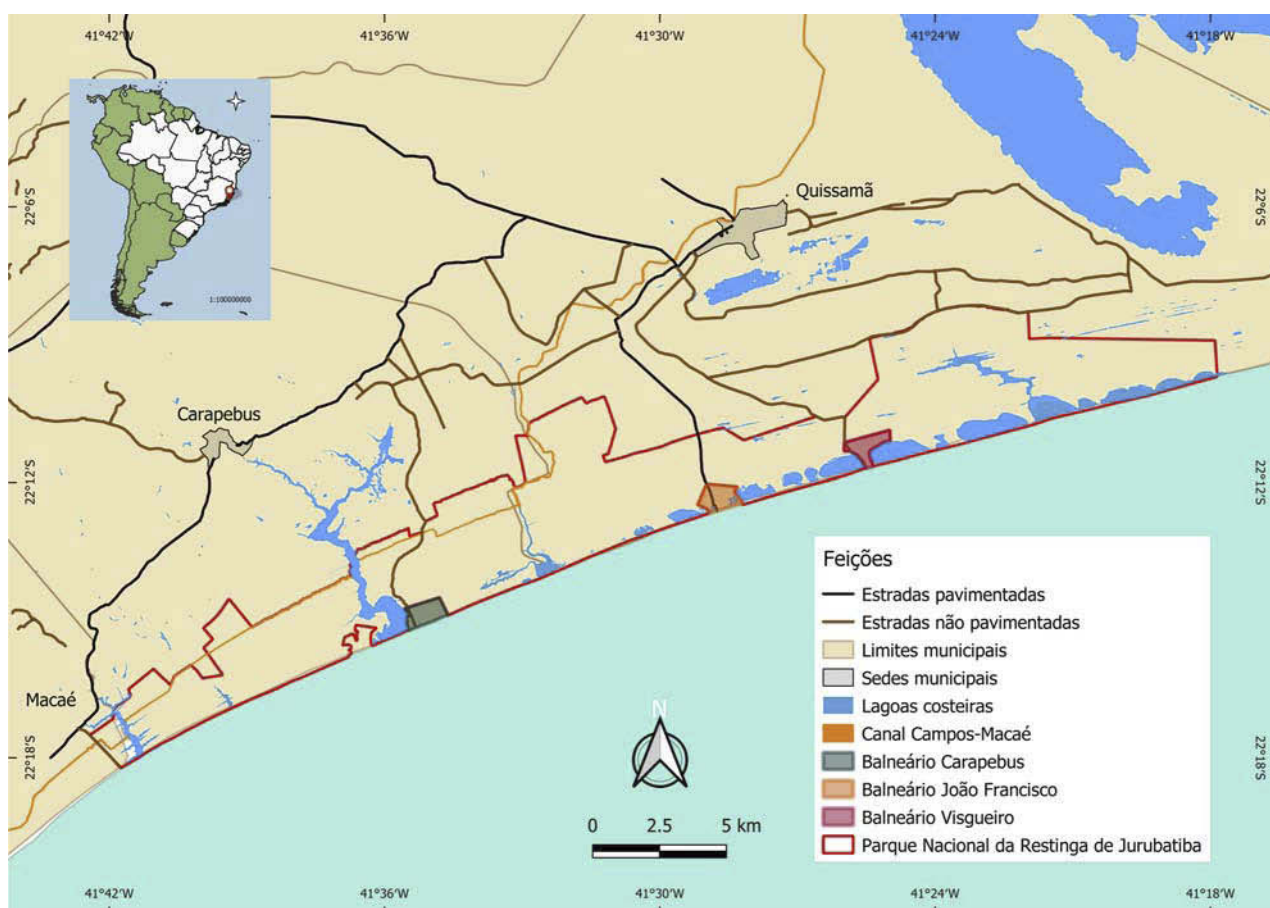


FIGURA 14.1 Localização do Parque Nacional da Restinga Jurubatiba na região Norte Fluminense e das três localidades que representam enclaves urbanos (balneários de Carapebus, de João Francisco e do Visgueiro).

14.2.2 Seleção dos Entrevistados

Os procedimentos envolvidos nessa etapa foram previamente aprovados pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal do Rio de Janeiro (CAAE 88144318.1.0000.569). Foram elegíveis para o estudo moradores permanentes dos domicílios dos balneários (localidades) de Carapebus, João Francisco e Visgueiro, residentes há, no mínimo, cinco anos. Somente um morador por domicílio foi entrevistado, com idade superior a 18 anos. A partir da primeira entrevista, a subsequente foi realizada com um morador indicado pelo antecessor (Técnica Bola de Neve, ver GILL, 2008, para detalhes).

14.2.3 Levantamento dos Dados

As entrevistas foram realizadas pela primeira autora, entre 18 e 31 de julho de 2018, seguiram um roteiro de perguntas dividido em três partes e tiveram duração média de 40 minutos. Antes da aplicação do roteiro, os moradores eram informados sobre o contexto de realização da pesquisa com a apresentação do *Termo de Consentimento Livre e Esclarecido* para assinatura, que atestava aceitação da participação.

A primeira parte do roteiro visava caracterizar o perfil do(a) entrevistado(a), envolvendo o registro da localidade de moradia, que, devido aos diferentes históricos de ocupação, poderia representar um fator de influência potencial sobre as respostas. Adicionalmente, a pergunta “Há quanto tempo reside nesta localidade?” teve por objetivo estratificar os moradores no marco temporal da existência do PNRJ. Dessa forma, além da localidade, o tempo de residência do entrevistado também foi considerado um fator capaz de influenciar o conhecimento sobre a biodiversidade local e as reações frente às espécies introduzidas.

A segunda parte do roteiro era composta por quatro perguntas que buscavam verificar a percepção dos moradores sobre origem, vetores, efeitos e controle das espécies não nativas. Embora existam espécies não nativas com comportamento invasor na UC, a pesquisa optou por não utilizar o termo “invasões biológicas”. Devido à ocorrência de apropriações não escrituradas de terrenos nas localidades, a adoção do termo poderia incitar recusa em responder à entrevista. Além disso, a pesquisa não teve o objetivo de avaliar se os entrevistados seriam capazes de diferenciar uma espécie invasora de uma não nativa. Elencamos 11 noções relacionadas a origem, vetores, efeitos e controle das espécies não nativas, definidas *a priori* (tabela 14.1), as quais esperávamos encontrar nas respostas. A primeira pergunta, “Em sua opinião, o que são espécies não nativas?”, buscava a noção de *origem* (*Noção 1*), sendo esperado que o entrevistado elaborasse um conceito que fizesse referência à ideia de que determinadas espécies, embora presentes na região, não são originais dali. Quando a resposta envolveu ideias correlatas incompatíveis com a noção de *origem*, realizava-se o esclarecimento do entrevistado antes da segunda pergunta, “Saberia dizer como uma espécie não nativa poderia ser introduzida ou chegar inicialmente em um local?”, que buscava pela noção de formas de introdução, sendo esperado o reconhecimento de *vias acidentais* (*Noção 2*) e *intencionais* (*Noção 3*) de introdução. A terceira pergunta, “Em sua opinião, as espécies não nativas trazem benefícios ou malefícios para o ambiente ou a saúde?”, tinha o objetivo de verificar a presença de noções relacionadas à percepção do risco das invasões biológicas. Nesse contexto, as respostas poderiam apresentar ideias correlatas ao reconhecimento das seguintes características: superioridade competitiva das espécies não nativas, por meio da *resistência ao filtro ambiental* (*Noção 4*) ou *biótico* (*Noção 5*); geração de impactos, *positivos* (*Noção 6*) ou *negativos* (*Noção 7*); e *homogeneização biótica* (*Noção 8*), representada pela percepção da existência de áreas ocupadas por espécies não nativas ou de crescentes ocorrências de uma espécie não nativa em novas áreas. A quarta pergunta, “Em sua opinião, é necessário controlar as espécies não nativas? Se sim, por que e como?”, buscava noções relativas a: *pressão de propágulo* (*Noção 9*), quando abordados fatores que influenciam a frequência e a intensidade de introduções; e medidas de controle, envolvendo o conhecimento de *técnicas de manejo* de espécies não nativas adotadas localmente (*Noção 10*) ou *responsabilização* (*Noção 11*), indicação de responsáveis pelo controle.

TABELA 14.1 Noções *a priori* definidas para analisar o conteúdo das respostas dos entrevistados às questões relativas a conceituação, vias de introdução, características do invasor, impactos e manejo das espécies não nativas. A menção das noções nas repostas foi feita pela identificação de ideias correlatas, conforme exemplos indicados

Noção	Descrição geral	Ideias correlatas
1 – Origem da espécie	Origem da distribuição natural da espécie ou grupo biológico.	Tem aqui, mas antes não tinha. Foi trazida, é de outro lugar. Não era da restinga, mas agora a gente vê aqui.
2 – Via de introdução acidental	Formas de introdução não intencionais, geralmente relacionadas à dinâmica natural de eventos ambientais.	Vem com a chuva e aqui venta muito. Entra pelos canais, quando tem enchente.
3 – Via de introdução intencional	Introdução proposital, geralmente relacionada a usos com objetivos múltiplos.	O homem que planta por necessidade. Alguém traz para a sua propriedade e espalha.
4 – Estabelecimento pela resistência ao filtro ambiental	Capacidade de lidar com o ambiente físico.	Adaptaram-se bem ao sol daqui. Conseguem viver nessa areia.
5 – Estabelecimento pela resistência ao filtro biótico	Reconhece superioridade competitiva ou a ausência de reguladores (<i>e.g.</i> , predadores e patógenos).	Abafa as plantas daqui. Comem todos os outros peixes.
6 – Geração de impacto positivo	Efeitos positivos da introdução sobre o ambiente ou a saúde.	Evita alagamento. Só assim para ter lenha, porque essas (espécies) pode cortar.
7 – Geração de impacto negativo	Efeitos negativos da introdução sobre o ambiente ou a saúde.	Acaba com tudo. Traz doenças.
8 – Homogeneização biótica	Percepção de áreas infestadas ou do aumento na frequência de ocorrência de espécies não nativas.	Tem lugar que é só ela (espécie não nativa). Adaptou-se e agora espalha por aí.
9 – Pressão de propágulo	Existência de fatores que influenciam na frequência e intensidade das introduções.	Plantaram muito depois que fizeram o assentamento, e sempre gostam de plantar. Dá muita semente.
10 – Técnicas de mitigação	Indicação de medidas de controle.	Tem de arrancar pela raiz. O pessoal cata e depois queima (referindo-se ao caramujo-africano).
11 – Responsabilização pelo controle	Indicação de responsáveis pelo controle de espécies não nativas.	Quem pode proibir é o pessoal do Parque (ICMBio). Os criadores de peixe tinham de cuidar disso.

A terceira parte do roteiro se referia à apresentação de fichas ilustradas que continham duas imagens de plantas fanerógamas e três imagens de peixes teleósteos representantes das espécies nativas do litoral Norte Fluminense, além de sete espécies não nativas desses grupos, com ocorrência na região (figura 14.2). As espécies não nativas selecionadas foram: *Eucalyptus* sp. (eucalipto), árvore plantada às margens de vias de acesso pavimentadas e cultivada em plantios adensados, em algumas propriedades; *Cocos nucifera* (coqueiro), palmeira cultivada comercialmente nas imediações do PNRJ; *Yucca* sp., uma planta com populações estabelecidas na UC e nas localidades; *Casuarina equisetifolia* (casuarina), árvore utilizada no paisagismo, principalmente das orlas das localidades; *Oreochromis niloticus* (tilápia), espécie de peixe onívoro, de origem africana, utilizada na piscicultura regional e que possui registros de ocorrência em lagoas costeiras do PNRJ há, pelo menos, 20 anos; *Clarias gariepinus* (bagre-africano), peixe predador voraz de origem africana presente na região, porém sem registro na UC; e *Metynnis lippincottianus* (pacu-cd), espécie de peixe com tendência à herbivoria, registrada a partir da última década em lagoas costeiras da UC (para mais detalhes, ver capítulo 13). As plantas nativas utilizadas foram *Anacardium occidentale* (cajueiro) e *Eugenia uniflora* (pitangueira), cujas distribuições perdem cada vez mais espaço para a urbanização das localidades. Também compuseram o conjunto de espécies nativas *Mugil curema* (tainha), um peixe marinho registrado esporadicamente na Lagoa Carapebus; *Geophagus rufomarginatus* (acará) e *Hoplias malabaricus* (traíra), peixes de água doce amplamente distribuídos nas lagoas costeiras do PNRJ. Este instrumento foi utilizado para verificar o discernimento dos entrevistados quanto à origem das espécies e o reconhecimento da presença das espécies não nativas, as quais, quando reconhecidas, desencadeavam questões sobre:

- i) o histórico da introdução, por meio da pergunta “Saberia dizer quando, como e com qual finalidade esta/e planta/peixe foi trazida/o para a região?”;
- ii) os usos locais da/o planta/peixe, indagando “Quais os usos ou utilidades desta/e planta/peixe?”; e
- iii) a percepção sobre impactos decorrentes da introdução, realizando a pergunta “Em sua opinião, esta/e planta/peixe tem efeito positivo e/ou negativo sobre o ambiente e/ou a saúde?”.

Para a compilação do histórico das introduções, foram consideradas as informações fornecidas por mais de um dos entrevistados, representando a memória consensual do processo.

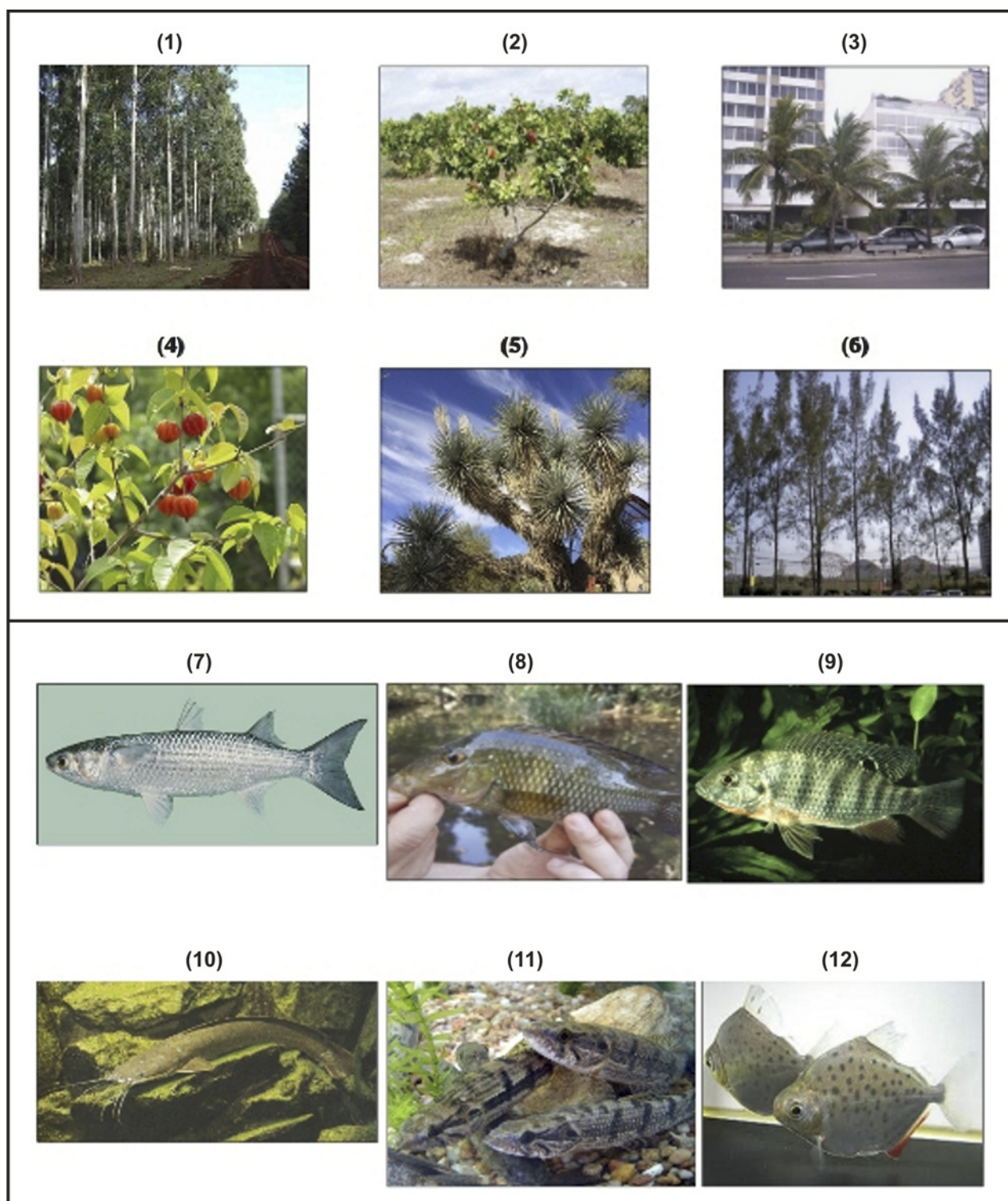


FIGURA 14.2 Fichas ilustradas utilizadas na terceira parte do questionário aplicado com moradores do entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Plantas (1. *Eucalyptus* sp., 2. *Anacardium occidentale*, 3. *Cocos nucifera*, 4. *Eugenia uniflora*, 5. *Yucca* sp. e 6. *Casuarina equisetifolia*). Peixes (7. *Mugil curema*, 8. *Geophagus rufomarginatus*, 9. *Oreochromis niloticus*, 10. *Clarias gariepinus*, 11. *Hoplias malabaricus* e 12. *Metynnis lippincottianus*).

14.2.4 Análise dos Dados

Calculamos a frequência relativa e absoluta dos 37 respondentes por localidade (Carapebus, João Francisco e Visgueiro) e por tempo de residência (se há mais ou menos de 20 anos), considerando o ano de criação do PNRJ (1998). As 11 noções definidas *a priori* foram utilizadas para nortear a análise do conteúdo das respostas às quatro questões da segunda parte do questionário; para isso, identificamos nas respostas dos entrevistados ideias correlatas às noções definidas *a priori* (Anexo A). Uma matriz binária foi gerada a partir da atribuição de 1 à presença da noção e 0 à ausência, com os entrevistados nas linhas e 11 noções nas colunas. Para investigar a relação entre o perfil do entrevistado e a presença de noções, as informações sobre localidade (três níveis) e tempo de moradia (dois níveis) foram acrescidas na forma de colunas à matriz, que foi submetida a uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), utilizando a distância de Jaccard. Uma análise de variância permutacional foi aplicada sobre essa matriz de distâncias, para avaliar o efeito da localidade e do tempo de residência sobre as noções expressas pelos entrevistados.

Para avaliar o discernimento dos entrevistados sobre a origem e o reconhecimento da presença das espécies apresentadas nas fichas ilustradas da terceira parte do questionário, foi calculada a frequência de acertos, representados pela correta identificação da distribuição (nativa, não nativa) e da ocorrência da espécie na área (ocorre, não ocorre). As frequências de acerto para cada variável resposta foram comparadas entre localidades e tempos de residência (fatores fixos), considerando os moradores como variável aleatória por meio de uma análise de variância bifatorial, checando os pressupostos de normalidade e homogeneidade dos resíduos. Sempre que diferenças significativas foram detectadas nas Anovas, o teste de Tukey foi aplicado para identificar quais pares de níveis diferiam entre si.

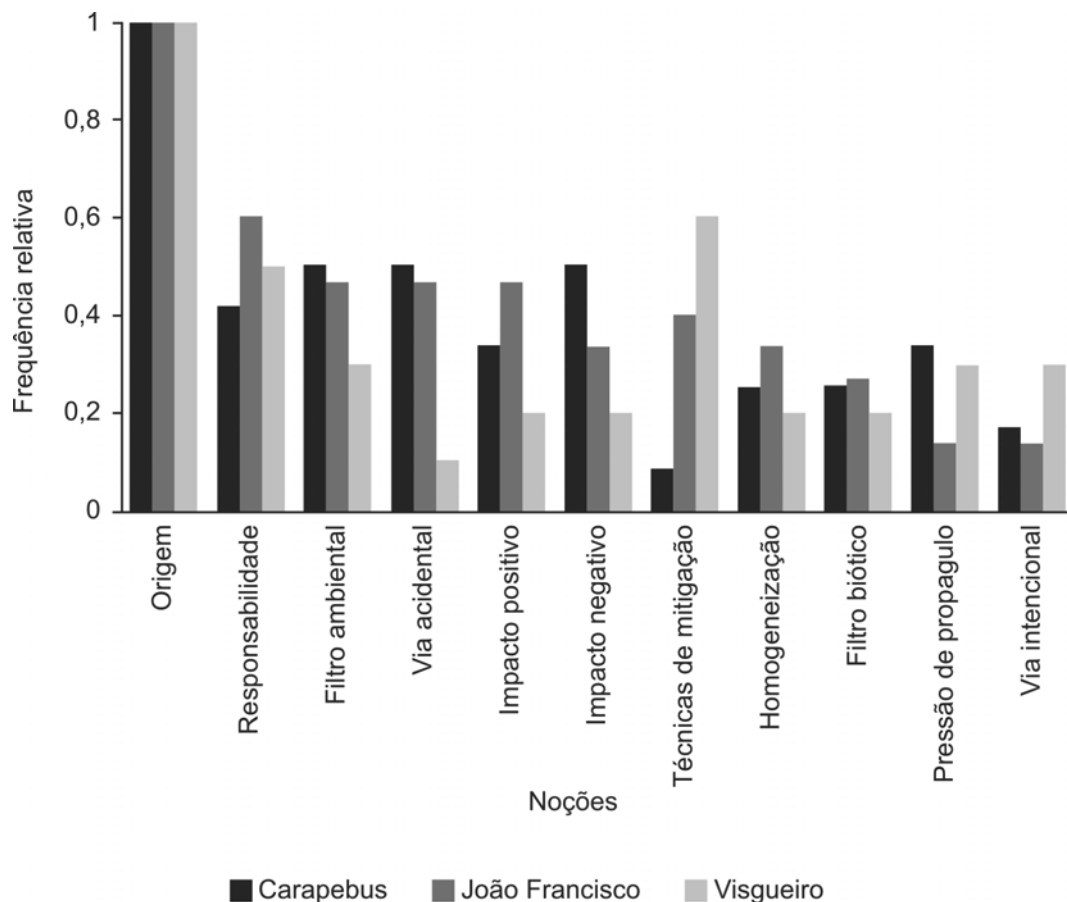
Todas as análises estatísticas foram realizadas em ambiente R (R Core Team 2017), empregaram os pacotes *permute* (Simpson 2019), *lattice* (Sarkar 2008), *vegan* (Oksanen et al. 2019) e *MASS* (Venables e Ripley 2002), e o nível de significância adotado foi de 5 %.

14.3 RESULTADOS

Dentre os 37 moradores entrevistados, a maioria reside há mais de 20 anos na localidade (tabela 14.2). Suas respostas fizeram referência a pelo menos uma e, no máximo, a sete das 11 noções previamente definidas. Moradores de João Francisco apresentaram um cabedal maior de noções, com média de cinco por entrevistado, seguidos de Carapebus e do Visgueiro (quatro e três, respectivamente). *Origem* foi expressa por todos os entrevistados ao conceituarem espécie não nativa, e a maioria reconheceu a introdução por *via accidental* (figura 14.3). A percepção de risco manifestou-se pela noção de que espécies não nativas podem apresentar *resistência ao filtro ambiental* (43 % das citações), entretanto o *filtro biótico* (*e.g.*, competição e predação) foi menos citado (24 %); *impactos positivos* e *negativos* foram detectados na mesma frequência, estando presentes em 35 % das respostas. Menos de 30 % dos entrevistados fizeram referência à *homogeneização biótica*, a maioria desses se referindo a ambientes infestados com forte dominância de uma espécie não nativa, especialmente gramíneas forrageiras em pastagens degradadas. Noções relacionadas ao controle de espécies não nativas foram basicamente referenciadas por ideias correlatas à *responsabilização* de entes públicos e cidadãos na prevenção e monitoramento das introduções, sendo esta a segunda noção mais frequente. Já *técnicas de manejo* foram citadas em menos da metade das respostas, na maioria das vezes vinculada ao caramujo-gigante-africano (*Lissachatina fulica*); enquanto aspectos relacionados à *pressão de propágulo* foram pouco representados nas respostas, geralmente relacionadas a novas fontes de introdução.

TABELA 14.2 Frequência absoluta e relativa de moradores entrevistados por localidade e estratificados por tempo de residência (maior ou menor que 20 anos)

	Localidade		Tempo de residência					
			> 20 anos			< 20 anos		
	n	%	n	%		n	%	
Carapebus	12	32	7	58		5	42	
João Francisco	15	41	9	60		6	40	
Visgueiro	10	27	5	50		5	50	
Total	37	100	21	57		16	43	

**FIGURA 14.3** Frequência de citação das noções nas respostas da segunda parte do questionário aplicado em moradores das três localidades do entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. As respostas foram obtidas a partir de questões relativas a conceituação, vias de introdução, características do invasor, impactos e manejo das espécies não nativas.

Apesar de haver uma tendência de respostas mais similares entre moradores que residem nas localidades há mais de 20 anos, a ordenação dos entrevistados em função das noções expressadas não apresentou um padrão evidente nem em função da localidade (Pseudo F = 1,08, g.l. = 2,31, $p = 0,22$) nem em função do tempo de residência (Pseudo F = 1,38, g.l. = 1,31, $p = 0,09$), nem da interação entre esses fatores (Pseudo F = 1,57, g.l. = 2,31, $p = 0,09$) (figura 14.4).

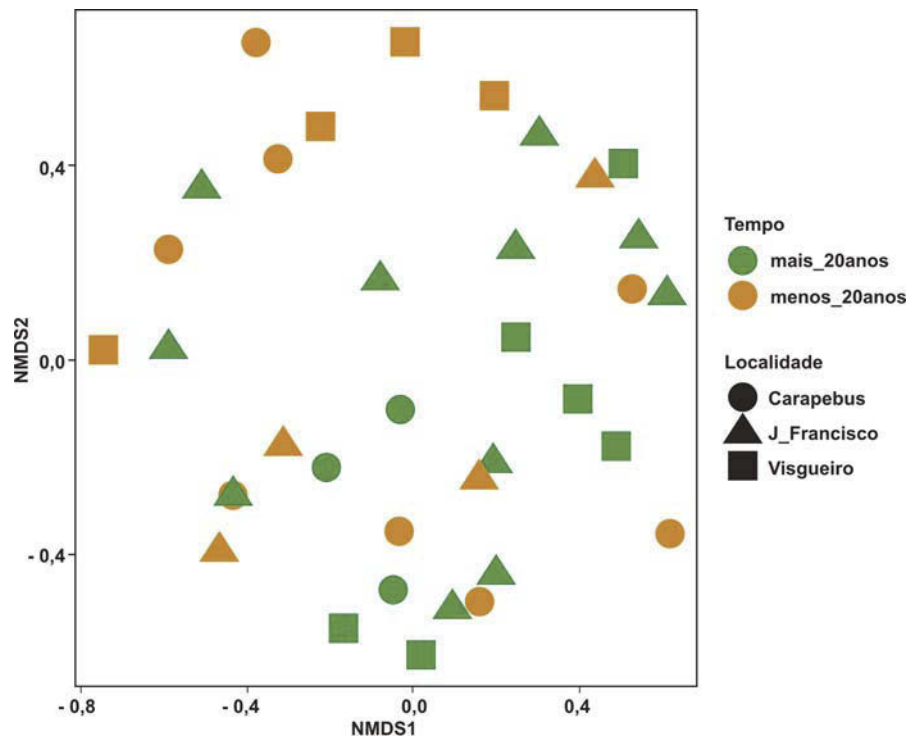


FIGURA 14.4 Ordenação dos entrevistados no espaço formado pelos dois eixos da análise de escalonamento multidimensional não métrico ($stress = 0,25$), com base na distribuição das 11 noções entre os entrevistados.

Com relação à origem, foi elevada a frequência de acertos nas fichas ilustradas, especialmente no que se refere às espécies nativas (cajeiro e pitangueira, ambos 84 %; traíra, 89 %). Houve, porém, um efeito significativo da localidade nessa frequência ($F = 7,23$, g.l. = 2;31, $p < 0,01$). Moradores de Carapebus e do Visgueiro acertaram com uma frequência significativamente maior (71 e 74 %, respectivamente; Tukey $p = 0,86$) em relação àqueles de João Francisco (53 %) (Carapebus $\times$ João Francisco, Tukey $p = 0,01$; Visgueiro $\times$ João Francisco, Tukey $p < 0,01$) (figura 14.5).

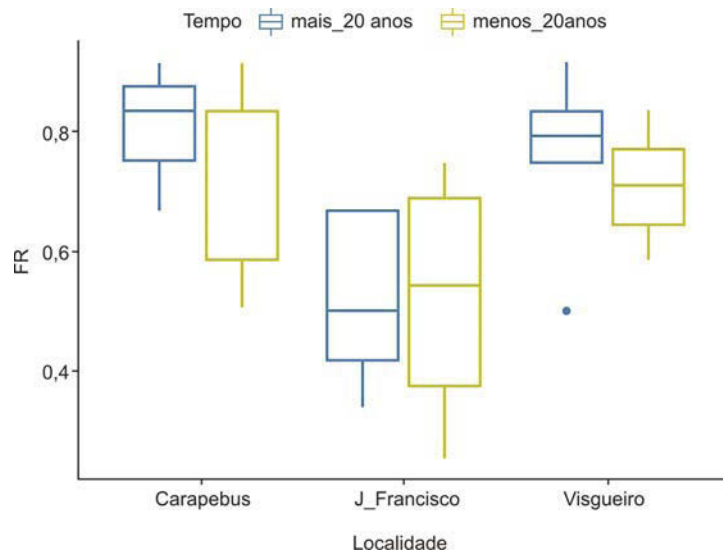


FIGURA 14.5 Variação na frequência relativa de acertos sobre origem das espécies de plantas e peixes (fichas ilustradas) em relação a localidade e tempo de residência.

A presença das espécies não nativas de plantas foi mais frequentemente reconhecida que a de peixes. Apesar de a maioria dos respondentes identificar a presença de eucalipto (68 %), casuarina (62 %) e coqueiro (57 %), a baixa referência a *Yucca* (22 %) sugere pouca familiaridade com a espécie ornamental, inclusive sendo desconhecida uma denominação popular para esta última. A tilápia foi a única espécie não nativa cuja presença foi reconhecida pela maioria dos moradores (70 %). Entretanto, poucos se mostraram cientes da introdução do bagre-africano (46 %) e do pacu-cd (30 %). A frequência de acertos sobre a presença das espécies foi maior entre os residentes do Visgueiro (em média, 64 %), seguida de Carapebus (56 %) e de João Francisco (45 %) (figura 14.6). Entretanto, essas diferenças não foram estatisticamente significativas ($F = 2,87$, g.l. = 2;31, $p = 0,07$).

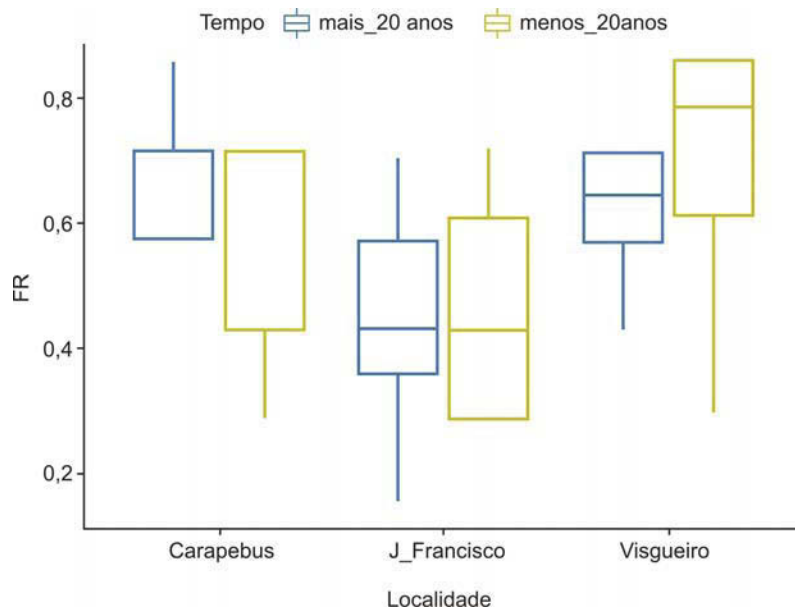


FIGURA 14.6 Variação na frequência relativa de acertos considerando a real presença das espécies não nativas de plantas (fanerógamas) e peixes (teleósteos) apresentadas nas fichas ilustradas em relação a localidade e tempo de residência.

Foi possível compilar um histórico de informações sobre as introduções das sete espécies não nativas de plantas e peixes presentes na região do estudo por meio da sistematização de informações compartilhadas pelos entrevistados. Apesar de reportamos apenas as informações que foram recorrentes nas entrevistas, incluímos todos os aspectos abordados pelos entrevistados no que se refere ao levantamento dos usos e impactos decorrentes da presença das espécies não nativas (tabela 14.3). *Yucca* foi a espécie com o maior tempo de introdução (década de 1960), sendo relacionada quase que exclusivamente ao paisagismo, embora esse uso tenha sido citado para todas as plantas. O escape de criadouros, a partir da década de 1990, é a principal via de introdução para os peixes, sendo a tilápia a única espécie apreciada na alimentação.

TABELA 14.3 Histórico de introdução, usos locais e impactos gerados (efeitos) pelas espécies não nativas com presença registrada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, a partir de informações obtidas nas entrevistas com os moradores do entorno

	Introdução	Usos	Efeitos positivos	Efeitos negativos
Plantas				
<i>Eucalyptus</i> sp. (eucalipto)	Principalmente a partir de 1980, com finalidade comercial. Aumentou com o assentamento, em 2008.	Marcenaria, lenha, carvão, mourão, construção, paisagismo, medicinal, material de limpeza.	Suprimento de matéria-prima devido ao corte ser permitido, paisagismo, geração de renda.	Ressecamento e infertilidade do solo. Não atrai aves. Atração de raios.
<i>Cocos nucifera</i> (coco)	No início da década de 1990, houve subsídio governamental para o plantio, com a instalação de fábrica de água de coco (atualmente se encontra desativada).	Culinária, paisagismo, medicinal, construção, vaso para samambaias.	Geração de renda, contribui no paisagismo.	Não citados.
<i>Yucca</i> sp.	Na década de 1960, para cerca viva.	Paisagismo, cerca viva.	Não citados.	Não citados.
<i>Casuarina equisetifolia</i> (casuarina)	No início da década de 1970, com o plantio no balneário de Carapebus e em uma área de loteamento, em João Francisco.	Paisagismo, lenha, carvão, construção.	Evita erosão, ajuda a drenagem do solo, evita a formação de alagados, produz som agradável com o vento, fornece sombra.	Entope encanamentos, atrai raios.
Peixes				
<i>Oreochromis niloticus</i> (tilápia)	Na década de 1990, principalmente na enchente de 1996, com o vazamento de tanques de criação.	Culinária.	Geração de renda.	Reduz a população de peixes nativos.
<i>Clarias gariepinus</i> (bagre-africano)	Tentativa malsucedida de criação comercial no final da década de 2000. Peixes fugiram e/ou foram dispensados.	Não citados.	Alimenta-se de espécies indesejáveis, como ratos e cobras.	Reduz a população de peixes nativos.
<i>Metynnis lippincottianus</i> (pacu-cd)	Desde 2010, com o escape de criadouros nas nascentes do rio Macabu. Introdução direta na Lagoa Feia (confundida com espécie de pacu que atinge tamanhos maiores).	Não citados.	Não citados.	Não citados.

14.4 DISCUSSÃO

Este estudo buscou investigar, entre moradores do entorno do PNRJ, concepções envolvidas na temática das invasões biológicas, passando pela conceituação de espécies não nativas, vias de chegada, capacidade de estabelecimento, consequências da introdução e fatores necessários ao controle das invasões. De forma geral, os moradores reconhecem aspectos-chave como *origem*, tendo fornecido em seu discurso elementos que caracterizam a ocorrência de uma espécie ou grupo fora de sua distribuição natural. Entretanto, esta noção mostrou-se praticamente dissociada da intencionalidade nas introduções, a noção menos frequentemente citada. Dessa maneira, prevalece no ideário dos moradores uma concepção que minimiza ou mesmo isenta o papel dos humanos como agentes ativos na introdução de espécies não nativas. Considerando que a densidade da população humana no entorno de áreas protegidas é um preditor da riqueza de espécies não nativas nesse local (Spear et al. 2012), ações educativas que promovam o autorreconhecimento dos moradores como vetores de introduções biológicas devem ser consideradas no âmbito da prevenção e do controle das espécies não nativas. Nesse sentido, ferramentas de educação ambiental podem e devem ser utilizadas (*e.g.*, Azevedo-Santos et al. 2015) para o alcance dos objetivos relacionados à conservação da diversidade biológica nas UCs.

Moradores mais antigos (*i.e.*, residentes há mais de 20 anos) das localidades geograficamente mais isoladas não apresentaram maior frequência de noções mencionadas nas respostas. Esse resultado indica, pelo menos em parte, que o maior tempo de residência (Balneário do Visguevo) não implica necessariamente maior conhecimento da biodiversidade regional, um padrão esperado, caso houvesse maior senso de pertencimento ao local. Na verdade, foram os moradores de João Francisco, a localidade mais acessível, que citaram em média uma quantidade maior de noções. Entretanto, nesta localidade houve frequência menor de acertos na identificação da origem das sete espécies não nativas apresentadas. As razões dessa disparidade podem ser múltiplas e, possivelmente, envolvem o grau de convívio com o ambiente natural local. A facilidade da via de acesso (totalmente pavimentada) e a proximidade com a sede municipal de Quissamã podem exercer influência sobre essa questão, uma vez que promovem um maior fluxo de moradores com atividades laborais na sede municipal ou em municípios vizinhos.

As respostas da maioria dos entrevistados abordaram a capacidade de resistência de espécies não nativas a filtros ambientais (*e.g.*, tolerância a solos arenosos, salinizados e com temperaturas elevadas), sugerindo um estado de confiança na incapacidade de dominância dos ambientes invadidos na área de estudo. De fato, poucos entrevistados demonstraram perceber a crescente ocorrência de espécies não nativas, como casuarina e *Yucca*. Dessa forma, é razoável concluir que existe um baixo nível de percepção sobre o risco das invasões biológicas entre os moradores do entorno do PNRJ. Vale destacar que efeitos positivos das espécies não nativas foram citados tão frequentemente quanto os negativos, o que reflete a valorização de diversas espécies pelos seus usos (*e.g.*, eucalipto e casuarina), incluindo um possível efeito de redução da pressão de exploração sobre espécies nativas. No entanto, esse resultado também indica a subestimação ou o desconhecimento dos efeitos negativos das espécies introduzidas, caso das tilápias (Canonico et al. 2005). Noções relacionadas ao controle das invasões se pautaram principalmente na responsabilização, o que indica um certo reconhecimento da necessidade de intervenções pelas autoridades. A ausência de menção a técnicas de manejo sugere que essas sejam ignoradas ou desconhecidas pelo grupo formado pelos moradores entrevistados.

O levantamento de informações sobre algumas espécies não nativas com ocorrência confirmada na região foi complementar à investigação de aspectos gerais relacionados às invasões biológicas. Os tipos de usos pelos moradores, além de fornecerem um indicativo sobre a importância de uma espécie no contexto local, também podem indicar possíveis vias de introdução (Spear et al. 2012). Nesse con-

texto, o cultivo de plantas ornamentais pelos moradores mostrou-se uma forte via de dispersão para determinadas espécies (*e.g.*, *yucca*), favorecendo o estabelecimento de novas populações no interior da UC. Jardins e quintais constituem fontes importantes de espécies não nativas, sendo vinculados ao histórico de invasão de mais de 300 registros nos Estados Unidos (FEPPC, 2014). A realização de campanhas direcionadas à substituição de espécies não nativas por outras nativas, por meio da doação de mudas, é recomendada por Smith et al. (2014), que investigaram a invasão pela espécie ornamental petúnia-mexicana (*Ruellia simplex*) no estado da Flórida. De acordo com esses autores, essa estratégia de substituição de espécies não nativas por nativas parece ser eficaz em conjunto com outras ações de controle, quando há probabilidade de reinvasão decorrente de um interesse contínuo da população. Dessa maneira, nosso estudo indica que campanhas de esclarecimento por meio da educação ambiental sobre o tema invasão biológica (*e.g.*, Azevedo-Santos et al. 2015) e substituição de espécies não nativas utilizadas como ornamentais por espécies nativas (*e.g.*, *Guapira opposita*, *Ouratea cuspidata*, *Paullinia weinmanniaefolia*, *Sophora* sp., *Tibouchina urceolaris*, *Vriesea neoglutinosa*) (*e.g.*, Goebel et al. 2019) sejam aliadas às ações de combate às espécies não nativas e que se estendam aos três enclaves do PNRJ.

AGRADECIMENTOS

Este capítulo é dedicado à memória do Sr. Afonso Carneiro e do Sr. Nelson Silva, pela generosidade e pelo suporte no trabalho de campo desta pesquisa. Em 2021, os balneários de Carapebus e João Francisco perderam dois de seus moradores mais ilustres, cidadãos exemplares e ferrenhos defensores da preservação das restingas e lagoas costeiras. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 no provimento de bolsa Demanda Social para MPA. Os autores agradecem ao/à parecerista, pela avaliação e pelas sugestões em uma versão preliminar do capítulo, ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pelo financiamento (Processo nº 438266/2018-8) no Sítio RLaC e à chefia do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, pela confiança e autorização para a realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

- Abella, S. R. et al. 2015. Status and management of non-native plant invasion in three of the largest national parks in the United States. – *Nature Conservation*. 10: 71-94.
- Almeida, A. M. V. 2013. Carapebus: nas páginas do passado. – *Muiraquitã*.
- Araujo, D. S. D. 2000. Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, UFRJ.
- Azevedo-Santos V. M. et al. 2015. How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. – *Nat Conservação*. 13: 123-132.
- Bayliss, H. R. et al. 2012. Does research information meet the needs of stakeholders? Exploring evidence selection in the global management of invasive species. – *Evidence & Policy*. 8: 37-56.
- Braga, J. e Veloso, M. 2009. João Francisco, o desbravador de João Francisco. – Gol.

- Brasil. 1998. Decreto s/n. Cria o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no Estado do Rio de Janeiro, e dá Outras Providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm. Acesso em: 25 de janeiro de 2016.
- Brasil. 2000. Lei nº 9.985. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Casa Civil, Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm. Acesso em: 25 de janeiro de 2016.
- Caliman, A. et al. 2010. Temporal coherence among tropical coastal lagoons: a search for patterns and mechanisms. – Braz. J. Biol. 70(3): 803-814.
- Canonico G. et. al. 2005. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst. 15: 463-483.
- Crooks, J. A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. – Oikos. 97: 153-166.
- Di Dario, F. et al. 2013. An update on the fish composition (Teleostei) of the coastal lagoons of the Restinga de Jurubatiba National Park and the Imboassica Lagoon, Northern Rio de Janeiro State. – Acta Limnologica Brasiliensia. 23(3): 257-278.
- Esteves, F. A. 2011. Do índio Goitacá à economia do petróleo: uma viagem pela história e a ecologia da maior restinga protegida do Brasil. Campos dos Goytacazes, RJ. – Essentia Editora.
- Falk-Petersen, J. et al. 2006. On the numerous concepts in invasion biology. – Biological Invasions. 8: 1409-1424.
- Florida Exotic Pest Plant Council. 2014. Invasive Species Plant Lists. Disponível em <https://www.fleppc.org/>. Acesso em 25 de julho de 2019.
- Foxcroft, L. C. et al. 2011. Protected-area boundaries as filters of plant invasions. – Conservation Biology. 25(2): 400-405.
- Foxcroft, L. C. et al. 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. Biological Invasions. 19: 1353-1378.
- Gherardi, F. 2011. Public perception of invasive alien species in Mediterranean Europe. – In: Lambert, R. A. and Rotherham, I. D (ed.), *Invasive and introduced plants and animals: human perceptions, attitudes and approaches to management*. Earthscan, pp. 185-200.
- Gill, A. C. 2008. Métodos e Técnicas de Pesquisa Social. – Editora Atlas S.A.
- GISP. Global Invasive Species Programme. 2005. Invasive alien species and protected areas: a scoping report Part I. 80pp.
- Goebel, G. et al. 2019. Guia sobre plantas nativas ornamentais de restinga. UFSC, Florianópolis. Disponível em <https://leimac.sites.ufsc.br/wp-content/uploads/2020/09/Guia-sobre-plantas-nativas-ornamentais-de-restinga-VERSÃO-ISBN.pdf>.
- Gonçalves, P. H. S., Rego A. E. M. e Medeiros P. M. 2019. “There was a virgin forest here; it was all woods”: local perceptions of landscape changes in Northern Brazil – Ethnobiology and Conservation. 8(4).
- Gozlan, R. E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? – Fish and Fisheries. 9(1): 106-115.

- Heger, T. et al. 2013. Conceptual frameworks and methods for advancing invasion ecology. – *AMBIO*. 42: 527-540.
- Hofman, C. A. e Rick, T. C. 2018. Ancient biological invasions and island ecosystems: tracking translocations of wild plants and animals. – *Journal of Archaeological Research*. 26(1): 65-115.
- Kapitza K., Zimmermann H., Martín-López B. e von Wehrden H. 2019. Research on the social perception of invasive species: a systematic literature review – *NeoBiota*. 43: 47-68.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R. et al. 2019. *vegan: Community Ecology. PackageR_version 2.5.4*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pereira, C. Z. et al. 2019. Perception of the presence, impacts and control of the invasive species *Sus scrofa* in the local community living near the Itatiaia National Park, Brasil. – *Ethnobiology and Conservation*. 8(6): 1-11.
- Pimm, S. L. et al. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. – *Science*. 344(6187).
- R Core Team. 2017. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.
- Sampaio, A. B. e Schmidt, I. B. 2013. Espécies não nativas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. – *Biodiversidade Brasileira*. 2: 32-49.
- Sarkar, D. 2008. *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York.
- Simpson, G. L. 2019. *permute: Functions for Generating Restricted Permutations of Data*. R package version 0.9-5. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=permute>.
- Smith, A. M. et al. 2014. Mexican-petunia (*Ruellia simplex*) invasions: management, challenges and research opportunities. – *Wildland Weeds*. 16: 20-22.
- Spear, D. et al. 2012. Human population density explains alien species richness in protected areas. – *Biological Conservation*. 159: 137-147.
- van der Velde, G. et al. 2006. Biological Invasions: concepts to understand and predict a global threat. – *Ecological Studies*. 191: 61-90.
- Venables, W. N. e Ripley, B. D. 2002. *Modern Applied Statistics with S*, fourth edition. Springer, New York.
- Verbrugge et al. 2013. Exploring Public Perception of Non-native Species from a Visions of Nature Perspective – *Environmental Management*. 52: 1562-1573.
- Vitule, J. R. S. et al. 2012. Revisiting the potential conservation value of non-native species. – *Conservation Biology*. 26(6): 1153-1155.
- Ziller, S. R. e Dechoum M. S. 2013. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil – *Biodiversidade Brasileira*. 3(2): 4-31.

15

PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

Diferentes Formas de Apropriação deste Território e seu Entorno

*Renata de Souza • Eduarda Rezende Caillava-Gomes
Rodrigo Lemes Martins • Giuliana Franco Leal*

Título Curto

CONFLITOS SOCIOAMBIENTAIS NO
ENTORNO DO PARQUE NACIONAL

RESUMO

Encarada como uma dicotomia de difícil transposição, as relações entre sociedade e natureza formam um ponto central das ciências da conservação. Cada ambiente possui especificidades referentes aos seus aspectos bióticos e abióticos, sociais, políticos e econômicos, trazendo uma carga de complexidades que precisam ser consideradas. Neste capítulo, iremos discutir alguns dos aspectos sociais concernentes à Restinga de Jurubatiba, sobretudo no que se confere aos usos de territórios. Apresentamos os resultados de pesquisas desenvolvidas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e seu entorno, tratando das relações socioecológicas de comunidades adjacentes, e como estas entram em conflitos com os objetivos de unidades de conservação de proteção integral, em decorrência das diferentes formas de usos materiais e simbólicos do território. Também serão discutidas as potencialidades que emergem da mediação democrática estabelecida na gestão dessa área protegida. Os fundamentos utilizados como base para o presente capítulo amparam-se na concepção de que as estratégias de participação são importantes tanto para a sociedade – por meio da geração de benefícios socioeconômicos e superação de injustiças ambientais – quanto para a própria política de conservação da natureza – devido ao vínculo afetivo e ao sentimento de pertencimento que o “fazer parte” desperta nas pessoas. Além disso, observa-se também a intensificação dos esforços de conservação com a indicação de novas estratégias de gerenciamento que objetivam maior interação e cooperação na gestão dos territórios socioambientais, por meio da criação de um mosaico de unidades de conservação.

Palavras-chave: áreas protegidas; conflito ambiental; gestão ambiental; participação; sociedade e natureza.

15.1 INTRODUÇÃO

A Constituição Federal de 1988 estabelece no art. 225 que “todos têm o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Cabe, portanto, ao Poder Público, a promoção de um conjunto de medidas que visam à manutenção da natureza, sobretudo, pela preservação e restauração de processos ecológicos, pelo manejo de ecossistemas e proteção da biodiversidade. Dentre as medidas, destacam-se a promoção da educação ambiental (EA) em todos os níveis de ensino e a definição de normas, em todas as esferas municipais, estaduais e federais, para um ordenamento territorial que garanta a manutenção de espaços estrategicamente protegidos por lei (Brasil 1988).

A criação de áreas protegidas constitui o suporte das estratégias de conservação nacionais e internacional (IUCN 2008), sendo estabelecidas pela Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) como estratégias da conservação *in situ* da biodiversidade. De acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza IUCN (2008), as áreas protegidas são áreas terrestres ou marinhas essenciais para a conservação da biodiversidade, manutenção dos processos ecológicos, assim como das paisagens, e resguardo das espécies endêmicas em risco de extinção. No Brasil, essas áreas adquiriram uma denominação específica a partir da publicação da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, e são conhecidas como unidades de conservação (UC), definidas pela referida lei como:

Espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (Lei nº 9.985/00, art. 2º, inciso I).

Algumas funções são reconhecidamente atribuídas à instituição de áreas protegidas, como a proteção dos recursos hídricos e, mais recentemente e em âmbito global, o enfrentamento das mudanças climáticas. Também são reconhecidos os benefícios à saúde das populações, de forma tangível, pelo controle de pragas, por exemplo, e intangível, ao proporcionar bem-estar e conexão com ambientes naturais (Fundação SOS Mata Atlântica 2017).

Apesar de podermos, atualmente, listar uma série de benefícios para a criação de áreas protegidas, sua origem tem relação com a necessidade de preservar a natureza da ação destruidora da sociedade humana. Essa visão, bem descrita por Diegues (2001), apresenta um forte reforço à falsa dicotomia humano-natureza, que é para Porto-Gonçalves (2013) um reflexo da difusão dos valores ocidentais pelo mundo, que devido aos mitos, à religião e à própria ciência, baseada no método cartesiano, assimila a condição de superioridade humana, domínio e oposição à natureza.

Cabe ressaltar que, apesar dessa concepção dicotômica advinda da ideologia preservacionista iniciada nos Estados Unidos no século XIX – marco histórico dessa concepção é constatado na publicação do *Wilderness Act* (PUBLIC LAW 88-577, 1964), que descreve o *Wilderness* como o lugar onde “*man is a visitor who does not remain*” – ter influenciado as formas de salvaguarda da natureza no Brasil, como anunciado por Diegues (2001), o modelo brasileiro de proteção da natureza adquiriu contornos próprios, justamente devido às características peculiares da rica diversidade biológica, social e cultural (Medeiros, Irving e Garay 2004). De acordo com Pádua (2002), o Brasil mantém sua própria tradição de criação de áreas protegidas, com um enfoque mais fisiocrata, que é persuadido pelo sentido de progresso, desenvolvimento econômico e fomento de atividades turísticas.

Nesse contexto, é possível observar na Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), o esforço de se efetivar a mediação entre ideias preservacionistas e conservacionistas. Diegues (2001) define conservação como a proteção de sítios naturais assegurando o uso consciente destes e preservação como proteção da natureza em uma assertiva de intocabilidade, dentro de uma lógica de que deve ser utilizada apenas para uma apreciação estética. Essa mediação entre conservação e preservação no SNUC é observada principalmente no que tange às tipologias de UC, nas quais as unidades de proteção integral estão mais relacionadas ao conceito preservacionista, já que permitem apenas o uso indireto dos atributos naturais, e as unidades de uso sustentável são exemplos de atitudes conservacionistas, visto que permitem o uso direto da natureza (Medeiros, Irving e Garay 2004).

As unidades de uso sustentável são fruto da auto-organização e da luta de populações tradicionais, a exemplo dos/as seringueiros/as, pescadores/as artesanais, quebradeiras de coco, dos grupos indígenas e quilombolas, que vêm exercendo pressão e apresentando demandas e propostas alternativas ao modelo preservacionista. Como consequência, resultou na criação de novas categorias de UC no SNUC, a saber, Reserva Extrativista (RESEX) e Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) (Diegues 2000).

A categoria Parque Nacional, na qual está inserido o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, constitui em uma UC pertencente ao grupo de proteção integral, e, portanto, o estabelecimento de populações humanas não é permitido dentro dessas áreas, assim como o uso da natureza encerrada em seus limites. Contudo, os Parques Nacionais são inseridos em territórios e contextos socioespaciais diversos e, ao delimitarem uma porção do território que serve de base material para a construção social, assim como para a constituição de múltiplos significados de um grupo, opõe-se aos usos e significações estabelecidos de antemão para o território em questão, o que acaba por impactar os grupos que ali se estabeleciam. De acordo com Acselrad (2004):

Aquilo que as sociedades fazem com seu meio material não se resume a satisfazer carências e superar restrições materiais, mas consiste também em projetar no mundo diferentes significados – construir paisagens, democratizar ou segregar espaços, padronizar ou diversificar territórios sociais etc. Aqui estaremos lidando com figuras sociais que apresentam lógicas próprias de apropriação do meio tais como camponeses, firmas agro-exportadoras, empreendimentos industriais, capitais especulativos etc. (Acselrad 2004, p. 15).

Por consequência das diferentes intencionalidades no uso do território, a instituição de UC pode causar conflitos de cunho socioambiental. Acselrad (2004, p. 26) define conflitos ambientais como “aqueles que envolvem grupos sociais com modos diferenciados de apropriação, uso e significação do território, tendo origem quando pelo menos um dos grupos tem a continuidade das formas sociais de apropriação ameaçada por impactos indesejáveis decorrentes do exercício das práticas de outros grupos”.

As possíveis soluções para essa problemática também estão inseridas na própria política de proteção da natureza, por meio da instituição compulsória de conselhos gestores na Lei nº 9.985/00, que permitem a participação das sociedades civil e política nas estratégias de gestão dessas áreas, viabilizando o diálogo e a negociação democrática das disputas de interesses e conflitos (Irving, Giuliani e Loureiro 2008). Ademais, tanto a Lei nº 9.985/00, que institui o SNUC e, principalmente, o Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006, que institui o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas, determinam em seus princípios e diretrizes o compromisso com a inclusão social, a proteção da sociodiversidade e a participação, como é possível observar no art. 5º do SNUC e nos princípios e objetivos do Decreto nº 5.758/06:

III – assegurar a participação efetiva das populações locais na criação, implantação e gestão das unidades de conservação; (...)

V – incentivar as populações locais e as organizações privadas a estabelecerem e administrarem unidades de conservação dentro do sistema nacional; (...)

IX – considerar as condições e necessidades das populações locais no desenvolvimento e adaptação de métodos e técnicas de uso sustentável dos recursos naturais (Lei nº 9.985/00, art. 5ª).

Reconhecimento das áreas protegidas como um dos instrumentos eficazes para a conservação da diversidade biológica e sociocultural (Decreto nº 5.758/06, princípio VII).

Garantir que conhecimentos científicos e tradicionais contribuam para a eficácia do SNUC (Decreto nº 5.758/06, objetivo geral 6.4).

Os mecanismos de inclusão da sociedade nas estratégias de gestão de UC são de grande relevância por possibilitar que os sujeitos sejam capazes de opinar sobre as políticas públicas que interferem nas suas vidas, e ainda realizar o controle social destas. Ademais, o envolvimento da sociedade, tanto civil quanto política, e o reconhecimento e a valorização da sociodiversidade nas questões que regem as UCs são também relevantes para a própria conservação da natureza, devido à sensibilização que o “fazer parte” desperta no indivíduo. De acordo com Gonh (2011), o engajamento gera um sentimento de pertencimento com relação à área em questão, fazendo com que o indivíduo estreite o seu vínculo afetivo com o local, o que pode gerar maior comprometimento com os projetos de conservação da área protegida. Nesse sentido, ao mesmo tempo em que a instituição de UC gera conflitos pelo uso do território e da natureza, suscita novas formas de relação com a natureza e de proteção dessas importantes áreas de conservação da diversidade biológica.

Considerando um entendimento mais abrangente das relações estabelecidas entre os seres humanos e a natureza e, com base no exposto, o objetivo do presente trabalho foi mapear quais regiões limítrofes ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba exercem influência e são influenciadas por essa UC. Para tanto, partimos da análise de alguns dos conflitos existentes em regiões internas e adjacentes ao parque, apresentando áreas que se configuram como espaços de disputas pelos territórios materiais e/ou simbólicos, e prosseguimos com a investigação do estabelecimento de relações que despontam das estratégias participativas e de uso público na UC, que se mostram benéficas para a população local e para a gestão do parque.

15.2 METODOLOGIA

O presente trabalho utiliza técnicas derivadas da metodologia qualitativa que, de acordo com Rosenthal (2014), corresponde a variadas formas de levantamento, análises e bases teóricas que em suas investigações descrevem o ambiente e a ação social, reconstruindo a complexidade de estruturas a partir de casos particulares. Ao contrário dos métodos quantitativos e suas generalizações estatísticas, os estudos qualitativos partem dos casos particulares para então chegar a outra lógica de generalização.

As técnicas utilizadas foram a observação participante, a etnografia e a entrevista semiestruturada em profundidade.

A observação participante visa à participação da pesquisadora – ou pesquisador – no cotidiano dos contextos sociais, por meio de uma vivência sensível às práticas culturais rotineiras ou não.

Esta metodologia também aumenta a possibilidade de fazer referências nas entrevistas sobre o que foi vivenciado, e inclui no conjunto de dados aqueles obtidos com base nas observações (Rosenthal 2014). Para compor os dados analisados neste capítulo foram frequentadas as reuniões ordinárias e extraordinárias do Conselho Consultivo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (CONPARNA Jurubatiba) durante os anos de 2016 a 2018.

A etnografia consiste em uma pesquisa de campo com maior período, pois se trata de uma imersão na vida cotidiana do contexto social pesquisado (Malinovski 1997, Rosenthal 2014). Nesta pesquisa foi utilizada a etnográfica clássica, com interesse nas relações socioambientais, nos saberes e costumes presentes no dia a dia de famílias quilombolas do município de Quissamã. A metodologia etnográfica foi empregada no período entre junho de 2017 e novembro de 2018, quando as atividades de campo passaram a ser quinzenais.

A entrevista semiestruturada em profundidade é orientada por eixos temáticos, em vez de perguntas diretas e objetivas, proporcionando maior flexibilidade no direcionamento das questões e permitindo aprofundar um assunto ou reconstruir outro, de acordo com os interesses de pesquisadores e entrevistados (Godoy 1995, Ribeiro 2008). No âmbito desta pesquisa, foram entrevistados 27 conselheiros e conselheiras do CONPARNA Jurubatiba.

15.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

15.3.1 Conflitos Locais

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba localiza-se na região Norte Fluminense e faz limite com três municípios: Macaé (1 %), Carapebus (34 %) e Quissamã (63 %) (Santos e Bozelli 2003, Campos 2015).

A importância da preservação da Restinga de Jurubatiba pode ser, entre outros fatores, justificada por salvaguardar um ecossistema que constitui um dos mais ameaçados do país, devido à forte ocupação de áreas litorâneas que acarretou a deterioração das regiões de restinga (Alves 1998). Ademais, as restingas apresentam características muito distintas dos demais ecossistemas de Mata Atlântica em aspectos geológicos, botânicos, climáticos e ecológicos, o que reforça a importância da área, sendo o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba a primeira UC no Brasil que possui como objetivo a proteção de ambientes de restinga (ICMBio 2007).

Por acompanhar a faixa costeira, esses ambientes apresentam um desenho alongado, que torna o parque sujeito à potencialização de efeitos antrópicos promovidos pelos inúmeros acessos criados para a circulação das comunidades às áreas de praia, amplificando o efeito de borda (ICMBio 2007). É justamente por se encontrar na zona costeira que esta UC é tão significativa para a população e os poderes públicos locais. O uso das praias e das lagoas inseridas no parque é grande fonte de lazer para a coletividade, consequentemente múltiplos simbolismos e memórias afetivas estão atrelados à restinga de Jurubatiba, como é possível observar no relato abaixo:

Foi praticamente toda a minha infância e adolescência dentro do Parque. A gente aprendeu não só a conhecer, mas amar aquilo de uma forma muito pessoal. Todas as suas melhores lembranças de infância, a maior parte delas são lá dentro, né? Daquilo que se tornou parque hoje (Comunicação pessoal).

O uso material da restinga também se faz presente, e essas atividades ocorrem em contraposição com os objetivos do PARNA da Restinga de Jurubatiba, e, portanto, acontecem na ilegalidade, como a caça, a pesca e a coleta de materiais vegetais como frutos e madeira. De todos esses usos, o que tem apresentado um maior destaque é a pesca na Lagoa de Carapebus pelos pescadores artesanais. Autores e autoras como Santos (2008), Farjalla (2009), Vainer (2010), Farjalla, Bozelli e Loureiro (2011), Leal (2013), Fuentes (2013), Fuentes, Costa e Ruta (2016) e Botelho (2018) abordam de alguma forma essa temática. O destaque nesse conflito pelos diversos autores e autoras ocorre justamente por ele ser externalizado e ter levado à organização dos pescadores, que criaram a Associação de Pescadores Artesanais da Lagoa de Carapebus (Farjalla, Bozelli e Loureiro 2011).

A Lagoa de Carapebus encontra-se, apenas em parte, dentro do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Contudo, mesmo com a possibilidade de pescar na porção da lagoa externa ao parque, os pescadores requerem o direito de pescar na parte protegida que, por se situar mais próxima à praia, proporciona um pescado mais rentável comercialmente e sob menor influência urbana. Trechos da lagoa próximos à zona urbana apresentaram períodos de elevada contaminação por esgoto e, cada vez mais, sofrem com os problemas do assoreamento e redução dos trechos navegáveis pelo estabelecimento de macrófitas aquáticas (Santos 2008).

A maior parte dos pescadores já pescava nessa região da lagoa antes do advento da UC e, por isso, as restrições de proibição da pesca impostas pela criação do parque descaracterizaram a continuidade das formas de vida dos pescadores, assim como seus usos materiais e simbólicos do território:

Bom, eu, quando me entendi como gente, eu... A gente aprendeu ali a conviver em harmonia com tudo o que tinha, aprendemos aí na lagoa a pescar pela sobrevivência, que as lagoas nem todas se ligam uma na outra através (*sic*) de água. O meu pai botava canoa, o rancho, em cima do carro de boi para ele ir de uma lagoa a outra pra pescar. Então é essa..., nós sempre usamos a lagoa pra pesca e usamos a lagoa também até por lazer. É pra tomar banho e também pra..., como uma via de transporte, pra transportar cana-de-açúcar (Comunicação pessoal).

A emergência da Associação de Pescadores Artesanais de Carapebus e a luta desses atores resultaram em um acordo firmado com o Ministério Público Federal e o Instituto Chico Mendes (ICMBio), por meio de um Termo de Ajustamento de Conduta (TAC), que concedeu, com algumas restrições, o direito de parte dos pescadores de pescar na Lagoa de Carapebus (Leal 2013). No entanto, o TAC encontra-se vencido, desde 2014, e os pescadores estão novamente na ilegalidade.

Outro conflito que cabe aqui menção está relacionado com a ocupação de terrenos no limite sul do parque, no bairro Lagomar, pertencente à cidade de Macaé. O bairro do Lagomar começou a ser loteado na década de 1970, sendo planejado para construção de sítios destinados ao lazer e veraneio. Entretanto, a partir da década de 1990, ocorreu um movimento sistemático de ocupação não ordenada desse espaço, sem o devido acompanhamento do poder público municipal. Esse quadro perdurou de forma intensa durante duas décadas, de forma que o bairro foi responsável por abrigar grande parte da mão de obra pouco especializada, atraída pela promessa de bons empregos da indústria de petróleo e gás, que se desenvolvia na cidade. Dessa forma, o bairro amplia seu território na periferia da cidade até os limites do parque, consolidando-se como uma área onde a população subsiste frente aos inúmeros problemas de infraestrutura, falta de acesso aos serviços básicos de saúde, saneamento e transporte público (Baruqui 2004, Prefeitura de Macaé 2010, Fuentes 2013).

Diante do cenário de crescimento do bairro, o Plano de Manejo do PARNA tenta antever o processo de ocupação e, ao sugerir sua zona de amortecimento, inclui a quadra de sítios W-30, vizinha

ao PARNA da Restinga de Jurubatiba (Vainer 2010). Após denúncia com relação à omissão da Prefeitura de Macaé sobre o quadro de ocupações, o Ministério Público Federal sugere a desapropriação desse quarteirão, o que é negociado com a referida prefeitura e firmado pela assinatura de um TAC. No entanto, os informantes desta pesquisa denunciavam que todo o processo de desapropriação está sendo conduzido de forma morosa e sem contribuir para o entendimento do papel do PARNA para a conservação, o lazer e a qualidade de vida. O quadro de insegurança com relação às condições de moradia está presente na fala dos moradores:

Você ver aquelas pessoas, o que aquelas pessoas tavam passando ali sabe, o desespero, antes mesmo de começar, porque é uma pressão psicológica muito grande da Secretaria de Habitação, volta e meia é gente batendo na sua porta, marcado igual gado, sabe. Então assim, a..., foi um processo muito difícil. Muito difícil mesmo (Comunicação pessoal).

Atualmente, diante de todos os atrasos para o cumprimento do TAC, o quadro caminha para a realização de um projeto de urbanização, que se propõe estabelecer uma melhor relação das demandas da população por condições de infraestrutura e os objetivos de conservação do PARNA. Porém, segundo Vainer (2010), fica evidente a ausência da população do Lagomar nas negociações entre a Prefeitura de Macaé e Ministério Público Federal, relativas às desapropriações e às questões infraestruturais, o que acarretou a despolitização das discussões e da própria população. Nessa conjuntura, observa-se não apenas a existência da pobreza material dos moradores do quarteirão W-30, mas também a pobreza política, visto que esta é assinalada, segundo Demo (1996, p. 13), pela segregação, pela dificuldade no acesso aos direitos sociais, pela “humilhação, degradação, subserviência, e não só fome”.

O contexto de questionamentos ao PARNA e sua existência ganha tons dramáticos a partir de 2014, quando o município de Macaé apresenta como proposta de melhoria da qualidade de vida da população do Lagomar e do município de Macaé como um todo, um projeto de criação de um porto em área vizinha ao bairro, a menos de 3 km do PARNA. Os conflitos emergem, principalmente, quando a gestão do parque, junto com pesquisadores e pesquisadoras, avalia que a instalação do mesmo afeta os objetivos de conservação da UC, por questões legais relacionadas ao fato de o empreendimento estar dentro da área circundante do PARNA. Nas audiências públicas realizadas ainda na primeira versão do empreendimento, pesquisadores de universidades da região alertaram que os Estudos de Impactos Ambientais (EIA) e os Relatórios de Impactos Ambientais (RIMA), apresentados pelo empreendimento, subestimaram impactos importantes sobre a UC e a sua área de amortização.

Cabe ressaltar que o empreendimento ainda não se encontra em funcionamento e está em vias processuais de obtenção das licenças ambientais. Atualmente, o projeto, que está na sua segunda versão, aposta na estratégia de ignorar a existência do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, apresentando de forma indireta os potenciais impactos que o empreendimento pode gerar para essa área, tanto no EIA como no RIMA. O ICMBio e seu corpo técnico são categóricos em afirmar que não são contrários à implementação do porto, no entanto, é necessário que no EIA/RIMA estejam contemplados os possíveis impactos na área do parque, e, no caso de ocorrência de impactos, a descrição das medidas de mitigação e compensação desenvolvidas, como é possível observar no Parecer Técnico nº 07 /2014 – ALA/CR8/ICMBio/RJ.

15.3.2 Potencialidades da Criação do PARNA para as Relações Socioambientais do seu Entorno

Buscou-se mostrar nas linhas precedentes que a implementação de uma UC institui novas formas de uso material e simbólico do território, que podem ser antagônicas às já existentes e chocarem-se com outros projetos de uso do território pensados posteriormente. Porém, pensar a relação sociedade-natureza no PARNA da Restinga de Jurubatiba requer ir além dos conflitos, visto que as relações entre seres humanos e natureza são múltiplas e complexas. Ao incluir os sujeitos nessas áreas, seja por meio da participação na gestão ou até mesmo a partir de atividades turísticas, de lazer ou de educação, pode-se gerar uma memória afetiva, um pertencimento à área, que amplifica a conservação desta (Irving 2010).

As estratégias de uso público têm sido delineadas pela gestão do PARNA em conjunto com a sociedade civil e política, por meio do CONPARNA Jurubatiba e da formação de uma Câmara Temática de Uso Público no âmbito do conselho, tendo se configurado como importante ação para o fortalecimento das relações entre a UC e os pequenos empreendedores locais, assim como entre as gestões municipais e seus respectivos planejamentos de uso do território, principalmente no que tange ao fomento da atividade turística, estabelecida pelas prefeituras de Carapebus e Quissamã, como alternativas econômicas de desenvolvimento desses municípios. Como é possível observar no relato abaixo:

Investir no turismo é uma boa opção para o lugar onde praticamente não tem opção de trabalho porque se estimula renda para quem é capacitado e para quem não é. O turismo tem essa vantagem, o cara que vende artesanato não precisa ter uma formação superior para isso, mas ele faz parte dessa rede do turismo, né, como as pousadas (Comunicação pessoal).

O plano de uso público começou a ser delineado em 2015, e teve como base a publicação das “Diretrizes para Visitação em Unidades de Conservação” (MMA 2006) e o Rango de Oportunidades para Visitantes em Áreas Protegidas (ROVAP), que, de acordo com o ICMBio (2018), é uma ferramenta que norteia o planejamento e a organização do uso público nas diversas áreas protegidas latino-americanas. Para tanto, foi realizada *a priori* uma análise no Plano de Manejo do PARNA da Restinga de Jurubatiba pela equipe do ICMBio, para classificar as atividades que poderiam ou não ser realizadas, de acordo com o zoneamento estabelecido no referido plano. A partir dessa avaliação, a Câmara Temática de Uso Público realizou um levantamento de áreas onde a visitação frequentemente ocorre e quais as atividades mais recorrentes (por exemplo: *camping*, esportes náuticos, realização de trilhas e utilização das lagoas), no intuito de observar se essas estariam em conformidade com o zoneamento definido no Plano de Manejo e, caso positivo, analisar formas de ordená-las e discipliná-las. No fim de todo esse processo, o plano foi submetido ao conselho para que fossem realizadas as últimas modificações e a apreciação.

Ainda nessa lógica da promoção do turismo, houve, por intermédio do ICMBio, a estruturação de um grupo denominado Embaixadores do Parque, criado a partir de um projeto desenvolvido pelo SEBRAE em conjunto com o Ministério do Turismo (MTur) e do Meio Ambiente (MMA), intitulado “Fomento do Turismo em Unidades de Conservação e Entorno”, que visava fomentar a atividade turística no país em virtude da Copa do Mundo de 2014 e da Olimpíada de 2016.

Segundo Botelho (2018), o foco inicial do projeto desenvolvido pelo SEBRAE eram os empresários do setor de hotelaria de Macaé, visto que a crise envolvendo a cadeia produtiva do petróleo poderia atingir o modelo de turismo empresarial realizado em Macaé. Contudo, os empresários do setor hoteleiro de Macaé não se dispuseram a participar da proposta, o que levou o SEBRAE e os gestores do PARNA a buscar junto aos próprios membros do CONPARNA Jurubatiba os potenciais empreendedores, aptos a participar do projeto.

Dessa forma, o grupo dos “Embaixadores” foi composto por sujeitos que já possuem relação com o parque e já empreendem na área. De acordo com Botelho (2018, p. 243): “os Embaixadores têm como características o fato de serem moradores dos municípios do entorno e gerirem pequenos negócios em diferentes áreas do turismo, tais como hospedagem, agenciamento receptivo, transportadora, guiamiento e alimentação”. Cabe ressaltar que, por ser formado por alguns conselheiros, muitos dos “Embaixadores do Parque” participaram da construção do Plano de Uso Público.

O projeto elaborado pelo SEBRAE, pelo MTur e pelo MMA encerrou-se em 2016, mas a organização dos empreendedores foi de tal forma orgânica (o que pode ser explicado pelas relações já preexistentes entre os empreendedores e também destes com o parque) que o grupo manteve-se mesmo após a conclusão do projeto pelo SEBRAE. Manteve-se, nesse grupo, a ideia central por trás do projeto de formar um grupo de pequenos empreendedores que se auxiliem mutuamente na exploração das possíveis atividades turísticas permitidas pelo Plano de Manejo do Parque e, mais recentemente, pelo Plano de Uso Público.

Essas estratégias conjuntas de pensar as formas de uso público do PARNA da Restinga de Jurubatiba são extremamente importantes para desenvolver o entendimento da natureza como patrimônio coletivo, e expandir a memória afetiva com a UC, além de expor o Parque e o ICMBio como aliados no processo de desenvolvimento local.

Uma importante iniciativa estabelecida por grupos ambientalistas locais e membros do conselho consultivo do PARNA, que está sendo viabilizada juntamente com os órgãos públicos municipais, constitui na criação de outras áreas protegidas que, juntas, começam a delinear um mosaico de unidades de conservação. O mosaico é definido pelo Decreto nº 5.758/06 (tendo como base a Lei nº 9.985/00) como:

Conjunto de unidades de conservação de categorias diferentes ou não, próximas, justapostas ou sobrepostas e outras áreas protegidas públicas ou privadas geridas de forma integrada, transparente e participativa, considerando os seus distintos objetivos de conservação, de forma a compatibilizar a presença da biodiversidade, a valoração da sociodiversidade e o desenvolvimento sustentável no contexto regional (Decreto nº 5.758/06).

De acordo com a definição exposta acima, o mosaico tem como principal característica a gestão integrada da natureza, e esse gerenciamento deve ser realizado por meio da instituição de um conselho consultivo presidido por um dos chefes das UCs pertencentes ao mosaico, segundo determina o Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002.

A formação de um mosaico, a partir da união das UCs municipais e do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, tem relevância estratégica no que tange à gestão dessas áreas, na medida em que a integração entre diversas UCs, geridas por distintos entes federativos, pode amplificar o poder político nas negociações de captação de recursos financeiros, de licenciamento de atividades de empreendimentos de significativo impacto ambiental e também por meio da promoção de projetos realizados conjuntamente. Ademais, possibilita o intercâmbio de recursos humanos e físicos, além de aperfeiçoar os processos de trocas de informações entre as diferentes UC.¹

1 Informações obtidas no sítio eletrônico da Rede de Mosaicos de Áreas Protegidas (REMAP). Disponível em: <https://redemosaicos.com.br/vantagens/>. Acesso em: 27 abr. 2019.

O atual cenário que propicia a formação de um mosaico só foi possível porque, a partir da implementação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, os olhares sobre os ambientes de restinga foram acentuados, sua biodiversidade mais valorizada e sua relevância potencializada, tanto do ponto de vista da sociedade civil quanto da sociedade política. Cabe destacar que o apoio político local foi também obtido graças à existência da política fiscal de acesso ao ICMS Ecológico, uma parcela do Imposto Sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) destinada à preservação ambiental e ao desenvolvimento socioambiental, que é dada aos municípios em função da manutenção de áreas protegidas.

Em 2006, Quissamã criou as suas duas primeiras unidades de conservação municipais – a Área de Proteção Ambiental da Lagoa da Ribeira e o Parque Municipal dos Terraços Marinhos – com a sanção da Lei Complementar nº 002, de 13 de novembro de 2006, que institui o Plano Diretor de Desenvolvimento Sustentável do Município de Quissamã. De acordo com uma matéria divulgada no *site* da prefeitura em agosto de 2017, os governos municipal e estadual discutiam a ampliação da APA da Lagoa da Ribeira até a Lagoa Feia e, com isso, a criação de um balneário da Lagoa Feia (Quissamã 2017), a segunda maior lagoa de água doce do Brasil.

Em 2016, a prefeitura de Macaé instituiu o Parque Natural Municipal da Restinga do Barreto, por meio do Decreto Municipal nº 139, de 13 de dezembro de 2016. Carapebus, no ano de 2017, criou quatro UCs de cunho municipal baseadas no documento “Proposta para Criação de Unidades de Conservação de Carapebus”, com autoria de Amaral e Freitas (2017), sendo essas: Área de Proteção Ambiental Carapeba Boa, Parque Natural Municipal da Restinga de Carapebus, Refúgio de Vida Silvestre São Lázaro e Monumento Natural São Simão. E, para concluir essa lista, Quissamã está desenvolvendo uma proposta para a criação de cinco UCs, entre elas uma APA, a ser criada ao longo do canal Campos-Macaé, assim como existe a possibilidade de criação da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Jardim do Éden, de propriedade da Sra. Maria de Lourdes Ravallet do Amaral e do Sr. Abeilard Pires do Amaral.

Também é importante mencionar a participação da sociedade organizada junto à mobilização de universidades locais, na participação em conselhos, conferências municipais e câmaras técnicas e temáticas. Em pelo menos dois casos, no município de Macaé, esses grupos foram decisivos: quando reagiram a contrapropostas de relevante impacto em áreas verdes de restinga, como no caso da instalação do porto, revivendo a proposta de criação do Parque Municipal da Restinga do Barreto; e no caso da resistência para a supressão da vegetação da Restinga do Pecado, que chegou a ganhar um decreto para a sua proteção, o Decreto nº 054/2014.

Destacam-se também alguns movimentos sociais, particularmente inéditos na região, e com relevância nacional, se considerada a sua associação com uma área de restinga, que está sendo descrita por uma pesquisa etnográfica, realizada na Comunidade Remanescente de Quilombo Machadinha (CRQ Machadinha). A pesquisa evidencia valores culturais e sociais ligados às relações estabelecidas por comunidades quilombolas de Quissamã com áreas de restinga e com o canal Campos-Macaé, que tem se tornado foco de investimentos da prefeitura e de entidades ligadas ao turismo de Quissamã.

Tradicionalmente, as famílias quilombolas da região utilizam o canal para pesca artesanal, atividade repleta de simbologias culturais e modos tradicionais de pesca e preparo do alimento. O canal faz parte da história das famílias quilombolas, assim como a areia, como são chamados os fragmentos de restinga localizados onde essas comunidades se desenvolveram e onde essas famílias coletam os mais diversos frutos e materiais vegetais, para variadas finalidades (alimentícia, medicinal, artesanal, construção, simbólica e religiosa). Essas práticas e saberes sobre a fauna, a flora e a geografia da região são compartilhadas entre crianças, jovens e adultos. Faz parte da história e da construção desses grupos, como coletivo, e das pessoas que ali vivem, no particular de suas biografias.

A atual conjuntura política-econômica-social-ambiental atua na supressão do direito ao território de grupos cujos modos de vida estão relacionados à conservação do ambiente, como no caso da CRQ Machadinha, que enfrenta o moroso processo de titulação de suas terras, em uma situação de vulnerabilidade, racismo e injustiça ambiental. Em face dos desafios enfrentados, os etnoconhecimentos provindos dessas pessoas e suas relações socioambientais e afetivas com a natureza, aliados à auto-organização e à autonomia desses grupos, podem se apresentar como uma ferramenta para lutas no campo legal. Dessas lutas, pode resultar a conservação dessas áreas naturais e das práticas e saberes tradicionais de seus habitantes.

Existem fragmentos de restinga encontrados fora do território quilombola, localizados entre este e o PARNA Jurubatiba. Para essas áreas, evidenciamos a necessidade do devido mapeamento e criação de uma unidade de uso sustentável, como a RDS, no intuito de proteger a conexão entre os remanescentes citados. Destacamos também a necessidade de total participação da CRQ Machadinha e de outras possíveis comunidades em todas as etapas que envolvem o Plano de Manejo da UC. A RDS teria o papel de empenhar esforços na preservação desses remanescentes da Restinga de Jurubatiba e dos corpos hídricos da região que se encontram mais afastados do litoral, e que estão ligados também à Lagoa Feia; na garantia da manutenção dos direitos dos grupos sociais envolvidos com essas áreas; além de compor o mosaico de áreas protegidas da região.

15.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar da relevância das UC, no país, ainda são muitos os desafios. Parte do sucesso dessas unidades está ligada à participação e ao engajamento da população local, e à necessidade de aumentar os investimentos públicos, para melhor infraestrutura e administração dessas áreas (Henry-Silva 2005). Para o engajamento da população local, a concepção de que a proteção das matas e florestas, dos povos tradicionais e das áreas naturais significa a proteção de todos e todas é crucial.

Se a instituição de UC, por um lado, entra em contradição com os usos materiais e simbólicos estabelecidos em um território, gerando uma série de conflitos de cunho ambiental, por outro, a visibilização desses conflitos, juntamente com a mediação democrática do território, pode se mostrar uma estratégia eficaz para estreitamento das relações entre a gestão da UC e as populações locais.

No caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, observamos uma série de conflitos que surgem da diferença nas apropriações e nas significações do território, como os conflitos relativos aos pescadores da Lagoa de Carapebus, aos moradores do quarteirão W-30, no bairro do Lagomar, e à implementação do TEPOR.

Porém, verificamos também que a criação do parque estabelece uma nova dinâmica relacional entre o órgão ambiental e as populações locais, por meio da gestão democrática estabelecida pela criação de um conselho consultivo, das estratégias de pensar o uso público em conjunto com moradores, moradores e membros da comunidade acadêmica e do diálogo com as comunidades limítrofes (como observamos com Comunidade Remanescente de Quilombo Machadinha). Assim como amplificação do olhar sobre o espectro de conservação das restingas que surge com o advento do PARNA da Restinga de Jurubatiba, fomentou a criação de diversas UC, municipais, o que possibilita a criação de um mosaico, que fortalece a gestão dessas áreas protegidas.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES Brasil (chamada CNPQ/CAPES/FAPs/BC-Fundo Newton – Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PELD nº 15/216). Agradecemos também aos informantes dessa pesquisa, tanto aos conselheiros e às conselheiras do CONPARNA Jurubatiba quanto às famílias quilombolas e à Associação de Remanescentes de Quilombo de Machadinha (ARQUIMA).

REFERÊNCIAS

- Acselrad, H. 2004. Conflitos ambientais no Brasil. Rio de Janeiro: Relume Dumará: Fundação Heinrich Böll, pp. 296.
- Alves, J. N. 1998. Quissamã: o meio ambiente e seus recursos naturais. Rio de Janeiro: DRM.
- Amaral, M. L. R. e Freitas, R. P. M. 2017. Proposta de criação de Unidades de Conservação de Carapebus – RJ. Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Carapebus.
- Baruqui, S. S. C. 2004. A cidade formal e a cidade informal de Macaé: uma análise do crescimento habitacional na década de 90. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Planejamento Regional e Gestão de Cidades, Universidade Cândido Mendes, pp. 120.
- Botelho, E. S. 2018. Visitação e Turismo em Parques Nacionais: o caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ). Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, pp. 355.
- Brasil. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado, 1988. DOU de 5/10/1988.
- Brasil. Decreto de 29 de abril de 1998. Cria o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. Brasília: DOU de 30/04/1998.
- Brasil. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília: DOU de 19/07/2000.
- Brasil. Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006. Institui o Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas – PNAP, seus princípios, diretrizes, objetivos e estratégias, e dá outras providências, 2006. DOU de 17/4/2006.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/240/_publicacao/240_publicacao05072011052536.pdf>.
- Campos, R. 2015. Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Macaé: Íris Mídia.
- Demo, P. 1996. Pobreza política. Campinas: A&A&A, pp. 109.
- Diegues, A. C. (org.). 2000. Etnoconservação: Novos Rumos para a Conservação da Natureza. 2ª edição - São Paulo: NUPAUB-USP: Hucitec: Annablume.
- Diegues, A. C. 2001. O mito moderno da natureza intocada. São Paulo: Hucitec, pp. 169.

- Farjalla, M. S. 2009. Participação no processo de gestão do PARNA da Restinga de Jurubatiba: possibilidades e dificuldades. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Psicossociologia de Comunidades e Ecologia Social (EICOS), Universidade Federal do Rio de Janeiro, pp. 90.
- Farjalla, M. S. et al. 2011. Justiça Ambiental e Reconhecimento: o caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *Floresta e Ambiente*, 18 (4): pp. 460-468.
- Fuentes, N. M. M. et al. 2016. Cinema e educação ambiental no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: reflexões e práticas interdisciplinares e transversais. *Educação e Sociedade*, 37 (136): pp. 893-911.
- Fuentes, N. M. M. 2013. Territórios, saberes e imagens: um estudo sobre a percepção da população do entorno sobre o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Universidade Federal do Rio de Janeiro, pp. 142.
- Fundação SOS Mata Atlântica. 2017. Relatório Técnico. Unidades de Conservação Municipais da Mata Atlântica. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2017/07/SOSMA-UCs_WEB.pdf>.
- Godoy, A. S. 1995. Pesquisa qualitativa: tipos fundamentais. *Revista de Administração de Empresas São Paulo*, 35 (3): pp. 20-29.
- Gohn, M. G. 2011. Conselhos gestores e participação sociopolítica. São Paulo: Cortez, pp. 122.
- Gonçalves, C. W. P. 2013. Os descaminhos do meio ambiente. São Paulo: Contexto, pp. 148.
- Henry-Silva, G. G. 2005. A importância das Unidades de Conservação na preservação da diversidade biológica. *Revista LOGOS*, n. 12.
- ICMBio. Dados gerais UCs: junho 2018. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/servicos/geoprocessamento/DCOL/dados_tabulares/DadosGerais_UC_junho_2018.pdf>. Acesso em: 13/12/2018.
- ICMBio. Instrução Normativa nº 03, de 18 de setembro de 2007. Diário oficial da União nº 182, seção I, página 104 de 2007. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/240/_arquivos/in_icmbio_03_criao_resex_e_rds_pdf_240.pdf>.
- ICMBio. Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga da Jurubatiba. Encarte 1, 2, 3, e 4: Brasília, 2007. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_jurubatiba.pdf>. Acesso em: fev. 2018.
- ICMBio. Portaria nº 54, de 1º de agosto de 2008. DOU de 04/08/2007.
- ICMBio. Portaria nº 10, de 12 de fevereiro de 2014. Renova o Conselho Consultivo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba no estado do Rio de Janeiro. DOU de 13/02/2014.
- ICMBio. Parecer Técnico nº 07 /2014-ALA/CR8/ICMBIO/RJ, de 11 de dezembro de 2014. Disponível em: <http://200.20.53.6/meioambiente/arquivos/licenciamento/parecer_/249780/Parecer_T%C3%A9cnico_ICMBIO%2007_2014_GT_TEPOR_.pdf>. Acesso em: 29 abr. 2019.
- ICMBio. 2018. Rol de Oportunidades de Visitação em Unidades de Conservação – ROVUC. Organizadores: Allan Crema e Paulo Eduardo Pereira Faria. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio.

- Irving, M. A. 2010. Áreas protegidas e inclusão social: uma equação possível em políticas públicas de proteção da natureza no Brasil? *Sinais Sociais*, 4 (12): pp. 122-147.
- Irving, M. A. et al. 2008. Natureza e sociedade: desmistificando mitos para a gestão de áreas protegidas. *In*: Irving, M. A, Loureiro, C. F. B. e Giuliani, G. M. (Orgs.). *Parques Estaduais do Rio de Janeiro: construindo novas práticas para a gestão*. São Carlos: Editora Rima, pp. 147.
- IUCN. 2008. Guidelines for applying protected area management categories. Switzerland: **The International Union for Conservation of Nature (IUCN)**.
- Leal, G. F. 2013. Justiça Ambiental, Conflitos Latentes e externalizados: estudo de caso de pescadores artesanais do norte-fluminense. *Ambiente & Sociedade*, 16 (4), pp. 83-102.
- Malinowski, B. 1997. **Os Argonautas do Pacífico Ocidental**. *In* *Ethnologia*, n.s., nº 6-8, 1997, p. 17-37
- Medeiros, R. et al. 2004. A proteção da natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. *Revista de Desenvolvimento Econômico*, 9: pp. 83-93.
- MMA. 2006. Diretrizes para Visitação em Unidades de Conservação. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Diretoria de Áreas Protegidas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Pádua, J. A. 2002. Um sopro de destruição: pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista, 1786-1888. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 2.ed.
- PUBLIC LAW 88-577. sept. 3, 1964. Wilderness Act. Disponível em <<https://www.govinfo.gov/content/pkg/STATUTE-78/pdf/STATUTE-78-Pg887.pdf>>. Acesso em 29 abr. 2019.
- Prefeitura de Macaé. 2010. Plano local de habitação e interesse social: diagnóstico das necessidades habitacionais e estratégias de ação. Macaé: Secretaria Municipal de habitação, pp. 129.
- Ribeiro, E. A. 2008. A perspectiva da entrevista na investigação qualitativa. *Evidência* (4): pp. 129-148.
- Rosenthal, G. 2014. Pesquisa Social Interpretativa: uma introdução. Trad. Tomás da Costa; ver. Hermílio Santos. – 5. ed. – Porto Alegre : EDIPUCRS, pp.311.
- Santos, L. M. F. e Bozelli, R. L. 2003. Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: conhecendo sua história e seu valor. *Cadernos NUPEM, Revista do Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé*, nº 1.
- Santos, M. C. 2008. Contribuição à gestão das lagoas costeiras: conhecimento tradicional, técnico e científico associado ao manejo dos recursos naturais da Lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Campos, pp. 135.
- Terminal Portuário de Macaé/ITI Consultoria Ambiental. 2018. Projeto Terminal Portuário de Macaé (TEPOR) – Macaé/RJ. Relatório de Impacto Ambiental (RIMA).
- Vainer, A. G. 2010. Território, Meio Ambiente e Conflitos: estudo de caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Sociologia e Direito, Universidade Federal Fluminense, pp. 212.



16

AÇÕES DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA

Avanços e Desafios

Juliane de Sousa Pereira • Rafael Nogueira Costa

Título Curto

AÇÕES DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NO PARQUE
NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA



RESUMO

No Brasil, a Educação Ambiental (EA) começou a ganhar espaço institucional no início da década de 1990. As pesquisas nesse campo apresentam abordagens e posturas político-pedagógicas variadas. A visão reducionista e conservadora perdeu espaço, ao longo dos anos, para novas abordagens conectadas aos territórios. O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) estabeleceu criação de programas de educação ambiental que viabilizassem o acesso às informações e o entendimento da importância e dos benefícios das unidades de conservação. A gestão participativa é elemento central no debate atual, pois a atuação das comunidades do entorno é um elemento fundamental para a redução dos conflitos e contribui para a produção de novos saberes. Reconhecer e valorizar as culturas e as identidades locais passou a ser essencial. O presente capítulo tem por objetivo sintetizar as ações de EA desenvolvidas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) desde a sua criação (1998) até 2018, quando a unidade de conservação (UC) completou 20 anos. Foram realizadas entrevistas semiestruturadas com os responsáveis pelas ações de EA nos municípios que comportam a UC (Macaé, Carapebus e Quissamã) e nas secretarias de Educação e Meio Ambiente dos respectivos municípios. Também foram ouvidos os representantes das organizações e instituições que desenvolvem atividades de EA no PNRJ, identificados de acordo com as pesquisas bibliográficas realizadas. As ações educativas, em sua maioria, apresentam uma educação ambiental na vertente conservadora, com metodologias previamente estabelecidas pelos pesquisadores e profissionais responsáveis. Além disso, há poucas publicações referentes à EA no PNRJ, o que dificulta o acesso às informações e indica a necessidade de aprofundamento teórico-metodológico. Espera-se que este capítulo possa suscitar o interesse por novas pesquisas no campo da EA, principalmente aquelas que estão orientadas sob a ótica do diálogo e da participação.

Palavras-chave: decolonialidade; educação de base comunitária; educação em ciências; PELD; território; unidade de conservação.

16.1 INTRODUÇÃO

O PNRJ destaca-se entre as demais UC do Brasil por ter um dos melhores diagnósticos sobre a sua biodiversidade e as mais avançadas formas de conhecimento sobre a interação entre os organismos e o ambiente (Esteves, 2011). O SNUC preconiza que a sua gestão seja participativa, ao promover a criação de programas de EA que viabilizem o acesso às informações e o entendimento da importância e dos benefícios desses territórios (Brasil 2000).

A EA é um processo essencial para a participação das comunidades na gestão das UCs (Loureiro et al. 2003). Pela educação ambiental, as comunidades do entorno podem ter a oportunidade de ampliar os conhecimentos sobre as áreas protegidas e ter acesso ao que é produzido pelas universidades nas UCs e divulgadas por meio da literatura científica. Por outro lado, a valorização dos conhecimentos locais também pode contribuir com a gestão da UC e com produção de novos conhecimentos (Menezes et al. 2018, Camargo e Sánchez, 2019; Salgado et al. 2019). A EA possibilita ações e aporte às políticas públicas para promover mudanças democráticas, ao revelar a necessidade de novas estratégias na gestão ambiental participativa, além de combater ou reduzir os conflitos provocados nas complexas relações que se estabelecem com a criação de uma UC (Carletto et al. 2017).

Talvez, mais importante do que formular um projeto de EA, seja a capacidade de promover a contínua participação e o envolvimento dos grupos locais. Para tal, é necessário pensar em uma *EA de base comunitária*,¹ que promova o reconhecimento e a valorização das culturas, dos saberes e das identidades das comunidades (Camargo 2018).

A participação efetiva dos atores sociais acontece quando esses se reconhecem como parte integrante do processo, não só como fornecedores de informações ou como público receptor da ação, mas também como autores de propostas, projetos e ações educativas.

De acordo com Santos (2002), existe uma herança colonial gerada a partir dos processos de colonização, que reconhece os conhecimentos filosóficos e científicos como única forma de racionalidade, ao desvalorizar as demais formas do saber. Ainda segundo o autor, essa hegemonia deve ser desconstruída pela integração entre o conhecimento científico com os conhecimentos outros. Nessa perspectiva, Santos (2010) aponta para a *ecologia de saberes* como forma de pensamento pós-abissal, que tem como premissa o reconhecimento da *diversidade epistemológica* do mundo.

Para Menezes et al. (2018), essa desconstrução torna-se viável pela articulação da EA com as experiências dos atores sociais envolvidos. Valorizar os saberes, identificar suas potencialidades, compartilhar seus conhecimentos, são caminhos para a construção de abordagens de *base comunitária*² (Freire 2013).

Este capítulo³ pretende responder à seguinte questão: quais foram as ações de educação ambiental realizadas no entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba entre 1998 e 2018? Para isso,

1 O sentido que empregamos aqui está relacionado com o território. Dessa forma, o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba é um mosaico de territórios, cada um com as suas características e peculiaridades. No entorno dessa UC, observamos comunidades de pescadores, bairros periféricos sem saneamento básico, quilombolas, entre outros grupos. O que comprova a necessidade de se pensar ações dialógicas e conectadas com cada realidade.

2 Freire (2013, p. 186), ao descrever suas experiências no Movimento de Cultura Popular e no Serviço de Extensão Cultural da Universidade Federal de Pernambuco, sinalizou que “um dos objetivos explícitos do movimento era a preservação das tradições da cultura popular [...] em cujo corpo encontramos não apenas a expressão acomodada dos oprimidos, mas também a sua resistência possível”.

3 Esse trabalho é parte da dissertação de mestrado realizada no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPG-CiAC) da UFRJ cujo título é “Educação Ambiental de base popular: propostas para pensar o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba”.

buscamos identificar as atividades e suas metodologias adotadas a partir de análises de documentos, artigos científicos e livros. Por outro lado, realizamos 12 entrevistas com pessoas envolvidas com atividades de EA no PNRJ.

Espera-se que este capítulo possa contribuir com as pesquisas desenvolvidas no projeto *Pesquisas Ecológicas de Longa Duração* (PELD) – *Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense* (RLaC) e que o nosso esforço⁴ possa ajudar a repensar novas propostas, que visem suprir as necessidades inerentes à gestão participativa, por meio de ações de educação ambiental de *base comunitária* das UC no geral, e do PNRJ em particular.

Para analisar brevemente as propostas, optamos por utilizar como referência teórico-metodológica o movimento intelectual do giro decolonial (Monteiro et al. 2019) e a proposta de educação de Paulo Freire.

De acordo com Ballestrin (2013, p. 89), a “opção decolonial” é um pensamento direcionado à compreensão e à atuação em um mundo “[...] marcado pela permanência da colonialidade global nos diferentes níveis da vida pessoal e coletiva”. A colonialidade se reproduz nas dimensões do poder, do saber e do ser. Ainda segundo a autora (Ballestrin 2013, p.110), o giro decolonial surge no final dos anos 1990, como uma forma de denunciar as marcas do processo de colonização.⁵ Nesse contexto, Santos (2002) alerta sobre a necessidade de superar a *monocultura do saber científico*. Sendo assim, a decolonialidade pressupõe o diálogo horizontal entre diferentes saberes.

O objetivo deste capítulo é mapear os trabalhos de educação ambiental realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e promover uma síntese das ações e analisá-los brevemente à luz do referencial teórico do giro decolonial (Ballestrin 2013, Monteiro et al. 2019) e da *educação ambiental de base comunitária* (Menezes et al. 2018), no qual a obra de Paulo Freire é uma das principais referências (Mota Neto 2018).

Este trabalho está estruturado em seis seções. Primeiramente, descrevemos a metodologia da pesquisa. Na segunda seção, apresentamos as atividades desenvolvidas pelo Poder Público nos municípios de abrangência do PNRJ (Macaé, Carapebus e Quissamã). Posteriormente, é apresentada a Organização Não Governamental (ONG) Associação dos Amigos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (APAJ). Já na terceira seção, são descritas as atividades desenvolvidas pelo Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Na quarta seção, apresentamos as ações de EA oriundas do licenciamento federal de petróleo e gás. Por fim, na quinta seção, descrevemos de maneira sucinta as ações de EA realizadas pela gestão do Parque. A título de considerações finais, este trabalho traz para reflexão a contribuição das pesquisas para a divulgação científica e o fortalecimento da ideia de que as ações de educação ambiental de base comunitária são caminhos, necessários e urgentes, para a criação de propostas que visem articular o conhecimento científico com os conhecimentos das comunidades do entorno da UC.

4 Sabemos os riscos que corremos ao propor uma pesquisa histórica sobre um território tão complexo e interessante. Entretanto, o risco de ter deixado para trás alguma abordagem e proposta de educação ambiental é menor do que o nosso interesse em colaborar com a síntese sobre essas ações. Esperamos que este trabalho possa servir de base para novas investigações, e que possa inspirar novas pesquisas e contribuir com o avanço da EA no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

5 Apesar de ganhar força no início deste século, o diálogo da decolonialidade com o campo da educação ambiental ainda é muito recente no Brasil. Mesmo sabendo disso, resolvemos analisar as ações de EA no Parque com base nesse referencial teórico, pois o pensamento do educador Paulo Freire é fundante, tanto para EA no Brasil quanto para o movimento intelectual do giro decolonial (Mota Neto 2018).

16.2 METODOLOGIA

Para percorrer o caminho que possibilite encontrar respostas para o questionamento que aqui se apresenta, optou-se por realizar uma pesquisa do tipo exploratória, utilizando-se de uma abordagem qualitativa a partir da aplicação das técnicas de levantamento de dados bibliográficos e documentais, bem como da realização de entrevistas e estudos de campo (Lüdke e André 1986, Moreira 2002, Oliveira 2010).

Para realizar a pesquisa que subsidiou nossas reflexões, foram feitas entrevistas semiestruturadas com os responsáveis pelas ações de EA nos municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, e nas secretarias de Educação e Meio Ambiente no período de 1998 até 2018, quando a UC completou seus 20 anos. Também foram ouvidos os representantes das organizações e instituições que desenvolveram atividades de EA no PNRJ, identificados de acordo com as pesquisas bibliográficas realizadas, além de contato com as instituições identificadas (tabela 16.1).

TABELA 16.1 Relação das instituições e respectivos vínculos dos entrevistados

Instituição	Vínculo
Secretaria de Meio Ambiente do Município de Macaé	servidor
Secretaria de Meio Ambiente do Município de Macaé	analista ambiental
Secretaria de Educação do Município de Macaé	professora
Secretaria de Meio Ambiente do Município de Carapebus	educadora ambiental
Secretaria de Educação do Município de Carapebus	professora
Escola Municipal Davi Lincoln Santos Mancebo (Carapebus)	gestora
Creche Diogo Mancebo Reis (Carapebus)	professora
Secretaria de Agricultura e Pesca de Quissamã	servidor
Secretaria de Educação do Município de Quissamã	professora
Associação dos Amigos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (APAJ)	fundador
ICMBio/Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	servidor
Projeto Observação	comunicador social

NOTA Visando manter a integridade dos entrevistados, os mesmos não foram identificados.

Além disso, consultamos o Plano de Manejo⁶ do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e bases de dados: *Scielo*, *Periódicos CAPES*, *Minerva/UFRJ* e *Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações* (BDTD), para levantamento de artigos científicos, monografias, teses e dissertações referentes ao tema. Também foram realizadas pesquisas em publicações do jornal local *O Debate*, o jornal de maior circulação no município de Macaé e historicamente envolvido com publicações na área ambiental (Costa et al. 2013).

No portal *Scielo* foram encontrados 44 artigos científicos na busca com as palavras-chave Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Desses artigos, somente um aborda o campo da EA (Fuentes et al. 2016).

16.2.1 Poder Público⁷

Em 1981 foi estabelecida a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA – Lei nº 6.938), fundamentada na Constituição Federal, e constituiu-se o Sistema Nacional de Meio Ambiente (Sisnama), em virtude da necessidade de se estabelecer uma rede de agências governamentais que assegurassem mecanismos aptos a consolidar a implementação da PNMA, em todo o nível da Federação (Brasil 1981). O Sisnama é estruturado em seis distintos níveis político-administrativos. Entre eles, destacam-se o CONAMA, o IBAMA, o ICMBio e os órgãos ou entidades estaduais e municipais.

Nesta seção, consideramos os órgãos locais como órgãos municipais de controle ambiental, legalmente aptos a exercerem a gestão ambiental dentro dos seus limites territoriais e de sua competência, em consonância com a Lei nº 9.795, que estabelece a Política Nacional de Educação Ambiental (Brasil 1999).

Um dos instrumentos oferecidos pelo poder público é a Estratégia Nacional de Comunicação e Educação Ambiental (ENCEA). Esse documento, elaborado pelo ICMBio em parceria com o Ministério do Meio Ambiente, traz um conjunto de diretrizes que visam ao fortalecimento e à implementação de ações de educação ambiental e comunicação social nas UC (MMA 2015).

Cabe aos Conselhos Municipais de Meio Ambiente promover atividades de EA (INEA 2015). Nesses espaços institucionalizados, deve acontecer o diálogo com o poder público, e, assim, a sociedade tem a capacidade de intervir nas políticas públicas, contribuindo no momento do planejamento, até acompanhar e cobrar a devida execução do planejado e apresentar denúncias.

16.2.2 Prefeitura Municipal de Macaé

No Programa de Educação Ambiental, criado pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMA), em 1997, deu-se início ao projeto “Conhecer para Preservar”, voltado para apresentar as UCs e áreas de interesse ambiental existentes no município, por meio de “Passeios Ecológicos”, caminhadas e trilhas educativas. Uma das atividades do projeto, “Apresentação do PARNA de Ju-

6 De acordo com Medeiros e Pereira (2011), “o plano de manejo é um documento técnico mediante o qual se estabelece o zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área de UC e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação de estruturas físicas necessárias à gestão” (MEDEIROS; PEREIRA, 2011, p. 279).

7 Para esta seção, foram realizadas entrevistas com os responsáveis pela EA das secretarias de Meio Ambiente e Educação dos municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã. As entrevistas foram realizadas entre os meses de setembro e dezembro de 2018. Além das entrevistas, foram realizadas buscas em base de dados da internet e análise do Plano de Manejo do PNRJ.

rubatiba”, consistia em um trajeto com cinco pontos de parada, que envolviam uma visão geral do município por meio da visita ao Arquipélago de Santana, Parque de Exposição (antigas instalações do NUPEM), Aterro Sanitário de Cabiúnas, vista panorâmica da área macaense do parque e caminhada até a Barra da Lagoa de Jurubatiba. Em cada um desses pontos eram trabalhados assuntos pertinentes. Segundo os entrevistados, foram contemplados diversos grupos, entre eles estudantes de todos os níveis escolares, associações de moradores e grupos de terceira idade. Alguns anos depois, o projeto passou a ser desenvolvido e executado em parceria com a *Agenda 21 – Macaé*, no espaço intitulado Centro de Educação Ambiental e Comunitário (CEAC). Dentre eles, o projeto “Lagomar Socioambiental”, que tinha como um dos objetivos trabalhar com a comunidade do entorno questões inerentes à implantação do PNRJ.

Em 1998, foi implementado no município o Programa Piloto Nacional de Educação Ambiental, intitulado “A Natureza da Paisagem”, promovido em parceria com o Ministério do Meio Ambiente e com a Coordenadoria de Informação, Monitoramento e Avaliação Educacional (CIMA). De acordo com os entrevistados, o programa desenvolveu diversas atividades, inclusive visitas em grupo à futura área do Parque, dentro do município de Macaé.

A Secretaria de Meio Ambiente também apoiou a execução de outros projetos de EA (vinculados ao licenciamento ambiental) desenvolvidos para a população diretamente envolvida com o PNRJ na área macaense. Dentre os projetos da SEMA, um foi direcionado aos jovens da Nova Holanda, em Macaé, que foram capacitados como multiplicadores por meio da arte, tal como o teatro. Esse grupo participou das atividades desenvolvidas pelo “Programa Conhecer para Preservar”, no PNRJ.

Atualmente, segundo as entrevistas realizadas, a Secretaria não desenvolve nenhuma atividade de EA vinculada ao PNRJ. A participação dessa instituição está restrita à atuação no conselho da UC e no apoio, em caso de fiscalização, quando solicitado. De acordo com a Secretaria de Educação do município, houve uma redução nos agendamentos das turmas de ensino público para visitas ao parque, devido à dificuldade de transporte.

16.2.3 Prefeitura Municipal de Carapebus

De acordo com os entrevistados, a Prefeitura de Carapebus atuou como parceira na elaboração do Plano de Sustentabilidade do Entorno do PNRJ, em 2001. Durante a Oficina de Planejamento da UC, foram identificadas algumas potencialidades de cooperação com a Prefeitura, dentre elas: a divulgação da UC, a difusão do Plano de Manejo por meio de cartilhas, a EA e a realização de eventos institucionais envolvendo a comunidade com o parque (ICMBio 2007).

Em abril de 2002, a Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Carapebus deu início a um projeto de EA em parceria com 14 escolas do município. As experiências do projeto originaram uma publicação: “Carapebus Meio Ambiente”.

A Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Carapebus, junto com o Conselho Municipal de Meio Ambiente, organiza trilhas e caminhadas no PNRJ, tendo em vista a realização de atividades de ecoturismo juntamente com educação ambiental.

A Secretaria de Educação possui em sua agenda escolar o “Dia da Cidade”, e nessa data todas as escolas realizam atividades que abordam a flora e a fauna locais, utilizando os exemplos do PNRJ. Os professores do município buscam trabalhar no dia a dia dos alunos as especificidades do Parque, dando ênfase à ecologia. De acordo com os servidores da Secretaria de Educação, os professores que participaram dos cursos de capacitação oferecidos pelos projetos do Instituto de Biodiversidade e

Sustentabilidade (NUPEM/UFRJ) demonstram mais facilidade para desenvolver esses temas em sala de aula.

16.2.4 Prefeitura Municipal de Quissamã

Atualmente, o setor ambiental do município de Quissamã está nomeado como Coordenadoria de Meio Ambiente, sendo vinculada à Secretaria de Agricultura e Pesca. Entre os anos de 2005 e 2014, a prefeitura de Quissamã participou do evento “Dia Mundial de Limpeza de Praias e Rios”, em parceria com uma empresa de refrigerante. Esse evento ocorreu simultaneamente em todo o mundo e reuniu moradores e escolas em mutirões de limpeza de praias e rios todos os anos, no mês de setembro. Em contrapartida, a prefeitura ficava responsável por fazer a triagem do material coletado e separar tampas de garrafa pet, latas de alumínio e sacolas plásticas para pesagem do material. No final, era preenchida e enviada para a empresa uma planilha com os dados. Esse tipo de projeto, que descontextualiza a dimensão social, econômica e política, desenvolvido como jogadas de *marketing* empresarial, foi definido por Paulo Freire como sloganização⁸ e antidiálogo, funcionando dentro de uma lógica vertical de criação de comunicados (Freire 2005).

Outra ação identificada nas entrevistas estava vinculada ao período de defeso da piracema, que era marcado entre 1º de novembro a 28 de fevereiro, no Rio de Janeiro. Nessa ocasião, o Governo Federal fez um cadastro das colônias e dos pescadores artesanais que recebiam um salário-mínimo. A Prefeitura Municipal de Quissamã decidiu também contribuir, fornecendo uma complementação de recursos.

Em contrapartida, os pescadores recolhiam lixo, desentupiam manilhas, faziam a retirada de *Typha domingensis* (Taboa), entre outras atividades. Durante esse período, com autorização da gestão do PNRJ, os pescadores tinham autorização para pescar na praia, sendo mais uma maneira de incentivar o respeito ao defeso. Essa parceria entre prefeitura e pescadores teve início no ano de 2005 e foi encerrada em 2013, devido à queda dos *royalties*.

Na cidade de Quissamã, foi construído um Centro de Visitantes, na Praia de João Francisco. No local, são desenvolvidas atividades de ecoturismo e educação ambiental, reuniões com os integrantes do Conselho de Turismo de Quissamã. O local também é utilizado como ponto de informações turísticas e de comercialização de artesanato local. Considerado bairro de veraneio, o Balneário São Francisco só registra movimentação de público no verão e, por esse motivo, o Centro de Visitantes só funciona nesse período, sendo gerenciado pela Secretaria de Turismo. De acordo com a Secretaria de Educação, todas as escolas do município das redes municipal e estadual de ensino visitaram o PNRJ no ano de 2007; alguns professores utilizam os materiais didáticos elaborados pelo NUPEM em suas aulas e, atualmente, a falta de transporte dificulta a frequência das visitas.

8 Um exemplo desse tipo de abordagem de criação de comunicados antidialógicos é o projeto desenvolvido por uma empresa de petróleo intitulado “Criança Esperta Não Entra pelo Cano”. Esse projeto foi criado com o intuito de isolar as crianças das áreas de manutenção e expansão dos gasodutos, utilizando atividades artísticas. Quando os dutos são soterrados, o projeto é interrompido imediatamente, demonstrando o interesse na ação exclusivamente pautado pela empresa, o que gera frustrações e decepções no “público-alvo” (Costa 2016).

16.2.5 Organizações Não Governamentais (ONGs)⁹

A participação ativa de entidades sem fins lucrativos na sociedade brasileira teve seu processo de consolidação nas décadas de 1960 e 1970, “como manifestações de crítica e resistência à ditadura militar e às suas políticas verticalmente decididas e de alcance social limitados” (Mattos e Drummond 2005).

Alguns autores acreditam que as organizações não governamentais promovem uma “profissionalização” do exercício da cidadania, reduzindo a capacidade de a população agir de maneira autônoma (Petras 1990, Moller 1991). Porém, outros defendem que a ação dessas organizações produz benefícios para as populações, sem substituir a organização popular (Herculano 2000).

No contexto ambiental, as ONGs brasileiras cresceram rapidamente após a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, também conhecida como Eco-92, associadas especialmente aos conceitos de Terceiro Setor, de parceria e voluntariado (Ferreira 2005).

Nesta seção, apresentamos algumas ações da ONG Associação dos Amigos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (APAJ). De acordo com uma das sócias-fundadoras, a ONG surgiu por sugestão dos gestores do IBAMA com apoio da *World Wildlife Fund* (WWF), que apoiava a criação de UC em vários países do mundo.

A APAJ participou como membro do conselho do Parque por vários anos e foi colaboradora na construção do Plano de Manejo da UC. Nesse documento, a APAJ assume o papel de exercer vigilância ambiental, atuar em projetos de intervenção e monitoramento ambiental, além de colaborar em programas de educação ambiental, visando conciliar a conservação da biodiversidade com a qualidade de vida das comunidades do entorno (ICMBio 2007). A área de atuação da ONG englobou os municípios de Carapebus e Quissamã, embora também existissem afiliados em Macaé. A instituição contava com 20 sócios-fundadores e demais integrantes.

Dentre as atividades da ONG podemos citar, com base nas entrevistas, que foram realizadas palestras nas escolas dos três municípios de abrangência do parque, mutirões de limpeza das praias em conjunto com escolas da região, realização de exposições fotográficas, desenho e elaboração de um vídeo institucional da UC que foi apresentado em eventos educativos nas escolas da região. A APAJ também era responsável pela organização e realização do evento comemorativo de aniversário do PNRJ. Entretanto, há alguns anos, a APAJ encerrou suas atividades devido à falta de membros ativos.

16.2.6 Ações do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM)¹⁰

Levando em consideração o envolvimento do NUPEM com as pesquisas relacionadas ao PNRJ, foi realizada uma breve análise das publicações¹¹ do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação. Em sua maioria, as dissertações e teses do programa são temas relacionados às Ciências Biológicas, apesar dos esforços do programa em promover a interdisciplinaridade. Se filtrarmos um pouco mais, buscando os temas relacionados ao objeto de pesquisa deste capítulo, constata-se que desde a primeira defesa do Programa, em 2012, até o ano de 2018, foram defendidas

9 Para essa seção foram realizadas buscas bibliográficas, consulta ao Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e informações obtidas por meio de comunicação pessoal com um dos sócios-fundadores.

10 Para esta seção foi realizado o levantamento de dados bibliográficos e documentais.

11 Busca realizada no *site* do Programa. Acesso disponível em: <http://ppgciac.macaue.ufrj.br/>.

24 (vinte e quatro) dissertações tendo como área de pesquisa o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, e, dentre essas, apenas uma é diretamente relacionada à EA (Fuentes 2013).

Nessa pesquisa foi possível encontrar outras iniciativas da sociedade civil que desenvolveram ações de EA, como a Associação dos Amigos do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (APAJ) e as organizações provenientes de medidas mitigadoras pela exploração de petróleo, tais como o “Observação” (PetroRio S.A. 2012)¹² e o “Projeto Pólen” (Petrobras 2005). Por fim, ainda existem as atividades vinculadas às instituições de ensino superior, tais como o projeto ECOlagoas e o Coletivo de Pesquisa em Cinema Ambiental (CUCA), ambos vinculados à UFRJ, e o último diretamente vinculado ao PELD.

As UCs são importantes instrumentos para a proteção do patrimônio natural, garantindo a conservação da biodiversidade. De acordo com a Lei nº 9.985/2000, que institui o SNUC, a execução de pesquisa científica em UC depende de autorização prévia do órgão responsável pela unidade e está sujeita às condições e restrições por ele estabelecidas.

As pesquisas científicas são importantes para compreender e demonstrar a riqueza das UCs, visto que esse conhecimento pode ser revertido em benefícios para a comunidade e a gestão das unidades, o que possibilita a criação de estratégias mais eficientes. Dessa forma, a conservação da natureza e o conhecimento científico em cooperação com o conhecimento tradicional podem contribuir com o bem-estar humano e a justiça socioambiental (Silva 2015).

Uma das maneiras de levar o conhecimento produzido nas universidades para a população, principalmente as comunidades do entorno e/ou envolvidas com a UC, é por meio de atividades de educação ambiental. Nesse viés, a EA deve ser vista como um processo contínuo de aprendizagem que valoriza as diversas formas de conhecimento, contribuindo para a conservação, divulgação científica e participação social ao envolver a comunidade local (Cruz 2015).

As comunidades são fontes de informações relevantes e válidas, possibilitando, assim, uma aproximação entre a cultura local e as temáticas a serem discutidas (Camargo 2018). De acordo com Santos (2012, p. 24), é possível ocorrer o diálogo entre as diferentes formas de conhecimento, ao promover a interculturalidade e substituir a monocultura do saber científico pela *ecologia dos saberes*.

Nesse contexto, as universidades desempenham papel fundamental no desenvolvimento de atividades de educação ambiental de base comunitária. Para isso, é necessário conhecer as atividades de base comunitária que já são desenvolvidas e que podem contribuir com elementos valiosos para a compreensão do ambiente e das problemáticas ambientais que afligem a comunidade. Conhecer com eles, no lugar de transferir conhecimento, criar novas hipóteses de leitura de mundo (Freire 2013). Ou seja, “produzir conhecimento em lugar da justaposição ou da superposição de conhecimento feitas pelo educador a ou sobre o educando” (Freire 2013, p. 192).

Estar aberto às possibilidades dos saberes locais e como eles podem contribuir e nos ensinar, possibilita o diálogo de saberes para a compreensão da complexidade ambiental e, assim, contribuir com soluções adequadas, além de propostas educacionais e ambientais pertinentes à realidade local (Sarria et al. 2018). Em outras palavras, é necessário fortalecer a ideia “[...] da importância incalculável da *informação* e da *formação*, quer dizer, da informação que, no processo, vai virando formação” (Freire 2013, p. 171).

12 Anteriormente executado pela Devon Energy do Brasil, com início em 2007.

16.2.7 ECOLagoas

O projeto ECOLagoas teve início em março 1992, por meio de convênio firmado entre a Petrobras e a UFJR (Rocha et al. 2004).

Inicialmente, o projeto tinha por objetivo monitorar quatro lagoas costeiras: Lagoa Imboassica, situada dentro do perímetro urbano de Macaé; e as lagoas Cabiúnas, Comprida e Carapebus, situadas no PNRJ. Posteriormente, foram desenvolvidas atividades de EA junto à comunidade e às escolas municipais de Macaé (Esteves et al. 2005). As pesquisas realizadas pelo projeto ECOLagoas, subsidiada pelo NUPEM, na época com o nome de Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé, possibilitaram a criação do PNRJ, em 1998 (Lacerda e Esteves 2000).

Segundo Esteves (2011), em 1997 o projeto ECOLagoas ofereceu o primeiro curso de capacitação para professores do ensino médio da região. As atividades foram realizadas no próprio parque, tendo como foco a flora, a fauna e os diversos ecossistemas aquáticos da UC. A 28ª e última edição do curso aconteceu em julho de 2012.

Em agosto de 2000, teve início a atividade “Jurubatiba, uma Sala de Aula”, na qual alunos dos ensinos fundamental e médio realizavam visitas à restinga de Jurubatiba com acompanhamento de monitores (discentes do curso de graduação em Ciências Biológicas da UFRJ, da Ilha do Fundão). Nesse mesmo período, teve início o Curso de Educação Ambiental e Segurança do Mar para Pescadores do Norte Fluminense. O curso, voltado para pescadores da região, abordou temas como a prática predatória e a necessidade de preservar os ecossistemas marinhos e lagoas costeiras (Esteves 2011). Além das atividades realizadas, o projeto produziu diversos materiais didáticos para utilização nas escolas.

16.2.8 Coletivo de Pesquisa em Cinema Ambiental (CUCA)

Criado em 2011, o projeto Personagens do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba produziu uma série de documentários em diálogo com os moradores do entorno da UC. Os filmes foram realizados como processo de formação no campo da *Educomunicação*.¹³ De acordo com Costa et al. (2019), os filmes foram criados com base nas visões de mundo dos protagonistas, que, neste caso, são os moradores do entorno da UC. Dessa forma, os filmes trazem uma narrativa daqueles que sofrem processos de invisibilização, ao revelar as suas potencialidades pedagógicas.

16.2.9 Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD)

Criado em 1999, o PELD é uma iniciativa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), que possui, atualmente, 30 sítios de pesquisas em diferentes biomas brasileiros. Entre os anos de 1999 e 2009, o PNRJ esteve inserido no sítio 5. A partir de 2010, o programa passou a ser conhecido como Sítio RLaC – Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense, abrangendo a temática: *Mudanças climáticas globais e o funcionamento dos ecossistemas costeiros da Bacia de Campos – uma perspectiva espaço-temporal* (Di Dario et al. 2016).

As pesquisas ecológicas realizadas pelo programa serviram de base para diversos outros projetos desenvolvidos no PNRJ, incluindo atividades de EA realizadas no projeto ECOLagoas e no projeto

13 O conceito de Educomunicação surgiu a partir das pesquisas desenvolvidas pelo Núcleo de Comunicação e Educação (NCE) da Universidade de São Paulo (USP) no final da década de 1990 (1997-1999). A Educomunicação define-se como um conjunto de ações que utilizam recursos midiáticos na educação, fortalecendo o protagonismo dos sujeitos sociais, dando-lhes autonomia na produção de conteúdos educativos (Soares 2000).

Pólen, que será citado em seguida (Rocha et al. 2004). Entretanto, é justamente a inversão dessa lógica que nos inspira a trabalhar com Educação Ambiental, contribuindo para que os atores locais também possam participar do processo de construção de conhecimento da realidade local.

Historicamente, dentre as atividades de extensão do PELD, pode-se destacar também uma ação realizada por docentes do Instituto de Biologia da UFRJ junto com a disciplina Instrumentação em Ensino de Ecologia. Nessa proposta, os estudantes – supervisionados por um docente da universidade – elaboravam um curso de EA direcionado aos professores do Ensino Fundamental da região, no qual 50 % das atividades propostas eram destinadas para trabalho de campo, fortalecendo os conhecimentos de ecologia dos ecossistemas locais (Rocha, Esteves e Scarano 2004).

Espera-se que as atividades de EA do PELD Sítio RLaC, em andamento nas restingas de Jurubatiba, possam integrar os conhecimentos científicos com os conhecimentos produzidos nas comunidades do entorno à UC. Identificar, sistematizar e valorizar os conhecimentos locais pode ser um caminho para conservação da natureza.

16.2.10 Ações de EA Oriundas do Licenciamento Federal de Petróleo e Gás da Bacia de Campos¹⁴

A instalação de um empreendimento em determinada localidade pode apresentar impactos positivos ou negativos para diferentes grupos da sociedade. Temos como exemplo de impacto positivo a geração de empregos e o desenvolvimento da economia local e nacional. Compete ao Estado, por meio da Gestão Ambiental Pública, gerenciar os conflitos oriundos dos diferentes interesses, pelo uso dos recursos naturais e do território.

Dentro da Gestão Ambiental temos a EA como condicionante de licença para a compensação e a mitigação dos impactos causados pelos empreendimentos licenciados (Siqueira et al. 2008). A vertente da EA a ser adotada é definida pelo órgão licenciador que, na esfera da Gestão Ambiental Pública, está pautada na EA crítica.

A EA no licenciamento visa promover o diálogo nas comunidades, articulando e incentivando a participação social, proporcionando assim a possibilidade de uma intervenção no processo de gestão ambiental dos diferentes atores envolvidos (Quintas 2005). No licenciamento de petróleo e gás, o objetivo dos Programas de Educação Ambiental (PEA) é garantir processos sociais em que os atores envolvidos possam participar ativamente das decisões acerca da Gestão Ambiental Pública e acessar políticas públicas que assegurem os seus direitos.

16.2.11 Projeto Pólen¹⁵

O projeto foi realizado como medida mitigadora para o licenciamento ambiental de atividades de exploração e produção de petróleo e gás pela Petrobras na Bacia de Campos (RJ), em parceria com o Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade e Prefeituras (Pacheco et al. 2012).

14 Para esta seção foi realizado levantamento bibliográfico para obter informações sobre o Projeto Pólen, pois este já foi encerrado. Para identificar os demais projetos atuantes, derivados do Licenciamento de Petróleo, foram realizadas pesquisas em bases de dados da internet para identificar os projetos atuantes na região, e posterior contato telefônico para confirmar vínculo com o PNRJ. Somente o Projeto Observação possui atividades desenvolvidas no parque, e foram realizadas algumas visitas à sede e entrevistas com colaboradores do projeto no município de Macaé.

15 Acreditamos que o mais interessante nesse projeto, foram as propostas desenvolvidas pelos polos nos municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã. Foram projetos que trabalharam as questões dos *royalties* do petróleo e a presença dos gasodutos nas áreas do parque – essas ações envolveram debates com as comunidades locais. Entretanto, por ser um capítulo de síntese, não faremos uma análise profunda destas atividades por limitação de espaço, mas indicamos como possibilidade para trabalhos futuros.

O foco do projeto consistiu na oferta de cursos de capacitação para diferentes profissionais ligados à educação formal e não formal, abrangendo os seguintes municípios: Saquarema, Araruama, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Armação de Búzios, Casimiro de Abreu, Rio das Ostras, Macaé, Carapebus, Quissamã, Campos dos Goytacazes, São João da Barra e São Francisco do Itabapoana. Em cada um dos municípios foi estruturado um polo para dar suporte físico e institucional para projetos no campo da educação ambiental (Farjalla et al. 2010).

Os objetivos específicos do projeto consistiam em:

- i) conhecer a realidade de cada município e fomentar parcerias com as suas secretarias de Educação e Meio Ambiente;
- ii) estimular a percepção dos atores para as questões socioambientais presentes nos ambientes naturais e construídos;
- iii) construir, conjuntamente com os atores envolvidos no processo, conhecimentos fundamentais para o manejo racional do ambiente por meio da educação ambiental e desenvolver ações mobilizadoras entre os diversos setores da sociedade;
- iv) capacitar profissionais para desenvolver ações que permitam o uso sustentável do ambiente;
- v) fornecer subsídios para que lideranças locais da gestão pública e da sociedade organizada participem da construção e execução de projetos locais nos polos;
- vi) dar continuidade às ações promovidas durante os cursos de formação oferecidos, fomentando a educação ambiental nos 13 municípios envolvidos (Barbosa 2013, p 60).

A equipe executora do Projeto Pólen era formada pela equipe de EA do laboratório de Limnologia do NUPEM, composta por diversas áreas de conhecimento. O projeto foi dividido em três fases: I) diagnóstico socioambiental; II) Curso de Formação de Educadores Ambientais, Curso de Princípios em Gestão Ambiental, Implantação dos Polos de EA, e III) execução dos projetos (Siqueira et al. 2008).

A primeira fase do projeto consistiu na realização do diagnóstico socioambiental dos municípios envolvidos, no período de novembro de 2005 a novembro de 2006. Nessa fase, foram identificadas as atividades de EA já desenvolvidas nos municípios, conhecidos os ecossistemas; buscou-se também parcerias com organizações da sociedade civil, visando a diversificação dos agentes sociais envolvidos no desenvolvimento dos projetos (Barbosa 2013).

Na segunda fase foram realizados quatro módulos do Cursos de Formação de Educadores Ambientais (CFEA) direcionados para professores e técnicos das secretarias municipais de Meio Ambiente e Educação; e quatro cursos de “Princípios em Gestão Ambiental” voltados para as lideranças locais da sociedade civil, que foram identificadas durante o processo de diagnóstico socioambiental (Pacheco et al. 2012). Os módulos do CFEA possuíam momentos presenciais e não presenciais e consistiam na realização de palestras, mesas-redondas, estudos dirigidos, saídas de campo e dinâmicas. Durante o CFEA, os participantes elaboraram seus projetos, que, ao final de cada módulo, recebiam a equipe executora do Projeto Pólen para as visitas acompanhadas, e nesse momento eram realizadas discussões sobre as atividades dos módulos e planejamento das ações subsequentes (Barbosa 2013). Ainda nessa fase, durante o último módulo do curso, os participantes elaboraram projetos para os polos de EA, contando com o acompanhamento contínuo da equipe executora dando suporte técnico e teórico (Siqueira et al. 2008).

A terceira e última fase consistiu na execução dos projetos elaborados durante os CFEAs, tendo início no segundo semestre de 2009, e nos projetos finalizados entre dezembro de 2011 e setembro de 2012. Os projetos foram elaborados dentro de quatro linhas de ação: Utilização de Recursos Pesqueiros; Gestão do “petróleo”; Gestão do Espaço Urbano; e Gestão de Ecossistemas/UC (Barbosa 2013).

Para este trabalho, consideramos os polos dos municípios de Macaé,¹⁶ Carapebus e Quissamã, que desenvolveram um projeto diretamente relacionado com o PNRJ (quadro 16.1). Os projetos foram elaborados a partir da proposta de EA crítica, adotada pelo IBAMA nos processos de licenciamento ambiental (Souza et al. 2010).

QUADRO 16.1 Título e temática dos projetos dos polos de Macaé, Carapebus e Quissamã

Município	Título	Temática
Macaé	Dutos: que cano é esse?	Mitigação dos impactos gerados pela implantação dos dutos no município de Carapebus (Rodagem) e Quissamã (Caxias).
Carapebus e Quissamã	<i>Royalties</i> : o que ganhamos com isso?	Efetivação das diretrizes aprovadas na lei que estabelece o plano diretor quanto à aplicação dos <i>royalties</i> no município.

O Projeto Pólen foi aprovado pelo IBAMA, em 2005, e suas atividades foram encerradas em 2012. No Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, os integrantes do projeto participaram de eventos comemorativos, oferecendo palestras e atividades voltadas para estudantes do ensino básico.

16.2.12 Observação (Programa de Educação Ambiental – Campo do Polvo)

O programa executado pela PetroRio S.A. tem por objetivo atender as condicionantes de licenciamento ambiental para a exploração e a produção de petróleo e gás natural definidas pelo IBAMA, como medida de mitigação. O PEA Observação abrange nove municípios da Bacia de Campos: Araruama, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Armação dos Búzios, Macaé, Niterói, Rio das Ostras, São João da Barra e São Francisco de Itabapoana, visando identificar e monitorar os impactos da cadeia produtiva de petróleo presentes nos municípios sob a influência do empreendimento Campo de Polvo.

O PEA Observação é derivado de um projeto anterior, intitulado Oficina de Cinema Ambiental Humanomar. Criado em 2007, realizado sob responsabilidade da empresa de petróleo Devon Energy do Brasil, o projeto tinha por objetivo *atuar na organização dos observatórios ambientais municipais tendo como foco a realização de fóruns ambientais e a produção de documentários* (Costa et al. 2016, p. 9).

No total, foram produzidos 30 filmes, sendo esses pensados, filmados e parcialmente editados pelos moradores dos municípios participantes. Dentre as atividades desenvolvidas pelo projeto, foram realizadas oficinas de cinema e cineclubismo, oficinas de educação e gestão ambiental, realização de fóruns ambientais, além da produção dos documentários (Costa et al. 2016, p. 9).

Um dos documentários produzidos pelo projeto, que merece destaque para este trabalho, é o filme intitulado “Vento Corredor”. O filme, elaborado por um dos grupos de município de Macaé, aborda os conflitos gerados pela instituição da Zona de Amortecimento do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e apresenta o conflito entre a necessidade de moradia e a conservação da natureza, “refletidos na insegurança de uma comunidade diante da possível perda de suas casas” (Fuentes 2016, p.108).

16 Em Macaé, ver Santos et al. (2013) e Petrobras (2009).

O projeto “Humanomar” foi interrompido no ano de 2008, sendo retomado no início de 2012, coordenado por uma nova empresa de consultoria e sob coordenação de uma nova operadora de petróleo, com diferentes concepções pedagógicas em relação ao projeto inicial (Costa et al. 2016, p. 9).

No ano de 2015, o polo do município de Macaé passou por uma reestruturação e, desde então, vem realizando atividades pedagógicas e práticas com os moradores do bairro Lagomar, conforme o novo plano de trabalho.

O programa tem dialogado com os moradores do bairro em busca de questões socioambientais que envolvem o PNRJ, visando minimizar os conflitos preexistentes. Uma das questões principais, e que perdura há alguns anos, é o conflito gerado com a desapropriação das casas que estão dentro da zona de amortecimento estabelecida pelo Plano de Manejo, em 2008, e desde então estende-se uma batalha judicial para a permanência dos moradores em suas residências (Rangel 2016).

No ano de 2016, a Observação trabalhou diretamente no bairro Lagomar, acompanhando as reuniões e manifestações dos moradores. De acordo com informações fornecidas por um dos colaboradores do projeto, há uma dificuldade de diálogo na comunidade devido à falta de identidade dos moradores, visto que o bairro, em sua maioria, é constituído por pessoas de outros estados que vieram em busca de emprego na época em que a exploração do petróleo estava no auge (Rangel 2016).

No ano de 2018, o tema trabalhado foi saneamento básico, mas assuntos sobre a implantação do Complexo Portuário também foram abordados devido à proximidade com a audiência pública para a implantação do empreendimento. A interação entre o programa e os moradores dá-se por meio das escolas do bairro e associações de moradores, e as reuniões geralmente ocorrem no auditório da Escola Municipal Paulo Freire.

16.2.13 A Sede do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

A equipe do parque é composta por quatro analistas ambientais e oito vigilantes. De acordo com o analista ambiental e subchefe do parque, a UC recebe em média 80 mil visitantes por ano, incluindo as visitas das escolas e universidades para atividades de educação ambiental.

A sede do PNRJ está localizada no bairro Lagomar, na cidade de Macaé. O parque recebe a comunidade local diariamente para fins de recreação.

Atualmente, o Plano de Manejo está em processo de revisão, sendo incluído o Programa de Uso Público, que foi aprovado em 2018, após dois anos de ajustes. O Programa de Uso Público prevê a construção de uma trilha com acessibilidade para pessoas portadoras de necessidades especiais, um Centro de Visitantes Vertical em Quissamã (em processo de construção) e uma Base Náutica em Carapebus, para dar aporte aos passeios de barco na Lagoa Carapebus. Essa base também contará com a exposição de exemplares de peixes da região em aquários.

No momento, não há projetos de EA em andamento no Parque. As atividades de EA em execução restringem-se ao recebimento de alunos e demais interessados para a realização de trilhas guiadas dentro da UC.

16.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com este trabalho, buscou-se descrever e sistematizar historicamente as atividades de EA desenvolvidas no PNRJ, entre 1998 e 2018. Foi possível identificar diversas ações e projetos elaborados por pesquisadores/as da UFRJ, especialmente do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade. Para

exemplificar, destacamos o projeto ECOLagoas e o projeto PELD, que, por meio de suas pesquisas e atividades de extensão (algumas no campo da EA), revelam a importância da conservação das restingas.

Os projetos científicos criados pelo NUPEM/UFRJ, com foco em pesquisas ecológicas, geraram subsídios para o desenvolvimento de ensino e extensão, e podem gerar subsídios para a gestão da UC. Esses projetos produzem informações que também podem ser utilizadas em ações de educação ambiental, principalmente na vertente conservacionista, criando canais de difusão e construção de novos conhecimentos. Entretanto, compreendemos a necessidade de criar ações educativas para além da vertente conservacionista, conforme aponta o campo da EA no Brasil. O envolvimento e a participação das comunidades do entorno à UC são fundamentais para a elaboração e o desenvolvimento de projetos de educação ambiental. Esses, para serem eficientes, não devem apenas considerar como objeto de estudo os aspectos relacionados à conservação da biodiversidade. Espera-se que os projetos realizados no entorno do PNRJ também possam contribuir para transformação da realidade dos atores sociais.

A análise das produções bibliográficas comprova a necessidade de maior reflexão teórica sobre o tema da EA no PNRJ. Acreditamos que o Projeto Pólen e o Projeto dos Personagens do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba proporcionaram espaços de diálogo entre a universidade e as comunidades do entorno.

Na sede do parque, há uma organização para receber os grupos que agendam visitas para as atividades de EA. As reservas são efetuadas por *e-mail*, e geralmente são realizadas palestras e trilhas interpretativas.

No que concerne à participação da comunidade na elaboração e execução das atividades de educação ambiental descritas neste trabalho, fica evidente que, em sua maioria, as metodologias aplicadas foram previamente estabelecidas pelos pesquisadores e profissionais responsáveis de acordo com o ponto de vista da “ciência tradicional”. Nesse tipo de abordagem, geralmente existe uma postura hierárquica, na qual o público-alvo é caracterizado como recebedores de informações. Porém, é necessário um aprofundamento na metodologia, ampliar as ações para além das questões meramente ambientais e de conservação e criar mecanismos de inovação que visem o bem-estar social e a geração de renda para as comunidades. Essa discussão deve considerar os distintos modos de compreender o mundo. A EA que defendemos busca desenvolver pensamentos críticos, reflexivos e incentivar a participação e as tomadas de decisões pelos moradores do entorno da UC na gestão do território.

AGRADECIMENTOS

À Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ), por meio do Programa Jovem Cientista do Nosso Estado (Edital nº 33/2021) e Apoio melhoria das escolas da rede pública sediadas no Estado do Rio de Janeiro – 2021 (Processo SEI 260003/007325/2021). Ao CNPq pelo Apoio ao Sítio Restingas e Lagoas Costeiras (RLaC) do Norte Fluminense. Agradecemos às pessoas que, gentilmente, nos doaram seu tempo para que pudéssemos compreender brevemente o histórico da UC e sua relação com a EA. Sem os depoimentos, não seria possível compreender um pedaço da história que parece desaparecer nos grãos das restingas.

REFERÊNCIAS

- Ballestrin, L. 2013. América Latina e giro decolonial. – *Revista Brasileira de Ciência Política*. 11: 89-117. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-33522013000200004>.
- Barbosa, F. L. 2013. Estruturas Promotoras de Educação Ambiental para Gestão Ambiental Pública: Contribuições a Partir dos Polos do Projeto Pólen. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Conservação), Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Bosa, C. R. e Costa, A. L. 2014. Panorama das atividades de Educação Ambiental em Unidades de Conservação: uma revisão sistemática em meta-análise. – *Revista Monografias Ambientais*. 13: 3610-3622. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2236130814310>.
- Brasil. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.
- Brasil. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.
- Brasil. Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências.
- Brasil. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC).
- Camargo, D. R. 2018. Cultura, Educação, Meio Ambiente e Memória: Caminhos da Educação Ambiental de Base Comunitária no Vale do Jequitinhonha. In: Menezes, A.K. Educação Ambiental Desde El Sur / Anne Kassiadou... [et al.]. 1. ed. atualizada – Macaé: Editora NUPEM, p. 137-155.
- Camargo, D. R. e Sanchez, C. 2019. Educação Ambiental de Base Comunitária: relato de experiência no Vale do Jequitinhonha. Colômbia. – *Revista Perspectivas Educativas*. 8: 61-72. Disponível em: <https://bit.ly/2JQFa3F>. Acesso em: 08 abr. 2020.
- Carletto, D. L. et al. 2017. A hermenêutica na educação ambiental: a compreensão como pesquisador e a interpretação para a pesquisa. – *Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental*. 34: 93-111. DOI: <https://doi.org/10.14295/remea.v34i3.7522>.
- Costa, R. et al. 2013. Águas Maravilhosas (Macaé, RJ): do rio ao lixo na memória de uma catadora de lixo. – *Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 27: 109-119. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/view/28391/20674>>. Acesso em: 08 mar. 2020.
- Costa, R. N. et al. 2016. Produção Audiovisual no Contexto da Educação Ambiental Exigida no Licenciamento de Petróleo e Gás no Estado do Rio de Janeiro. – *Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente*. 36: 273-290. DOI: <https://doi.org/10.5380/dma.v36i0.43014>.
- Costa, R. N. et al. 2019. Cinema Ambiental Freiriano: Diálogos, Imagens e Conhecimentos Populares. In: Monteiro, B. A. P. et al. Decolonialidades na educação em ciências. 1. ed. – São Paulo: Editora Livraria da Física.
- Costa, R. N. 2016. O audiovisual no campo da educação ambiental: hibridismos e mediações entre naturezas e culturas. Tese (Doutorado em Meio Ambiente). Universidade Estadual do Rio de Janeiro.
- Cruz, A. C. C. L. 2015. Educação Ambiental no entorno da REBIO de Tinguá: ferramenta de Divulgação Científica. Monografia (Especialização em Educação e Divulgação Científica). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia.

Di Dario, F. et al. 2017. Contribuições do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPG-CiAC) na geração de conhecimento científico promotor do desenvolvimento regional e conservação dos ecossistemas costeiros do Norte do Estado do Rio de Janeiro. – *Revista Brasileira de Pós-Graduação*. 13: 917-954.

DOI: <https://doi.org/10.21713/2358-2332.2016.v13.1012>.

Esteves, F. A. et al. 2005. Projeto ECOLagoas: Um modelo de pesquisa, educação e cidadania. Roland, F. et al. (org.) *Lições em Limnologia*. São Carlos: Rima, 115-125.

Esteves, F. A. 2011. Do índio Goitacá à Economia do Petróleo: Uma viagem pela História e Ecologia da Maior Restinga Protegida do Brasil. Campos dos Goytacazes: Essentia Editora.

Farjalla, M. S. et al. 2010. Reflexões sobre o processo de elaboração do Curso de Formação de Educadores Ambientais: Reconstruindo sua estrutura e funcionamento. In: Bozelli, R. L. et al. (Org.). *Curso de Formação de Educadores Ambientais: a experiência do Projeto Pólen*. Macaé: NUPEM/UFRJ, p. 13-38.

Ferreira, V. C. P. 2005. ONGs no Brasil: um estudo sobre suas características e fatores que têm induzido seu crescimento. Tese (Doutorado em Administração) – Fundação Getúlio Vargas, Rio de Janeiro.

Freire, P. 2005. *Pedagogia do Oprimido*. 41ª ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra.

Freire, P. 2013. *Cartas a Cristina: reflexões sobre a minha vida e minha práxis*. Rio de Janeiro: Paz e Terra.

Fuentes, N. M. M. 2013. Territórios, Saberes e Imagens: Um Estudo Sobre a Percepção da População do Entorno Sobre o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ, Brasil. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Conservação), Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Fuentes, N. M. M. et al. 2016. Cinema e educação ambiental no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: reflexões e práticas interdisciplinares e transversais. – *Educ. Soc.*, Campinas. 37: 893-911. DOI: <https://doi.org/10.1590/es0101-73302016160464>.

Herculano, S. C. 2000. ONGs e movimentos sociais: a questão de novos sujeitos políticos para a sustentabilidade. – *Meio ambiente: questões conceituais*. UFF/PGCA: 123-155. Disponível em: <https://bit.ly/2UVaZyC>. Acesso em: 08 abr. 2020.

Instituto Chico Mendes – ICMBio. Parque Nacional Da Restinga De Jurubatiba. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/parnajurubatiba/>. Acesso em: 23 nov. 2018.

Instituto Chico Mendes – ICMBio. 2007. *Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba*. Brasília: 670 p.

Instituto Estadual do Ambiente – INEA. 2015. *Conselhos municipais de meio ambiente: orientações para implementação*. PEREZ, I. et al. (Orgs.) Rio de Janeiro: INEA. 52 p.: il. col. – (Gestão ambiental, 10).

Lacerda, L. D. e Esteves, F. A. 2000. Restingas Brasileiras: Quinze Anos de Estudo. In: Esteves, F. A. e Lacerda, L. D. (org.). *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé-RJ: NUPEM/UFRJ, v. 1, p. I-IV.

Loureiro, C. F. B. et al. 2003. *Educação ambiental e gestão participativa em unidades de conservação*. Rio de Janeiro: Ibase: Ibama.

- Lüdke, M. e André, M. E. D. A. 1986. Pesquisa em educação: abordagens qualitativas. São Paulo: EPU.
- Mattos, S. M. S. N. e Drummond, J. A. 2005. O Terceiro Setor como Executor de políticas públicas: ONG's ambientalistas na Baía de Guanabara (1990-2001). – Rev. Sociol. Polít. 24: 177-192. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0104-44782005000100012>.
- Medeiros, R. e Pereira, G. S. 2011. Evolução e Implementação dos Planos de Manejo em Parques Nacionais no Estado do Rio de Janeiro. – Revista Árvore. 2: 279-288. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622011000200012>.
- Menezes, A. K. 2018. Educação Ambiental Crítica e Decolonial: Reflexões a Partir do Pensamento Decolonial Latino Americano. In: Kassiadou, A. Educação Ambiental desde El Sur / Anne Kassiadou... [et al.]. 1. ed. atualizada – Macaé: Editora NUPEM, 2018; p. 32-49.
- Monteiro, B. A. P. et al. 2019. Decolonialidades na Educação em Ciências. São Paulo: Editora Livraria da Física.
- Moreira, D. A. 2002. O método fenomenológico na pesquisa. São Paulo: Pioneira Thomson, 2002.
- Mota Neto, J. C. 2018. Paulo Freire e Orlando Fals Borda na genealogia da pedagogia decolonial latino-americana. – Folios. 48: 3-13. DOI: <https://doi.org/10.17227/folios.48-8131>.
- Oliveira, C. L. 2010. Um apanhado teórico-conceitual sobre a pesquisa qualitativa: tipos, técnicas e características. – Travessias: 2. Disponível em: <https://bit.ly/3e91q6E>. Acesso em: 08 abr. 2020.
- Pacheco, M. D. et al. 2012. As Instituições envolvidas em um Projeto de Educação Ambiental no Licenciamento Ambiental: as Tensões Público-Privado no Projeto Pólen. VI Encontro Nacional da Anppas, Belém – PA.
- Petras, J. 1990. The Metamorphosis of Latin America's Intellectuals. – Latin American Perspec. 17: 102- 112. DOI: <https://doi.org/10.1177/0094582x9001700205>
- Petrobras. Petrobras lança projeto de educação ambiental em Quissamã. Disponível em: < <https://bit.ly/2JRVHUS> >. Acesso em: 20 mar. 2020.
- Rangel, T. L. V. 2016. O Parque Nacional de restinga de Jurubatiba: os conflitos socioambientais no bairro Lagomar (Macaé-RJ) e a materialização do movimento de injustiça ambiental. – Rev. Bras. Soc. do Dir. 3. DOI: <https://doi.org/10.21910/rbsd.v3n2.2016.61>
- Rocha, C. F. D. et al. 2004. Pesquisas De Longa Duração Na Restinga De Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. São Carlos: RiMA, 2004.
- Salgado, S. D. C. et al. 2019. A colonialidade como projeto estruturante da crise ecológica e a educação ambiental desde el sur como possível caminho para a decolonialidade. – Revista Pedagógica. 21: 597-622. DOI: <http://dx.doi.org/10.22196/rp.v22i0.5025>.
- Santos. B. S. 2002. Para uma Sociologia das Ausências e uma Sociologia das Emergências. – Revista Crítica de Ciências Sociais. 63: 237-280. DOI: <https://doi.org/10.4000/rccs.1285>
- Santos, B. S. 2007. Para além do pensamento abissal: das linhas globais a uma ecologia de saberes. In: Epistemologias do sul. Santos, B. S. e Meneses, M. P. (Org.). São Paulo, n. 79, p. 71-94. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0101-33002007000300004>.

- Santos, L. F. et al. 2012. Uma contribuição da Educação Ambiental para mitigação de impactos de rendas petrolíferas na Bacia de Campos, RJ. – *Petróleo, Royalties & Região*. 37. Disponível em: <<https://bit.ly/3aVdlCV>>. Acesso em: 06 abr. 2020.
- Silva, A. T. R. 2015. A conservação da biodiversidade entre os saberes da tradição e a ciência. – *Estudos Avançados*. 29: 233-259. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000100012>.
- Siqueira, M. et al. 2008. Educação Ambiental no Licenciamento Ambiental – Contribuições do Projeto Pólen. IV Encontro Nacional da Anppas, Brasília – DF.
- Sorrentino, M. et al. 2005. Educação ambiental como política pública. – *Revista Educação e Pesquisa*. 31: 285-299. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1517-97022005000200010>.
- Souza, C. C. et al. 2010. Elaboração de Projetos de Educação Ambiental: O processo realizado durante o Curso de Formação de Educadores Ambientais. In: Bozelli, R. L. et al. (org.). *Curso de Formação de Educadores Ambientais: a experiência do Projeto Pólen*. Macaé: NUPEM/UFRJ, 2010, p. 375-400.



17

A PESQUISA ENQUANTO INSTRUMENTO DE *PLACE INNOVATION* E SUPORTE À GESTÃO

O Caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

Thiago Gomes de Lima • Marcelo Braga Pessanha
Marcos Cezar dos Santos

Título Curto

PESQUISA E GESTÃO DO PARQUE NACIONAL DA
RESTINGA DE JURUBATIBA



RESUMO

Place Innovation é um conceito emergente que tem suas origens na inovação social, inovação de serviços e métodos centrados no homem, trata-se de um eixo científico relativamente novo e prático, para estudar o desenvolvimento coinovador de lugares. Tem como objetivo projetar ambientes atraentes e sustentáveis para a sociedade, abordando o desenvolvimento de destinos para o turismo, uso público, ou ainda, desenvolvendo o emprego, criando oportunidades para os lugares, entre outros. Nesse sentido este capítulo procura entender como a pesquisa pode ser utilizada enquanto instrumento de *Place Innovation* e suporte à gestão. Para tanto, foi apresentado o caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no qual os fatos mostraram que as pesquisas específicas no local se intensificaram ao longo dos anos até a transformação de sua restinga em Parque Nacional. Entretanto, os impactos foram muito além das fronteiras da unidade de conservação, contribuindo também para viabilização de centros de pesquisas e instalação da Universidade Federal do Rio de Janeiro na cidade de Macaé, norte do estado do Rio de Janeiro. Trata-se, portanto, de um *case* de *Place Innovation*, que gerou impacto na sociedade e em diferentes *stakeholders*, no qual, por meio de um efeito em cadeia, beneficiou o município em uma dimensão mais ampla. Nesse sentido, o presente trabalho sugere a metodologia interativa, enquanto metodologia de pesquisa participativa, que colabora também para aproximação entre a gestão das unidades de conservação e a comunidade científica.

Palavras-chave: inovação; lugar; pesquisa interativa; pesquisa participativa; unidade de conservação.

17.1 INTRODUÇÃO

Parque Nacional (PARNA) é uma das categorias de unidades de conservação previstas pelo Sistema Brasileiro de Unidades de Conservação (SNUC) e tem como objetivo básico “a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico” (Brasil 2011). Segundo Irving et al. (2010), os Parques Nacionais são considerados um tipo de unidade de conservação essencial no plano das estratégias globais de conservação da biodiversidade, dados seu reconhecimento internacional e sua difusão. Vale ressaltar que, no Brasil, os PARNA são de posse e domínio público; dessa forma a legislação prevê que áreas particulares, localizadas dentro dos limites do parque, devem ser desapropriadas.

O caráter de proteção integral dos PARNA, no qual se admite apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, fortalece sua importância para uma pesquisa que vise à conservação de espécies sensíveis à presença humana. Espera-se, portanto, que a administração da unidade de conservação, por meio da interação com as universidades e os institutos de pesquisa, promova o desenvolvimento de estudos em relação à fauna, à flora e à ecologia dessas unidades de conservação. Faria e De Castro (2015) sugerem que a interação entre os institutos de pesquisa, universidade e gestores é a fórmula necessária para se avançar nesse objetivo em relação aos PARNA.

No entanto, segundo Faria e de Castro (2015), a construção de projetos de pesquisas entre pesquisadores e gestores de áreas protegidas ainda não é uma prática comum. Em muitos casos, as unidades de conservação são vistas apenas como um local adequado para a coleta de material ou são o único local onde o objeto da pesquisa ainda ocorre. Nesse sentido, ao longo da história, a comunidade científica e os gestores das unidades de conservação brasileiras mantiveram um certo distanciamento que não facilitava a geração de conhecimento realmente aplicável à gestão (Faria de Castro 2015).

Sabe-se que na prática a maioria dos servidores, ao assumirem a chefia de uma unidade, se veem de frente para a organização extremamente complexa, carente de recursos e sobrecarregada de demandas e interesses da sociedade, para a qual o conhecimento técnico e o empenho se mostram insuficientes (Araújo, Marques e Cabral 2009). Entre os principais instrumentos de gestão estão o plano de manejo e o plano de uso público, documentos desenvolvidos com base em estudos científicos e com alta relevância para prática de gestão.

Quanto ao uso público, o Instituto Semeia publicou o Diagnóstico do Uso Público em Parques Brasileiros, sob a perspectiva dos gestores (Instituto Semeia 2019). O estudo demonstrou que ainda existe um grande potencial a ser aproveitado nos parques brasileiros, já que em 24 % desses espaços não há atividade de uso público, e 20 % deles não recebem nenhum visitante. Entre os parques que estão abertos à visitação, somente 7 % declaram que a estrutura existente de apoio à visitação garante plenamente as necessidades básicas de todos os setores ou núcleos da unidade de conservação (UC). Tal discrepância tem dificultado que os objetivos pelos quais essas áreas são protegidas sejam de fato atingidos, e vem comprometendo a prática da gestão nesses espaços ao distanciar o público para o qual essas unidades foram criadas.

O presente capítulo pretende mostrar como a pesquisa é essencial para gerar informações necessárias para o manejo e a conservação das áreas protegidas e pode ser utilizada enquanto instrumento de *Place Innovation* e suporte à gestão. Trata-se de um estudo de caso para o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, que recebe significativo contingente de pesquisadores por abrigar um sítio de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD). O modelo discutido pode ser aplicado em outras unidades de conservação sem desconsiderar o que ensina Takahashi (2004), porque não existem receitas rápidas a serem repassadas.

Cabe considerar que, segundo Yin (2001), o estudo de caso representa uma investigação empírica e compreende um método abrangente, com a lógica do planejamento, da coleta e da análise de dados, podendo incluir abordagens quantitativas e qualitativas de pesquisa. Nesse contexto, o presente trabalho analisará apenas o estudo de um caso e terá natureza qualitativa, apresentando o contexto de criação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, a realidade local das questões de planejamento, dos gestores das unidades de conservação e da pesquisa, enquanto instrumento de apoio à gestão. Por fim, será discutido por que a criação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba coloca-se como um modelo de *Place Innovation* para os municípios abrangidos pela referida UC.

17.2 DESENVOLVIMENTO

17.2.1 Contextualização do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

Os pesquisadores foram importantes protagonistas durante criação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Botelho 2018). Muito tempo antes das primeiras tentativas de criação do Parque, diversos cientistas já estavam engajados no desenvolvimento de estudos nesse local, visando a proteção do patrimônio genético de seres vivos e de compostos bioativos originados de espécies vegetais, muitos deles ainda desconhecidos pelas Ciências Naturais, porém muito utilizados por várias gerações da população local como fitoterápicos para o tratamento e controle de doenças (Botelho 2018).

Sabe-se que o reconhecimento da importância ecológica da restinga ocorreu a partir dos primeiros estudos desenvolvidos pela Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA), em 1979. Tais resultados preliminares já apontavam a necessidade de preservação desse ecossistema. Novas pesquisas publicadas posteriormente reforçaram essa importância ao apontar o alto grau de preservação, a elevada biodiversidade e o enorme potencial para a pesquisa científica (Esteves 2011) e ainda foram decisivas para formação da proposta de criação de uma unidade de conservação para proteção da área. A proposta foi encaminhada ao Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) em 1986. Segundo Esteves (2001, p. 64), “o que mais afligia os cientistas era o fato de que a criação de uma unidade de preservação seria a única possibilidade real de garantir a proteção deste fantástico laboratório natural, para livrá-lo da completa destruição.”

Um marco decisivo para criação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba foi o estabelecimento de um convênio entre a Petrobras e a Universidade Federal do Rio de Janeiro, em 1992, que possibilitou a implantação de um projeto de pesquisa, chamado de Estudos Ecológicos das Lagoas Costeiras do Norte Fluminense (Ecolagoas). Esse estudo contribuiu para ampliar as linhas de pesquisa sobre ecologia das lagoas e favoreceu também a edificação das instalações do Núcleo de Pesquisas Ecológicas de Macaé, hoje Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, NUPEM-UFRJ (Esteves 2011).

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba foi, enfim, criado em 29 de abril de 1998, colocando sob regime especial de proteção uma área de 14 919,46 hectares, do bioma Mata Atlântica, com o objetivo específico de conservar ecossistemas de restinga e de lagoas costeiras. Esse é um diferencial da unidade, uma vez que as restingas são ecossistemas com diferentes feições em mosaico, com características muito distintas de outras regiões continentais. Cabe destacar o desafio para gestão dessa unidade, que se especializa na compreensão e conservação de um ecossistema típico da extensa faixa costeira brasileira.

O próprio decreto 29 de abril de 1998, de criação da unidade de conservação, conforme publicado no *Diário Oficial da União* de 30 de abril de 1998, estabelecia como um dos objetivos do PARNA

Jurubatiba possibilitar o desenvolvimento de pesquisa científica, conforme se pode observar pelo seu artigo 1º:

Fica criado o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no Estado do Rio de Janeiro, abrangendo terra dos Municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, com o objetivo de proteger e preservar amostras dos ecossistemas ali existentes e possibilitar o desenvolvimento de pesquisa científica e de programas de educação ambiental (Brasil 1998).

O que demonstra que, já àquela época, a pesquisa científica em Jurubatiba era reconhecida e o governo federal acreditava no potencial da área a fim de propiciar novas descobertas. Outro objetivo destacado no texto do decreto de criação do Parque é a educação ambiental. As pesquisas concluídas e em andamento nortearam as ações de educação ambiental na unidade. Em 2002, foi criado Conselho Gestor do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, por meio da Portaria nº 97, de 06 de agosto de 2002, com a finalidade de contribuir para o efetivo cumprimento dos objetivos de criação da unidade de conservação.

Entre o período de 26 a 28 de abril de 2001, foi realizada em Macaé a Oficina de Planejamento do Parque, visando levantar referências para a elaboração do Plano de Manejo (Plano de Manejo Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, 2007). Essa oficina era composta por diversos atores sociais, entre eles servidores do IBAMA (atual ICMBio), representantes das três prefeituras (Macaé, Carapebus e Quissamã) das quais o parque faz parte, representantes da Defesa Civil do Estado (Corpo de Bombeiros), Companhia de Turismo do Estado do Rio de Janeiro (Turisrio), do Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (Sebrae), da Empresa Pública Municipal de Turismo (Macaetur), da Petróleo Brasileiro S.A. (Petrobras), do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, Universidade Federal do Rio de Janeiro (NUPEM – UFRJ), do Museu Nacional do Rio de Janeiro, da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), da Polícia Federal, de órgãos ambientais públicos e de vários setores da sociedade civil. À época, foram realizadas também consultas à comunidade local visando atualizar as informações. O Plano de Manejo final foi composto por seis encartes, sendo eles: (1) contextualização da unidade de conservação, (2) análise regional, (3) análise da unidade de conservação, (4) planejamento da unidade de conservação, (5) projetos específicos e (6) monitoria e avaliação.

Embora as mobilizações para a elaboração do Plano de Manejo tenham se iniciado em 2000, com a contratação de consultoria técnica para auxiliar a Diretoria de Ecossistemas (Direc/IBAMA), os trabalhos avançaram até meados de 2002, quando foram paralisados devido à mudança no roteiro metodológico de referência para planos de manejo. A retomada das atividades ocorreu em 2003 e sua conclusão e publicação em agosto de 2008, cinco anos depois da definição do novo modelo metodológico adotado como referência, dentro do prazo legal, porém, mais de dez anos depois da criação da unidade. Além da demora na produção do documento, alguns planos que compõem o Plano de Manejo não foram publicados conjuntamente, como o Plano de Pesquisa e o Plano de Uso Público, temas centrais do presente capítulo.

Como a UC ainda não dispunha de um Plano de Uso Público e havia a necessidade de normatizar e estabelecer os procedimentos para a prestação de serviços de apoio à visitação, foi elaborada a Portaria nº 1, de 05 de janeiro de 2012, na qual são estabelecidos os procedimentos para o credenciamento e a autorização dos serviços de condução de visitantes, transporte em barco e transporte em veículos tracionado, com fins turísticos no Parque da Restinga de Jurubatiba. O Plano de Uso Público viria a ser aprovado pela Portaria nº 244, de 27 de março de 2018, pelo Instituto Chico Mendes

de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. O texto na íntegra está disponível na sede da UC, no centro de documentação e no portal do ICMBio (<https://www.icmbio.gov.br/portal>).

Segundo Botelho (2018), as discussões para elaboração do Plano de Uso Público pela equipe de analistas ambientais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba tiveram início no ano de 2016, passando pela consulta e colaboração de membros da Câmara Temática de Uso Público e pela aprovação pelo Conselho Consultivo. A base metodológica para elaboração do Programa de Uso Público escolhida foi o ROVAP (Rol de Oportunidades para Visitantes em Áreas Protegidas) ou a sigla em inglês ROS (*Recreation Opportunity Spectrum*). Essa base é uma ferramenta que pode ser incorporada aos métodos de planejamento de áreas protegidas, e visa identificar o espectro de oportunidades recreativas que podem ser organizadas em zonas de manejo dentro de um contexto regional. Para isso, são considerados indicadores como alteração natural, evidência de atividades humanas, distância de áreas antropizadas, tipo de acesso, número de pessoas encontradas, nível de infraestrutura, presença de pessoal da unidade de conservação, entre outras (Crema e Faria 2018). Essa ferramenta, rebatizada de ROVUC (Rol de Oportunidades de Visitação em Unidades de Conservação) teve seu uso aprovado para “orientar tecnicamente os processos de planejamento da visitação” pela Portaria ICMBio nº 1.148, de 19 de dezembro de 2018, publicada no *Diário Oficial da União*, em 21 de dezembro de 2018.

Por fim, segundo Botelho (p. 199, 2018), embora tivesse a participação de alguns atores sociais e a valorização de suas sugestões, o que contribuiu para dar um caráter “local” e “enraizado” ao uso público da UC, o processo de planejamento poderia ter envolvido um número maior e mais diversificado de atores sociais, o que poderia gerar resultados complementares aos que se obtiveram.

17.2.2 A Gestão e a Pesquisa

O quadro acima delineado expõe como o processo de consolidação de uma UC é longo e não passa somente pela publicação de decretos. Citando novamente o Diagnóstico do Uso Público em Parques Brasileiros do Instituto Semeia (Instituto Semeia 2019), produzido sob a perspectiva dos gestores de unidade de conservação do Brasil, muitas lacunas precisam ser superadas para implantação das UCs. Essa consolidação da unidade tende a acontecer em um contexto extremamente complexo, com sobrecarga de demandas e interesses da sociedade e carência de recursos, para os quais o conhecimento técnico e o empenho mostram-se insuficientes (Araújo, Marques e Cabral 2009). O diagnóstico apontou que, embora os gestores se sintam realizados na prática profissional, ainda precisam lidar com problemas práticos, jurídicos, limitações de recursos humanos, carência de instrumentos de gestão e sistemas de monitoramento ineficientes, tendo ainda de agir rapidamente e tomar decisões com evidências de apoio limitadas. Apesar das demandas por informações de alta qualidade, não está evidente o quanto os conteúdos disponíveis de fato ajudam os profissionais de conservação nas tomadas de decisões.

Um estudo que analisou o gerenciamento de mais de mil áreas protegidas, administradas por duas agências de conservação australianas, mostrou que cerca de 60 % das decisões de gestão dependem de informações baseadas na experiência, e muitos gestores comentaram ter evidências insuficientes para avaliar suas decisões (Cook et al. 2010). De certa forma, poucos gestores de unidades de conservação estão utilizando os conhecimentos científicos como base para decisões de manejo (Barbosa et al. 2007, Cook et al. 2010). Uma pesquisa com gestores e corpo técnico que atua nas áreas protegidas do Canadá apontou que a desconexão entre pesquisadores e tomadores de decisão era uma das maiores barreiras (65 %) na tomada de decisão baseada em evidências nas áreas protegidas (Lemieux et al. 2018).

Para Medeiros (2012), há uma imensa lacuna em relação ao conhecimento existente acerca da biodiversidade brasileira. Tal fato contribui para limitar a capacidade plena de gestão e utilização sustentável, mas também pode ser observado enquanto oportunidade única de fortalecimento da rede de pesquisadores em atuação no país, com capacidade para preparar e formar toda uma nova geração de pesquisadores aptos não somente a identificar essa biodiversidade, como também buscar aplicações tecnológicas que melhorem a vida de todos. Cabe destacar também que, para Araújo, Marques e Cabral (2009), a gestão das unidades de conservação no Brasil ainda está comprometida com questões burocráticas, voltadas principalmente para os aspectos técnicos, desde o processo de criação até o processo de seleção e indicação das pessoas que formam a equipe de gestão. O que pode dificultar o diálogo com a pesquisa de forte viés experimental, enquanto os gestores necessitam balancear os recursos humanos e financeiros e informações disponíveis para produzir resultados para a sociedade, com o mais baixo custo possível.

Não há dúvidas em relação à importância das pesquisas para as UCs. Entretanto, um desafio a ser vencido consiste na aproximação dos pesquisadores e dos gestores das UCs, com objetivo de desenvolvimento das pesquisas que possam contribuir para as tomadas de decisões gerenciais. Faz-se mister as devolutivas acerca das pesquisas em desenvolvimento nas áreas de proteção ambiental e que as mesmas sejam interpretadas pelos gestores, para que o conhecimento gerado possa ser utilizado na prática de gestão em unidades de conservação.

17.2.3 A Relevância das Pesquisas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

Alguns dados mostram o quanto a pesquisa foi importante para transformação deste lugar em área de proteção ambiental. Desde a sua origem, a relação da unidade de conservação com a pesquisa tem sido muito próxima, o que tem favorecido a geração de conhecimento constante. A fim de verificar a presença do Parque Nacional nas respectivas plataformas científicas, realizamos análise bibliométrica sintética em duas bases de pesquisa – Capes e Scopus – adotando, como ponto de partida, o assunto “Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba” ou “Restinga de Jurubatiba”, no intervalo de 2000 a 2019. Observam-se os seguintes resultados nas tabelas 17.1 e 17.2.

TABELA 17.1 Total de Publicações por Ponto de Partida – Base Capes

Ponto de Partida em Assunto	Total de Publicações
Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	122
Restinga de Jurubatiba	273

TABELA 17.2 Total de Publicações por Ponto de Partida – Base Scopus

Ponto de Partida em Assunto	Total de Publicações
Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba	23 (Acessos abertos 13 e outros 10)
Restinga de Jurubatiba	71 Documentos

Entre as principais afiliações das quais essas publicações fazem parte, estão a Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), o Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro e a Fundação Oswaldo Cruz. Os principais periódicos encontrados são *Acta Botanica Brasilica*,

Brazilian Journal of Botany, Journal of Coastal Research, Revista Brasileira de Entomologia, Revista de Biologia Tropical, Revista Brasileira de Entomologia, Anuário do Instituto de Geociências, Biota Neotropica, Acta Limnologica Brasiliensis, Brazilian Journal of Biology, Revista Brasileira de Biologia, Desenvolvimento e Meio Ambiente, Educação e Sociedade, Latin American Journal of Pharmacy, entre outros. As publicações estão relacionadas especialmente às áreas de agricultura e ciências biológicas, ciências ambientais, ciências sociais, ciências planetárias e da terra, farmacologia, toxicologia e farmácia, medicina, entre outras.

Segundo o Portal do ICMBio, o Parque tornou-se, nos últimos anos, uma das mais bem estudadas porções do litoral brasileiro, com a atuação de instituições e centros de pesquisa referências nacionais (www.icmbio.gov.br/parnajurubatiba). As pesquisas oriundas deste PARNA foram sementes para transformação de um ambiente natural em unidade de proteção ambiental, impulsionaram a viabilização de núcleos de pesquisas, implantação de cursos superiores e a aproximação de universidades reconhecidas nacionalmente. Paralelamente, o Parque Nacional tornou-se objeto de pesquisa de longa duração de projetos reconhecimentos internacionalmente, como o PELD, contribuindo também para impulsionar os resultados gerados nessa unidade de conservação em plataformas de abrangência nacional e internacional.

O interesse pelo PARNA tem relação direta com o número de pesquisadores que se formaram, ou seja, defenderam teses e dissertações atraídos por investimentos de grupos de pesquisas específicos que capitalizaram recursos para o fomento a estudos diversificados no local. Já foi citada anteriormente a criação do projeto Ecolagoas, no entanto, o projeto mais duradouro e com objetivos mais claros com relação à produção de conhecimento científico é, sem dúvida, o projeto de PELD, financiado desde 1999 pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). De acordo com o CNPq, esse programa representa uma iniciativa pioneira e uma visão estratégica do Governo Federal ao articular uma rede de sítios de referência para a pesquisa científica sobre o tema Ecologia de Ecossistemas. Por meio desse programa, o CNPq fortalece a geração de conhecimento qualificado sobre os nossos ecossistemas e a biodiversidade que abrigam, com o foco na produção de dados de longa duração, fundamentais para aumentar a capacidade explanatória e preditiva da ecologia, capazes de nortear políticas de conservação para os ecossistemas, que são alvo de iniciativas de grupos de pesquisadores (Rocha, Esteves e Scarano 2004).

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba foi foco de pesquisadores da UFRJ desde o primeiro edital PELD, de 1998. O primeiro projeto aprovado pelo CNPq ocorreu em 1999 e intitulava-se “Perturbações Naturais e Antrópicas nos Ecossistemas da Restinga do Norte Fluminense: Sucessão Estrutural e Funcional como Base para Conservação e Manejo”. O segundo projeto foi aprovado em 2009, com o título de “Mudanças Climáticas Globais e o Funcionamento dos Ecossistemas Costeiros da Bacia de Campos: Uma Perspectiva Espaço-Temporal”, introduzindo uma abordagem mais interdisciplinar e atingindo as questões sociais envolvidas no manejo da natureza (Fuentes 2013). Por fim, o projeto foi mais uma vez aprovado, em edital de 2016, incluindo agora uma área amostral maior, questões de desenvolvimento socioambiental regional e, por fim, a participação de gestores na proposta. Tal fato contribuiu significativamente para ampliar o quantitativo de pesquisas dentro do PARNA e para incorporar outra visão ao projeto de pesquisa, abrangendo temas de interesse imediato dos gestores da unidade.

Em consulta aos diversos relatórios propostos para estudos na área, é possível relacionar à última década a produção de 30 dissertações, 15 teses, 80 artigos, 19 capítulos de livros, três livros e 12 produtos técnicos para empresas e prefeituras, destacando o fato de alguns embasarem políticas municipais de criação de UC para formação de mosaico a ser integrado ao PARNA da Restinga de Jurubatiba.

Cabe aqui destacar que a estratégia de integrar pesquisas às questões relacionadas ao interesse imediato dos gestores foi uma iniciativa do CNPq, que teve fácil aceitação no grupo de pesquisadores, dado o histórico de relações entre os pesquisadores e o Conselho Consultivo da Unidade. Esse intercâmbio foi constituído devido à trajetória de criação do PARNA da Restinga de Jurubatiba e pelo fato de, concomitantemente à consolidação da UC, o processo de interiorização da UFRJ acabou por tornar o NUPEM o embrião da implantação da primeira unidade da UFRJ fora da região metropolitana da cidade do Rio de Janeiro. A partir de projetos desenvolvidos pelos mesmos proponentes do PELD e do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, foi implantado, em 2006, o Curso de Graduação em Licenciatura em Ciências Biológicas, na cidade de Macaé – RJ, e, em maio de 2011, foi aprovada a institucionalização do Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, que conta atualmente com onze cursos de graduação e dois programas de pós-graduação (Fuentes 2013).

As pesquisas desenvolvidas no âmbito do PELD tiveram o mérito de estabelecer parcerias com diferentes instituições, citando: Laboratório de Zooplâncton, Universidade Estadual de Maringá (UEM), Sítio PELD Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (PELD-PIAP); Laboratório de Peixes da Universidade Federal do Rio Grande (UFRG); Sítio PELD Estuário da Lagoa dos Patos e Costa Adjacente (PELD-ELPA); Universidade de São Paulo (USP – Piracicaba); Universidade Luterana do Brasil (Ulbra); Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS); Universidade Estadual de Rio Claro (UNESP – Rio Claro); Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa); Environment Agency, Viena, Áustria; Universidad de la República, Maldonado, Uruguai; Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina; Institute for Ecosystem Research, University of Kiel, Alemanha; Goethe Universität Frankfurt, Alemanha.

As pesquisas desenvolvidas na área foram os aglutinadores de diversos movimentos ambientais locais que permitiram a criação desta UC (Campos 2015), e que, uma vez criada, o fortalecimento do movimento de pesquisadores pela aplicação de recursos destinados à pesquisa, favoreceu a criação do Curso de Graduação em Ciências Biológicas fora da sede da UFRJ e, consequentemente, a criação de um *campus* avançado, transformando de maneira irremediável as condições educacionais e sociais de todo o entorno. Atualmente, parte do corpo técnico de gestores de secretarias, inclusive os próprios secretários e presidentes de comitês regionais ligados ao meio ambiente, desenvolvimento científico e tecnológico, são profissionais egressos da UFRJ-Macaé.

17.2.4 Plano Estratégico de Pesquisa e Gestão do Conhecimento do ICMBio (2018-2021): a perspectiva da gestão

O Plano Estratégico de Pesquisa e Gestão do Conhecimento (PEPGC) do ICMBio 2018-2021 (PEPGC 2018) abrange todo o país, englobando as unidades de conservação federais, os biomas e as áreas marinhas. Esse plano tem especialmente dois objetivos: (1) relacionar as estratégias de pesquisa com as estratégias de conservação, e (2) priorizar os conhecimentos-chave para implementação das estratégias de conservação conduzidas pelo ICMBio em escala nacional.

Entre os pontos considerados para análise do contexto das UCs, o ICMBio destacou ameaças diretas advindas de atividades humanas que podem contribuir para degradar o estado de conservação. Assim, algumas foram selecionadas e priorizadas no processo de planejamento, entre elas, unidades bem similares ao contexto no qual o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba se insere. Existe uma expectativa para que sejam priorizadas atividades de pesquisas em: agropecuária, sistemas hidroviários e hidrelétricos, combate a incêndios, atividade industrial, malha viária, caça/apanha, espécies exóticas, mudanças climáticas, expansão urbana, pesca, exploração de petróleo e gás, portos e turismo desordenado.

Diversas estratégias de conservação foram propostas a partir do modelo conceitual de alvos e ameaças identificadas, entre elas, especificamente no que tange a *gestão*, a estratégia número 10 está voltada para o “fortalecimento da participação no monitoramento e na gestão” (PEPGC 2018). A estratégia 10 tem como base o modelo conceitual construído no plano de pesquisa e abrange resultados ligados a educação, mobilização e organização das comunidades que usam os recursos, bem como a existência de expressivo grupo de pessoas envolvidas (*stakeholders*).

Para essa estratégia algumas questões foram desdobradas: (1) Como os resultados das ações de monitoramento participativo têm sido percebidos localmente e quais as práticas adequadas ou não? (2) Quais a efetividade e os custos de monitoramento participativo em diferentes formatos no Brasil e no mundo? (3) Como os envolvidos no monitoramento são percebidos ou vistos por sua comunidade?

Embora as questões estejam voltadas para aspectos do monitoramento, pode-se utilizar as mesmas perguntas para *gestão*, direcionando para um modelo participativo de desenvolvimento de pesquisas ao buscar maior aproximação entre pesquisadores e gestores das unidades de conservação. Tratando-se de pesquisa enquanto instrumento para fortalecer e manter os processos de inovação no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, bem como contribuir enquanto instrumento para as demandas de *gestão*, o uso de metodologia interativa apresenta-se como caminho para assegurar a efetividade dessa participação.

A metodologia interativa tem como objetivo gerar conhecimentos de interesse teórico, mas que também sejam úteis na prática (Svensson et. al. 2007). Nesse sentido, o controle da pesquisa é compartilhado entre os pesquisadores e os participantes envolvidos. Conforme o modelo de pesquisa interativa apresentado por Svensson et al. (2007), alguns aspectos devem ser observados.

É considerado fundamental criar um espaço para discussão de interesses, atitudes, expectativas e outros fatores considerados essenciais, entre os pesquisadores e participantes. Considerar também que, nessa metodologia de pesquisa, a colaboração entre todos os envolvidos na gestão é constituída por diferentes papéis, métodos e habilidades. Essas atuações precisam ser esclarecidas, a fim de minimizar conflitos e otimizar a comunicação, que pode ser baseada em exemplos, analogias, modelos ou teorias. Por fim, vale apontar que os resultados da pesquisa também terão diferentes compreensões para os envolvidos. Enquanto o pesquisador está atento à produção de novas teorias, que poderão ser publicadas em livros, artigos e bases de pesquisa, os gestores estão interessados no uso desses resultados na organização, visando gerar um processo de mudança, que será mais sustentável para a problemática instalada, e que é resultado de um processo de análise crítica e aprendizagem em conjunto (Svensson et. al. 2007).

O plano estratégico de pesquisa e gestão do conhecimento do ICMBio 2018-2021 tem o propósito de nortear a pesquisa e a gestão do conhecimento do Instituto, alinhando as demandas de pesquisa com as estratégias de conservação e priorizando os conhecimentos prioritários para a formulação e implementação das estratégias de conservação a serem gerenciadas pelo ICMBio (PEPGC 2018). As estratégias adotadas em nível corporativo serão importantes para minimizar as ameaças identificadas. Entretanto, as UCs são lugares vivos, e novos desafios são instalados no cotidiano da gestão. Tratando-se de metodologias de pesquisas que contribuam para minimizar tais problemáticas, a metodologia interativa nos parece uma estratégia positiva para instalar um ambiente participativo e cooperativo entre os pesquisadores e gestores.

Nesse sentido, deve-se trabalhar por uma cooperação constante e continuamente alimentada, por meio da construção conjunta de questões e espaços diversos de compartilhamento de resultados, multidisciplinares e multiatores, incluindo, de preferência, os potenciais usuários dos resultados da pesquisa desde sua concepção (Kueffer et al. 2012). Por fim, o ICMBio tem sinalizado a necessidade de fortalecer a aproximação entre pesquisa e gestão da biodiversidade, já que é consenso entre diver-

sos pesquisadores do tema que não bastam os esforços pontuais e as pesquisas espontâneas (PEPGC 2018); dessa forma, o diálogo se faz necessário especialmente no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, uma das unidades de conservação referência em pesquisa e precursora de diversas iniciativas inovadoras.

17.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente capítulo teve como objetivo entender como a pesquisa pode ser utilizada enquanto instrumento de *Place Innovation* e suporte à gestão. Para tanto, foi apresentado o caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Conforme Erickson et al. (2016), consideram-se nos processos de inovação os esforços para contextualizar uma oportunidade de inovação, intervir nela, aprender com ela e torná-la real.

Os fatos mostraram que as pesquisas na Restinga de Jurubatiba foram se intensificando ao longo dos anos até a sua transformação em Parque Nacional. Entretanto, os impactos extrapolaram as fronteiras da unidade de conservação, contribuindo também para viabilização de centros de pesquisas e da UFRJ no seu entorno. Trata-se, portanto, de um *case* de *Place Innovation*, que gerou impacto na sociedade e em diferentes *stakeholders* por meio de um efeito em cadeia, beneficiando também a cidade de Macaé, em uma dimensão mais ampla.

Paralelamente, as pesquisas contribuíram para fomentar os instrumentos de Gestão do Lugar como o Plano de Manejo, que, ao se aderir a editais importantes, como o Projeto PELD, permitiram a ampliação da capacidade de resposta às demandas de manejo do ecossistema, como é discutido em diversos capítulos deste livro, que se propõe a apresentar dados úteis à gestão da unidade.

Diferente de muitas UCs, o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba conta com instrumentos de gestão consolidados, como o Plano de Manejo, o Plano de Uso Público, o Conselho Consultivo e as demandas relativas à situação fundiária parcialmente regularizadas. Certamente, as pesquisas são consideradas um pilar importante para que os planos sejam desenvolvidos com consistência. O plano estratégico de pesquisa e gestão do conhecimento do ICMBio 2018-2021 ainda poderá direcionar futuras pesquisas e, conseqüentemente, contribuir para tomadas de decisão dos gestores de Parques Nacionais com temas como: espécies exóticas, mudanças climáticas, expansão urbana, pesca, exploração de petróleo e gás, portos e turismo.

Cabe destacar que a única forma de justificar os investimentos em pesquisas sobre áreas protegidas é torná-las úteis à população, o que ocorre quando pode ser diretamente interpretada pelos gestores (Gibbons et al. 2008). Esse processo torna-se facilitado quando as pesquisas passam a ser direcionadas para questões essenciais de gestão, por meio de vínculos mais fortes entre a pesquisa e a prática de conservação (Fazey et al. 2005, Cook et al. 2010). O fato de o CNPq, por meio de seu último edital PELD, garantir que o esforço de pesquisa dialogue com os gestores, considerando demandas de alta prioridade, sinaliza uma importante postura que impõe a melhoria da relação pesquisador-sociedade, além de garantir que os melhores resultados de conservação sejam de fato alcançados, dada a carência de informações técnicas para apoiar a tomada de decisões por profissionais de conservação (Cook et al. 2010).

Por fim, as pesquisas mostraram a necessidade de fortalecer a aproximação entre a gestão das unidades de conservação e a Comunidade Científica, bem como fortalecer os estudos que estejam relacionados aos problemas que os parques vêm enfrentando, por meio de uma abordagem participativa. Para tanto, entre as diversas possibilidades de pesquisas participativas, o presente trabalho sugere a

metodologia interativa, dada a sua capacidade de balancear os diversos interesses dos pesquisadores e as demandas da gestão, valorizando a diferença de papéis, os modos de participação e o manejo dos resultados obtidos.

REFERÊNCIAS

- Araújo, M. A. R., Marques, C. P. e Cabral, R. F. B. 2009. Melhorando a efetividade da gestão de unidades de conservação: a experiência do Programa de Gestão para Resultados – PGR. Programa Áreas Protegidas da Amazônia-ARPA. Série Cadernos ARPA. Brasília. 56 p. Disponível em: <http://arpa.mma.gov.br/>. Acesso em 21 jan. 2020.
- Botelho, E. S. 2018. Visitação e Turismo em Parques Nacionais: O Caso do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ). Diss. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2018. 375 p. Disponível em: <https://pantheon.ufrj.br/handle/11422/12175>. Acesso em: 20 jan. 2020.
- Brandon, K., Fonseca, G. A. B. da, Rylands, A. B. e Silva, J. M. C. da. 1998. Conservação brasileira: BRASIL.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2011. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006 / Ministério do Meio Ambiente. – Brasília: MMA/SBF. 76 p.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Decreto s/n de 29 de abril de 1998. Cria o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, 30 abr. 1998. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/anterior%20a%202000/1998/dnn6730.htm>. Acesso em: 21 jan. 2020.
- Campos, R. 2015. *Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba*. Macaé: Íris Mídia.
- Crema, A. e Faria. P. E. P. 2018. Rol de Oportunidades de Visitação em Unidades de Conservação – ROVUC. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio.
- Cook, C. N., Hockings, M. e Carter, R. W. 2010. "Conservation in the dark? The information used to support management decisions." *Frontiers in Ecology and the Environment* 8.4: 181-186.
- Da Rocha, L. G., Drummond, J. A. e Ganem, R. S. 2010. Parques nacionais brasileiros: problemas fundiários e alternativas para a sua resolução. *Revista de Sociologia e Política*, v. 18, n. 36, p. 205-226.
- Diegues, A. C. S. 1993. Populações Tradicionais em Unidades de Conservação: O Mito Moderno da Natureza Intocada. Núcleo de Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas do Brasil. Série – Documentos e Relatórios de Pesquisa, nº 1, São Paulo.
- Ericson, Åsa, Johan Holmqvist, e Johan Wenngren. 2016. "Place innovation: using design thinking in live cases." 12th Biennial Norddesign 2016 Conference" Highlighting the Nordic Approach", Trondheim, Norway, 10-12 August 2016. Vol. 2.
- Ervin, J., Sekran, N., Dinu, A. et al. 2010. Protected Areas for the 21st Century : Lessons from UNDP/GEF's Portfolio. United Nations Development Programme and the Convention on Biological Diversity, New York, USA and Montreal, Canada.
- Esteves, F. A. 1998a. Lagoas Costeiras: Origem, Funcionamento e Possibilidades de Manejo. In: Esteves, F. A. (org.). *Ecologia Das Lagoas Costeiras Do Parque Nacional Da Restinga De Jurubatiba E Do Município de Macaé (RJ)*, Rio de Janeiro, RJ: NUPEM-UFRJ.

- Esteves, F. A. 1998b. Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro, RJ: NUPEM-UFRJ.
- Rocha, C. F. D., Esteves, F. A. e Scarano, F. R. (org.). Pesquisa de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. 1ª Ed. Rio de Janeiro, RJ: RiMa editora.
- Esteves, F. A. 2011. Do índio goitacá à economia do petróleo: uma viagem pela história e ecologia da maior restinga protegida do Brasil. Campos dos Goytacazes (RJ): Essentia Editora.
- Faria, C. C. e De Castro, E. B. V. 2015. Envolvendo a comunidade científica na gestão do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Biodiversidade Brasileira, n. 1, p. 4-20.
- Fuentes, N. M. M. 2013. Territórios, Saberes E Imagens: Um Estudo Sobre A Percepção Da População Do Entorno sobre o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil.
- ICMBio. 2008c. Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga da Jurubatiba. Brasília: 801p. Disponível em <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_jurubatiba.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2020.
- Irving, M. A. et al. 2007. “Governança e políticas públicas: desafios para gestão de parques nacionais no Brasil.” *Políticas ambientales y gobernabilidad en America Latina*: 79-103.
- Instituto Semeia. 2019. Diagnóstico do Uso Público em Parques Brasileiros: A Perspectiva dos Gestores | 2019. Disponível em: <<http://www.semeia.org.br/publicacoes.php>>. Acesso em: 20 jan. 2020.
- Kueffer, C., Underwood, E., Hadorn, G. H., Holdegger, R., Lehning, M., Pohl, C., Schirmer, M., Schwarzenbach, R., Stauffacher, M., Wuelser, G. e Edwards, P. 2012. Enabling effective problem-oriented research for sustainable development. *Ecology and society*, 17(4): 8. <<http://dx.doi.org/10.5751/>>. Acesso em: 23 jan. 2020.
- Kundlatsch, C. A. et al. 2019. Uso público e as atividades de visitação noturna nos parques nacionais do Brasil.
- Lemieux, C. J. et al. 2018. “Evidence-based decision-making in Canada’s protected areas organizations: Implications for management effectiveness.” *Facets* 3. : 392-414.
- Medeiros, R. et al. 2012. Desafios à gestão sustentável da biodiversidade no Brasil. *Floresta e Ambiente*, v. 13, n. 2, p. 1-10.
- Oliveira, A. G. C. 2017. Unidades de conservação: desafios e alternativas de gestão econômica dos parques nacionais. Acesso em: 20 jan. 2020.
- PEPGC – Plano Estratégico de Pesquisa e Gestão do Conhecimento do ICMBio 2018-2021. 2018. ICMBio: Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/oquefazemos/pesquisas/plano_de_pesquisa_v.1.0_17set18.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2020.
- Svensson, L., Ellström, P. E. e Brulin, G. 2007. “Introduction–on interactive research.” *International Journal of Action Research* 3.3: 233-249.
- Takahashi, L. 2004. Uso Público em unidades de conservação. Cadernos de Conservação. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. Ano 02, n. 02, Outubro.
- Yin, R. 2001. Estudo de caso: planejamento e métodos. 2ª ed. Porto Alegre: Bookman.

18

PROCESSO DE ESTRUTURAÇÃO E PADRONIZAÇÃO DE DADOS DE OCORRÊNCIAS DE ESPÉCIES PARA INTEGRAÇÃO COM O SISTEMA DE INFORMAÇÃO SOBRE A BIODIVERSIDADE BRASILEIRA

Emerson Luiz Florentino Borges

Título Curto

ESTRUTURAÇÃO E PADRONIZAÇÃO DE DADOS DE
OCORRÊNCIAS DE ESPÉCIES

RESUMO

A necessidade de compreensão do mundo biológico é essencial para a preservação dos ecossistemas naturais, que pode auxiliar no desenvolvimento de políticas de gestão ambiental e na tomada de decisões ecologicamente sustentáveis. Essa necessidade provocou uma mudança na forma de gerenciamento dos dados, pois, para isso, os dados devem estar em formatos que possibilitem a comunicação e a interoperabilidade entre sistemas de informação. Este capítulo apresenta os passos necessários para a estruturação e padronização de dados de ocorrências de espécies para serem publicados no Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBr).

Palavras-chave: GBIF; Darwin Core; SiBBr; ocorrência de espécies.

18.1 INTRODUÇÃO

Uma característica comum das subáreas de pesquisa do sítio PELD-RLaC é o registro inicial dos dados de ocorrências de espécies, que normalmente são armazenados em cadernos ou fichas de campo. Esses dados podem ser referentes a uma amostra de água, de solo, de serrapilheira (matéria orgânica vegetal morta), espécime de planta ou animal, e que é expressa por diferentes descritores, elementos químicos e parâmetros físicos como temperatura, salinidade, pH, condutividade, umidade (amostra de água, solo, serrapilheira), dimensões, peso, fecundidade, sexo, idade (espécimes). Tratando-se de espécimes, seu registro permite adicionalmente a obtenção de um dado de ocorrência.

Para Cadman et al. (2011), o conhecimento desses dados é o fator primordial para a compreensão do mundo biológico, é essencial para a preservação dos ecossistemas naturais, que pode auxiliar no desenvolvimento de políticas de gestão ambiental e na tomada de decisões ecologicamente sustentáveis. Essa necessidade provocou uma mudança na forma de gerenciamento dos dados, pois, para isso, os dados devem estar em formatos que possibilitem a comunicação e a interoperabilidade entre sistemas de informação.

Em 2016, por meio da RN-009/2016, o CNPq instituiu a Política de Dados do Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD) com o objetivo de regulamentar as formas de disponibilização, acesso e uso dos dados gerados pelos pesquisadores da rede PELD. A disponibilização dos dados de ocorrências de espécies e metadados obtidos no âmbito de cada sítio de pesquisa deverá ser feita pelo SiBBr.

18.2 SISTEMA DE INFORMAÇÃO SOBRE A BIODIVERSIDADE (SIBBR)

O SiBBr é uma plataforma *on-line* que pretende reunir dados e informações sobre a biodiversidade do Brasil. Foi desenvolvido para integrar e disseminar dados coletados e publicados por diversas instituições brasileiras, como universidades, institutos de pesquisa e agências governamentais (Gadelha et al. 2014).

O SiBBr é o nó brasileiro do *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), uma infraestrutura global para coleta e integração de dados de biodiversidade, por isso ambos utilizam os mesmos padrões para coletar e integrar dados de coleções biológicas, ocorrências e listas de espécies de instituições do Brasil ou do exterior, que publiquem dados sobre a biodiversidade brasileira (Gadelha et al. 2014).

18.3 ESTRUTURAÇÃO E PADRONIZAÇÃO DE DADOS DE OCORRÊNCIAS DE ESPÉCIES

O conjunto de dados a ser publicado refere-se aos dados primários, ou seja, dados coletados pela primeira vez, dados inéditos, obtidos por diversos equipamentos, como máquinas fotográficas, celulares, GPS, gravadores, estações meteorológicas e anotações em cadernos ou fichas de campo (SIBBR 2018).

Para que os dados sejam disponibilizados no SiBBr, é necessária a criação de um pacote de dados que contenha os metadados e os dados.

18.3.1 Metadados

Metadados são dados sobre os dados, ou seja, informações que acompanham um conjunto de dados e que permitem ao utilizador verificar a autenticidade do conjunto dos dados (Cadman et al. 2011).

Os metadados permitem que os usuários conheçam a natureza e as peculiaridades do conjunto de dados, como, por exemplo: quem é o responsável por sua elaboração; qual o conteúdo dos dados; quando, onde e como os dados foram obtidos. Essas informações permitem que usuários avaliem a relevância do conjunto de dados de acordo com as suas necessidades e, por isso, é muito importante investir algum tempo na descrição correta dos metadados (Silva et. al. 2015).

A qualidade das informações presentes nos metadados é essencial para que o conjunto de dados (dados e metadados) seja inteligível e reutilizável. Isso permite que pesquisadores interessados verifiquem a existência de dados semelhantes, o que pode evitar a duplicação de esforços e estimular o estabelecimento de parcerias e colaborações em estudos integrativos.

18.3.2 Organização dos Metadados

O pacote de dados (dados e metadados) de um subprojeto de pesquisa é disponibilizado no SiBBr pelo *Integrated Publishing Toolkit* (IPT). O IPT é uma ferramenta que possui uma interface amigável usada para facilitar a inserção e a integração de dados. Mas, antes de iniciar a publicação dos metadados, é importante fazer o planejamento e a organização do processo de publicação, dinamizando a inserção dos dados no IPT.

Essa organização pode ser feita inserindo as informações necessárias em um arquivo-texto para servir como auxílio no momento do preenchimento do formulário do IPT. A seguir serão mostrados os principais metadados que devem ser inseridos no IPT para compor um pacote de dados de um projeto de pesquisa.

18.3.3 Definindo o Nome do Pacote de Dados

Ao iniciar o processo de publicação o IPT é preciso nomear o recurso (pacote de dados) que será criado. Esse nome é chamado de **nome curto**, que na verdade é um identificador do recurso no IPT do PELD. O nome curto será usado posteriormente para compor a URL (<https://ipt.sibbr.gov.br/peld/manage/resource?r=peld-rlac-comunidade-peixes-jurubatiba>), que será usada para acessar o recurso pela internet.

Para compor o nome curto são necessários, pelo menos, três caracteres, e só é permitido o uso de caracteres alfanuméricos (letras e números), hífen e *underline* (_).

Esse nome pode ser composto de várias formas. Como o PELD-RLaC possui mais de um subprojeto na mesma área de pesquisa, optou-se por compor o nome curto com nome do projeto (PELD), nome do sítio (RLaC) e nome do subprojeto (comunidades de peixes), separados por *underline*: “peld_rlac_comunidades_peixes_jurubatiba”.

Esse tipo de composição não é uma regra, cada sítio pode planejar e definir a nomeação da forma que for mais propícia, mas é importante ficar atento para que contemple todos os subprojetos.

Na criação do pacote de dados do subprojeto “Estrutura e composição das comunidades de peixes em lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba”, a primeira informação do arquivo-texto seria:

Nome curto: peld-rlac-comunidade-peixes-jurubatiba

18.3.4 Metadado Básico

O formulário de inserção dos metadados do IPT é organizado por *links* temáticos que relacionam cada tipo de informação. O primeiro *link* é o “Metadado Básico”, que permite a inserção dos dados essenciais para o pacote de dados, por isso todos os campos são de preenchimento obrigatório. As informações que devem ser preenchidas no Metadado Básico são:

a) Título

Um título descritivo do subprojeto de pesquisa. Deve ser descrito sem abreviações, de forma que possa ser diferenciado de outros projetos.

Exemplo: “Estrutura e composição das comunidades de peixes em lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba”.

b) Frequência de atualização

Essa informação é utilizada para determinar com que frequência são feitas alterações no recurso, após publicação inicial. No formulário do IPT, deve ser escolhida uma opção entre: diariamente, semanalmente, mensalmente, bianual, atualmente, quando necessário, continuamente, irregular, não planejado, desconhecido ou ainda, outro período de manutenção.

c) Tipo

Esse campo é usado para definir o tipo do recurso. Pode ser escolhida uma das opções a seguir: ocorrência (ocorrências na natureza), *checklist* (lista de nomes de táxon), evento de amostragem, somente metadados (metadados sem os dados primários) ou outro (quando nenhuma das opções anteriores for satisfatória).

d) Subtipo

As opções do campo **Subtipo** vão depender da opção selecionada no campo **Tipo**.

Se for selecionado o tipo “**Ocorrência**”, as opções serão:

Espécime: Dados de espécime, normalmente de coleções de museus.

Observações: Dados de observações, normalmente de monitoramento e de observações de campo.

Se for selecionado o tipo “**Checklist**” as opções serão: **Autoridade Taxonômica, Autoridade de Nomenclatura, Inventário Temático, Inventário Regional, Dataset Global de Espécies e Derivado de Ocorrência.**

Para os tipos “**Evento de amostragem**”, “**Somente metadados**” e “**Outro**” não há opções de subtipo.

e) Idioma dos metadados

Usado para indicar qual o idioma usado para a descrição dos metadados do recurso.

f) Idioma dos dados

Usado para indicar qual o idioma usado para a descrição dos dados do recurso.

g) Licença dos dados

Nesse campo o pesquisador responsável deverá indicar o tipo de licença que será aplicada ao conjunto de dados. A licença fornece uma maneira padronizada para definir os usos apropriados dos dados. O GBIF incentiva os pesquisadores a adotarem uma licença menos restritiva possível, e por isso disponibiliza três opções:

Diretório pessoal: (a URL do sistema de diretórios de pessoal ao qual o contato pertence) Existem cinco diretórios padrão para escolher: Lattes/CNPq, ORCID, ResearchID, LinkedIn e Google Acadêmico.

Identificador pessoal: (a URL completada com o identificador pessoal do pesquisador)

Exemplo: <http://lattes.cnpq.br/9840922547339289>

j) Contato do recurso

Nome(s) da(s) pessoa(s) que estará(ão) disponível(is) para um possível contato de pessoas interessadas em obter mais informações sobre os dados ou sobre um possível problema com os dados. Para cada contato (podem ser inseridos vários) são necessárias as mesmas informações utilizadas na inserção do criador, inclusive, podendo ser as mesmas pessoas.

k) Provedor do recurso

Nome(s) da(s) pessoa(s) responsável(is) pela inserção dos metadados do subprojeto de pesquisa no IPT. Para cada contato (podem ser inseridos vários) são necessárias as mesmas informações utilizadas na inserção do criador e do contato, inclusive, podendo ser as mesmas pessoas.

18.3.5 Cobertura Geográfica

A “Cobertura Geográfica” é o segundo bloco de informações a serem inseridas no IPT, é usada para informar a área geográfica onde os dados são obtidos. Esse bloco possui dois tipos de informações:

a) Coordenadas

Devem ser inseridas, **obrigatoriamente**, as coordenadas geográficas da área (Oeste, Sul, Leste e Oeste). Essas coordenadas devem ser inseridas em graus decimais.

Exemplo: Oeste: -41.8613 → Leste: -41.5988 → Sul: -22.4247 → Norte: -22.1909

b) Descrição

Deve ser feita uma descrição textual da área, que pode incluir aspectos do relevo, formação geológica, tipo de bioma, etc.

Exemplo: “A área de estudo contempla ambientes aquáticos lânticos no Norte do estado do Rio de Janeiro. Nessa região, lagoas costeiras foram formadas durante as oscilações do nível do mar do período Quaternário e se mantêm desconectadas do mar pela constante ação de ondas e deposição de sedimentos marinhos.”

Os dois grupos de dados apresentados (Metadados básico e Cobertura geográfica) devem ser obrigatoriamente preenchidos.

Os grupos a seguir possuem a prerrogativa de não serem preenchidos.

18.3.6 Cobertura Taxonômica

A “Cobertura Taxonômica” permite ao pesquisador inserir informações sobre os grupos de taxa cobertos pelo recurso. Cada grupo deve possuir uma descrição e uma lista de taxa; cada táxon é composto por um nome de táxon (científico ou comum) e uma classificação. A inserção desses dados não é obrigatória.

Podem ser descritas uma ou mais coberturas taxonômicas, para cada cobertura será necessário informar os seguintes dados:

a) **Descrição:** uma descrição dos táxons representados no conjunto de dados.

Exemplo: “Todos os espécimes foram identificados por família ou espécie”.

b) **Nome científico (preenchimento obrigatório):** *Poecilia vivipara*

c) **Nome comum:** Barrigudinho

d) **Rank:** família

18.3.7 Cobertura Temporal

A “Cobertura Temporal” compreende o tempo no qual os dados foram ou serão obtidos; esse tempo deve ser expresso de acordo com a obtenção dos dados. Pode ser expresso das seguintes formas:

a) **Data única**

Uma data no formato (yyyy-mm-dd).

Exemplo: 2014-09-24

b) **Formação de período**

Esse tipo de cobertura temporal destina-se a acomodar um período de tempo nomeado ou expresso com o intervalo dos anos.

Exemplos: “2010-2014”, “vitoriana”, etc.

c) **Intervalo de datas**

Essa opção permite ao pesquisador informar a data exata para o início e o fim do período de coleta. Essas datas devem ser expressas no formato yyyy-mm-dd.

Exemplos: Data inicial: 2014-02-13 Data final: 2018-11-30

d) **Período de tempo em que viveu**

Essa opção permite ao pesquisador informar o período de tempo, nomeado ou expresso com o intervalo dos anos, em que o material biológico esteve vivo, incluindo períodos de tempo paleontológicos.

Exemplos: “2010-2012”, “Pleistoceno”, etc.

Obs.: A inserção da cobertura temporal não é obrigatória.

18.3.8 Palavras-chave

As “Palavras-chave” são usadas para descrever o recurso por meio de um conjunto de termos, que permite ao usuário criar um ou mais conjuntos de palavras-chave relacionadas ao recurso. Cada conjunto de palavras-chave pode ser associado a um tesauro/vocabulário que rege os termos da lista. Os tesouros de palavras-chave podem ser específicos, customizados ou oficiais.

Esse bloco é dividido em duas partes, a primeira refere-se às palavras-chave do tipo do recurso definido na letra **c** no item **5.2.1.2**. Por padrão, no formulário do IPT, o primeiro campo **Thesaurus/Vocabulário** já possui o valor http://rs.gbif.org/vocabulary/gbif/dataset_type.xml, que se refere ao vocabulário para o conjunto de dados de tipos usados pela rede GBIF. Esse conjunto de dados é composto pelas seguintes palavras-chave: ocorrência, *checklist*, somente metadados, outro. Se o pesquisador decidir usar outras palavras-chave diferentes dessas, o valor do campo deverá ser alterado para “n/a” (*not applicable*) (GBIF, 2015). No conjunto de dados usado como exemplo, o vocabulário e as palavras-chave para o tipo foram definidos da seguinte forma:

- **Thesaurus/Vocabulário:** n/a
- **Palavras-chave:** conectividade hidrológica, espécies não nativas, Jurubatiba, lagoas costeiras, *teleostei*.

A segunda parte refere-se às palavras-chave do subtipo do recurso definido na letra **d** no item **5.2.1.2**. Por padrão o vocabulário está definido como http://rs.gbif.org/vocabulary/gbif/dataset_subtype.xml, que se refere ao vocabulário para o conjunto de dados de subtipos usados pela rede GBIF. As palavras-chave que compõem esse conjunto de dados são: espécime, observações, autoridade taxonômica, autoridade de nomenclatura, inventário temático, inventário regional, conjunto de dados global de espécies, derivado de ocorrência.

Se o pesquisador decidir usar outras palavras-chave diferentes dessas, o valor do campo deverá ser alterado para “n/a” (*not applicable*). No conjunto de dados usado como exemplo, o vocabulário e as palavras-chave para o tipo foram definidos da seguinte forma:

- **Thesaurus/Vocabulário:** http://rs.gbif.org/vocabulary/gbif/dataset_subtype.xml
- **Palavras-chave:** observação.

Segundo orientações de INBO (2018), as palavras-chave devem ser descritas em letras minúsculas e separadas por vírgula. O uso de letras maiúsculas não é proibido, mas devem ser usadas somente quando necessário, por exemplo “Jurubatiba” (nome próprio). Uma outra orientação é limitar o uso máximo de dez palavras-chave.

18.3.9 Dados de Projeto

Nesse bloco devem ser informados os metadados referentes ao projeto sob o qual os dados no recurso foram produzidos.

a) Título (obrigatório)

Título do projeto exatamente como foi submetido ao PELD.

Exemplo: Mudanças Climáticas Globais e o Funcionamento dos Ecossistemas Costeiros da Bacia de Campos: Uma Perspectiva Espaço-Temporal.

b) Identificador

O identificador deve ser exclusivo, com objetivo de ser usado para vincular várias instâncias de documentos *dataset/EML* que estão associadas ao mesmo projeto.

Exemplo: PELD-RLaC

c) Descrição

Um resumo sobre o projeto de pesquisa.

Exemplo: “O Sítio Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense (RLaC) está inserido no Programa Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), concebido e financiado pelo Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Científico (CNPq), desde 1999. As pesquisas atuais no sítio resultam do esforço multidisciplinar de pesquisadores e técnicos da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Museu Nacional, alunos dos Programas de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPG-CiAC) e Ecologia (PPGE), Gestores do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e colaboradores da Universidade Federal de Juiz de Fora, experientes no estudo da biodiversidade e processos ecossistêmicos. O objetivo do sítio é avaliar o histórico da influência das mudanças ambientais globais na ciclagem do carbono e na diversidade biológica em ecossistemas costeiros, e as interferências antrópicas atuais e locais nesta relação, utilizando o ecossistema de restinga e as lagoas do PARNA Restinga de Jurubatiba como modelo.”

d) Financiamento

Informação sobre fontes de financiamento para o projeto, por exemplo, número de contrato, nomes e endereços das fontes de financiamento.

Exemplo: PELD/MCT-CNPq Processo nº 441610/2016-1

e) Descrição da área de estudo

Documenta a área física associada com o projeto de pesquisa. Podem ser incluídas descrições da cobertura geográfica, temporal e taxonômica do local de pesquisa.

Exemplo: “Em 14 860 ha de área no norte do estado do Rio de Janeiro, na região da Bacia de Campos, um mosaico de ecossistemas terrestres e aquáticos constitui desde 1998 o único parque nacional protegido na forma de restinga, o PARNA Restinga de Jurubatiba, que é delimitado a norte e a sul por dois corpos d’água de grande interesse em termos de conservação e valoração socioambiental (Lagoa Feia e Lagoa Imboassica) (Vértices do Polígono: 1 (– 41,866758; – 22,414679); 2 (– 41,438931; – 21,948339); 3 (– 41,258435; – 21,894774); 4 (– 41,179387; – 22,118887); 5 (– 41,840408; – 22,427388). A temperatura média anual na região é de 22,6 °C, e a precipitação é de 1 164 mm. A distribuição de chuvas é sazonal, sendo o verão a estação com maior índice pluviométrico, 189 mm em janeiro. Nos meses mais secos – junho, julho e agosto – o solo apresenta deficiência hídrica, e de outubro a janeiro ocorre reposição de água no solo. O Parque estende-se por uma faixa de 60 km de comprimento por 10 km de largura. Os depósitos de areia dos diferentes eventos de glaciação formam cordões arenosos paralelos à costa. Os cordões são entrecortados pelo canal Campos-Macaé, aberto no século XIX para facilitar o escoamento do açúcar produzido na região, além de duas dezenas de lagoas que, em função da origem e do aporte hídrico, diferem substancialmente entre si quanto a morfometria, propriedades físico-químicas e, conseqüentemente, composição biótica. Entre os cordões arenosos, existem áreas que são permanentemente inundadas por projeções das lagoas e áreas periodicamente inundadas em função da variação do lençol freático e do regime de chuvas. Uma das maiores características desses ecossistemas aquáticos são as altíssimas concentrações de COD apresentados por muitos desses ecossistemas, que refletem diretamente sobre o balanço de C desses com a atmosfera na estruturação das comunidades aquáticas.”

f) Descrição do *design*

Uma descrição textual geral do projeto de pesquisa. Podem ser incluídas descrições detalhadas dos objetivos, das motivações, da teoria, das hipóteses, da estratégia, do projeto estatístico e dos trabalhos atuais.

Exemplo: “O objetivo geral do estudo proposto é avaliar o histórico da influência das mudanças ambientais globais na ciclagem do carbono e na diversidade biológica em ecossistemas costeiros, e as interferências antrópicas atuais e locais nessa relação, utilizando o ecossistema de restinga e as lagoas do PARNA Restinga de Jurubatiba como modelo. Na presente proposta de estudo, além das 18 lagoas costeiras na área do PARNA e duas em suas áreas limítrofes (< 10 km, Imboassica e Feia), serão monitoradas cinco áreas na restinga de forma a contemplar o gradiente litoral-continente nos ecossistemas terrestres e aquáticos. Um esforço amostral padronizado, com frequência quinzenal, mensal, trimestral ou semestral para os diferentes grupos visa contemplar a replicação do fator sazonalidade pluviométrica. As amostragens conjuntas de diferentes equipes almejam produzir dados de maneira a suportar inferências mais amplas sobre o funcionamento dos ecossistemas e o monitoramento da dinâmica biológica nos ambientes terrestres e aquáticos.”

g) Pessoas associadas ao projeto (obrigatório)

Usado para listar pessoas envolvidas no projeto, como, por exemplo, o coordenador do projeto. Esse campo permite a inserção de uma ou mais pessoas associadas ao projeto, para isso são listadas as seguintes opções: Autor, Provedor de Conteúdo, Custódio de Dados, Distribuidor, Editor, Provedor de Metadado, Originador, Ponto de Contato, Pesquisador Principal, Processador, Publicador, Usuário, Programador e Curador. Dentre as opções listadas, Pesquisador Principal é a única que se enquadra na função de coordenador do projeto.

Primeiro Nome: Francisco

Sobrenome: de Assis Esteves

Diretório pessoal: (a URL do sistema de diretórios de pessoal ao qual o contato pertence) Existem cinco diretórios padrão para escolher: Lattes/CNPq, ORCID, ResearchID, LinkedIn e Google Acadêmico.

Identificador pessoal: (a URL completada com o identificador pessoal do pesquisador)

Exemplo: <http://lattes.cnpq.br/6635523086396765>

Papel: Função que a pessoa listada exerce no projeto.

Exemplo: Pesquisador Principal.

18.3.10 Métodos de Amostragem

Nesse bloco devem ser informados os metadados que contêm informações sobre métodos de amostragem usados para os dados representados no recurso.

a) Área de estudo (obrigatório)

Descrição da área de amostra específica e da frequência de amostra (limites temporais, frequência de ocorrência).

Exemplo: “As comunidades de peixes das lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, além das lagoas Imboassica e Feia serão amostradas em uma frequência anual, enquanto os estudos populacionais demandam coletas mensais.”

b) Descrição da amostra (obrigatório)

Descrição dos protocolos usados durante o projeto de pesquisa. O conteúdo desse elemento pode ser similar à descrição dos métodos encontrados nas seções “métodos” de artigos de revistas científicas.

Exemplo: “Os peixes são capturados com o emprego de redes de arrasto marginal (1,5 m de profundidade), redes de espera de malhagens diversificadas, peneiras e picarés. Imediatamente após a coleta dos peixes são registrados parâmetros abióticos (oxigênio dissolvido, salinidade, temperatura da água), e uma amostra de um litro de água será transportada para análises laboratoriais posteriores (fósforo e nitrogênio total, clorofila-a e pH).”

c) Descrição do passo (obrigatório)

Esse campo permite um conjunto de elementos que documentam uma série de métodos e procedimentos utilizados no estudo e nas etapas de processamento que levam à produção dos arquivos de dados. Eles incluem descrições de texto dos procedimentos, literatura relevante, *software*, instrumentação, fonte de dados e quaisquer medidas de controle de qualidade. Cada método deve ser descrito em detalhes suficientes para permitir que outros pesquisadores possam interpretar e repetir o estudo, se necessário.

Exemplo: “Após a coleta dos espécimes em campo, os mesmos são anestesiados e fixados em formaldeído 4 % e transferidos para álcool 70 % após dez dias. No Laboratório Integrado de Zoologia será realizada a identificação dos espécimes, a contagem e a determinação da biomassa. Esses dados serão utilizados para a elaboração das matrizes de dados de abundância e biomassa das espécies por localidade e campanha. Para os estudos de história de vida, os espécimes serão medidos (comprimento total e padrão), eviscerados, com o peso do fígado, gônadas e trato digestório registrado. Espécies *viviparas* terão o tamanho da prole registrado.”

18.3.11 Citações

Esse bloco permite inserir informações para orientar a forma como o recurso deverá ser citado. Para garantir um formato padrão, o IPT possui a opção de “Autogeração”, que fica localizado acima da caixa de texto “Referência do Recurso”. Por padrão a opção “Autogeração” fica no modo desligado; para ativar a “Autogeração” basta clicar na opção **Autogeração está DESLIGADO – Ligar**.

Exemplo de citação gerada pela opção “Autogeração”:

“Cristina Petry A (2018): Estrutura e composição das comunidades de peixes em lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. v1.3. Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira – SiBBr. Dataset/Occurrence. <https://ipt.sibbr.gov.br/peld/resource?r=peld-rlac-comunidade-peixes-jurubatiba&v=1.3>.”

O formato de citação gerado pelo IPT satisfaz a *Joint Declaration of Data Citation Principles*. Esse formato inclui um número de versão (v=1.3), que é especialmente importante para conjuntos de dados que são continuamente atualizados.

Esse bloco também permite a inserção de citações adicionais de outros recursos relacionados ou usados na criação desse recurso. Isso pode ser feito clicando na opção “Adicionar nova citação bibliográfica”.

18.3.12 Salvando os Metadados

Os metadados criados devem ser salvos em um arquivo-texto, que poderá ser enviado para o gestor de dados do projeto para auxiliá-lo no momento da inserção na interface do IPT.

18.3.13 Dados

Após a descrição dos metadados, o próximo passo é preparar os dados para serem publicados. Para isso, serão necessárias a estruturação e a padronização dos dados.

18.3.13.1 Estruturação de dados

A estruturação dos dados pode ser considerada como um conjunto de boas práticas que ajudará no processo de padronização dos dados. No caso de dados em planilhas, a estruturação ajudará a evitar possíveis problemas em um processo de importação para sistemas de informação.

É importante ressaltar que as planilhas que contêm os dados deverão ser convertidas para o formato CSV (*Comma Separated Values*), um arquivo tabular no formato de texto que tem os valores separados por vírgula, no qual seus valores são delimitados por aspas duplas. Em arquivo CSV a primeira linha representa o cabeçalho das colunas da planilha, as linhas seguintes representam os dados da planilha (Shafranovich 2005), exemplo:

- “order”, “family”, “scientificName”
- “Cyprinodontiformes”, “Poeciliidae”, “Phalloptychus januarius”
- “Perciformes”, “Cichlidae”, “Geophagus brasiliensis”
- “Characiformes”, “Characidae”, “Hyphessobrycon bifasciatus”

Diante das especificidades do formato CSV, a planilha de dados deve ser criada de forma simples, porém, estruturada. Por isso, alguns recursos devem ser evitados: células mescladas, legendas, formatações (negrito, itálico e cores nas células) entre outros.

A estruturação de uma planilha prevê também a descrição dos dados de forma que seja compreendida tanto pelos usuários quanto pelos sistemas de informação. Seguem abaixo alguns exemplos de formatos não estruturados e formatos estruturados:

a) Datas

- não estruturado: “20.II.2009”
- estruturado: “2009-02-20”

Obs.: Se, por acaso, em algum registro de dados, o pesquisador não tiver a data completa (2009-02-20), poderá ser registrada a data parcial (2009-02 ou 2009).

b) Formato numérico

Usar o formato americano, ou seja, “,” (vírgula) como separador de milhar e “.” (ponto) como separador decimal.

- não estruturado: “1.400,50”
- estruturado: “1,400.50”

c) Valores Preenchidos com Zero

Uma célula que não tiver valor conhecido deve ficar vazia, não deve ser preenchida com zero.

d) Diferentes informações em uma mesma célula

- não estruturada: Área de coleta: “250 m²”.
- estruturada: Área de coleta: “250” Unidade de medida: “metro quadrado”

e) Células multivaloradas

Para separar dados em uma célula que possui mais de um valor, use o caractere pipe (“|”), em vez de vírgula (“,”).

- não estruturada: Coletor: “Fernando Ferreira Faria, Marta Martins Maia”.
- estruturada: “Fernando Ferreira Faria | Marta Martins Maia”.

As tabelas 18.1 e 18.2 apresentam exemplos de planilhas mal-estruturadas e bem-estruturada, respectivamente.

TABELA 18.1 Planilha mal-estruturada

COLETA DO PROJETO XVZ						
País:	Brasil					
Estado:	Rio de Janeiro					
Número de campo	Data da coleta	Método de coleta	Área amostrada	Latitude	Longitude	Município
XYZ2010051953	19 de mar. de 2010	rede de arrasto, rede de malha	250 m ²	-22.205639	-41.465944	Carapebus
XYZ2010051954	20. mar. 2010		250 m ²	-22.205639	-41.465944	Carapebus
XYZ2010051955	21. mar. 2010		240 m ²	-22.205639	-41.465944	Carapebus
XYZ2010051856	22 de março. de 2010	rede de malha	30 m ²	-22.205639	-41.465944	Carapebus
XYZ2010051957	23 de março. de 2010		200 m ²	-22.205639	-41.465944	Carapebus
XYZ2010051972	24 de março. de 2010		703.6 m ²	-22.207722	-41.486639	Macaé
XYZ2010051973	25.III.2010		703.6 m ²	-22.207722	-41.486639	Macaé
XYZ2010052062	25.III.2010	rede de arrasto	60 m ²	-22.213500	-41.490833	Carapebus
XYZ2010052063	25.III.2010		57 m ²	-22.213500	-41.490833	Carapebus
XYZ2010052064	28 de mar. de 2010		0 m ²	-22.207722	-41.486639	Macaé
XYZ2010052065	29 de mar. de 2010		0 m ²	-22.207722	-41.486639	Macaé
XYZ2010052066	30 de mar. de 2010		0 m ²			Quissamã
XYZ2010052067	31 de mar. de 2010		0 m ²			Quissamã
XYZ2010052068	1 de abr. de 2010		225 m ²			Quissamã

FONTE: Elaboração própria.

TABELA 18.2 Planilha bem-estruturada

Número de campo	Data da coleta	Método de coleta	Área de coleta	Unidade de medida	Esforço aplicado	Latitude	Longitude	País
XYZ22010051953	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	250	metro quadrado	3 arrastos	-22.205638	-41.465944	Brasil
XYZ22010051954	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	250	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil
XYZ22010051955	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	240	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil
XYZ22010051956	2010-05-19	rede de malha	30	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil
XYZ22010051957	2010-05-19	rede de malha	200	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil
XYZ22010051972	2010-05-19	rede de malha	703.60	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil
XYZ22010051973	2010-05-19	rede de malha	703.60	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil
XYZ22010052062	2010-05-19	rede de arrasto	60	metro quadrado	3 arrastos	-22.2135	-41.490833	Brasil
XYZ22010052063	2010-05-20	rede de arrasto	57	metro quadrado	3 arrastos	-22.2135	-41.490833	Brasil
XYZ22010052064	2010-05-20	rede de arrasto	250.10	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil
XYZ22010052065	2010-05-20	rede de arrasto	251	metro quadrado	3 arrastos	-22.07722	-41.486638	Brasil
XYZ22010052066	2010-05-21	rede de arrasto	241	metro quadrado	30 minutos			Brasil
XYZ22010052067	2010-05-21	rede de arrasto	31.45	metro quadrado	30 minutos			Brasil
XYZ22010052068	2010-05-20	rede de arrasto	225	metro quadrado	30 minutos			Brasil

FONTE: Elaboração própria.

18.3.14 Padronização de Dados

A estruturação e a padronização dos dados coletados são necessárias para publicação no SiBBR. A padronização tem por objetivo facilitar o acesso e o entendimento dos dados por toda a comunidade científica, mas, para isso, o pesquisador deve organizar os seus dados de forma que permita esse entendimento. Isso deve ser feito por meio da aplicação de um conjunto de normas e especificações previamente definidas.

Existem diversos conjuntos de normas e especificações para armazenamento de dados da biodiversidade, o SiBBR utiliza o *Darwin Core* (<http://rs.tdwg.org/dwc/>). O *Darwin Core* (DwC) se aplica a diversos tipos de dados primários (ocorrências, ecológicos, entre outros), e cada um deles possui suas próprias normas e especificidades.

18.3.15 *Darwin Core*

O *Darwin Core* é composto por um glossário de termos e se propõe a fornecer definições semânticas estáveis, objetivando a máxima reutilização em vários contextos (Cirne 2004). O acesso aos termos do *Darwin Core* pode ser feito pelo link *Quick Reference Guide*, disponível no endereço eletrônico <http://rs.tdwg.org/dwc>.

O *Quick Reference Guide* contém todos os termos organizados por classes, no qual cada termo possui definição, exemplos e comentários. A classe *Location*, por exemplo, possui termos que possibilitam a descrição da localização de um registro de dados: *country* (país), *stateProvince* (estado), *county* (município), *locality* (para especificar uma unidade de conservação, estradas, fazendas, entre outros).

Normalmente no processo de criação de planilhas de dados cada pesquisador nomeia cada coluna de dados da forma que for mais conveniente. Isso pode provocar diversos problemas, como, por exemplo, um pesquisador pode nomear uma coluna como “nome científico”, outro pesquisador nomear como “Espécie”, e um terceiro pesquisador nomear como “Spp” (SIBBR 2018). Para um sistema de informação seriam colunas que teriam dados diferentes, mas na verdade o conteúdo seria o mesmo (*Poecilia vivipara*).

Para evitar problemas como esse, os termos do DwC devem ser usados para nomear as colunas das planilhas. Assim, os pesquisadores devem substituir os nomes utilizados pelos termos DwC; no exemplo citado, a coluna deve ser nomeada como *scientificName*.

18.3.16 Criação das Planilhas de Dados de Ocorrências

A publicação de dados de ocorrências requer a criação de duas planilhas, uma que deve ser nomeada como *Event* (para registrar os dados da coleta) e outra nomeada como *Occurrence* (para registrar os dados de ocorrências associada a cada coleta descrita na planilha *Event*).

18.3.16.1 Planilha *Event*

A planilha *Event* é usada para relacionar dados dos eventos de coleta de um projeto de pesquisa. Segundo GBIF (2018a) cada linha deve conter, obrigatoriamente, um identificador único para cada coleta, data da coleta e protocolo de amostragem utilizado. Apesar de requerer apenas esses três dados, a inserção de dados adicionais pode apoiar na comparação de dados em diferentes épocas

e lugares, podem também permitir aos pesquisadores a inferência da situação de espécies em locais específicos.

18.3.16.1.1. Criando a planilha *Event*

Inicialmente, em uma planilha vazia de um novo arquivo, devem ser inseridos os dados obrigatórios (identificador único, data da coleta e protocolo de amostragem utilizado). Para desempenhar o papel de identificador único pode-se utilizar ser nomeado como “código”, e seu conteúdo pode ser representado pelo “número de campo”, que normalmente contém uma sequência de caracteres alfanuméricos (XYZ2010051953), utilizada em campo pelo pesquisador. A segunda coluna de dados pode ser nomeada como “data da coleta”. Na descrição das datas, deve-se ficar atento aos formatos padronizados (2010-05-19). O último dado obrigatório é o protocolo de amostragem utilizado no evento de coleta, a coluna para esse dado pode ser nomeada como “método de coleta”. Essa coluna pode receber dados como “rede de malha”, “rede de arrasto”, entre outros.

Depois dos dados obrigatórios, o pesquisador deve decidir quais dados são relevantes para um bom entendimento do conjunto de dados relacionados com o evento de coleta. A seguir são sugeridos alguns dados recomendados por GBIF (2018a) e outros dados que foram utilizados por alguns sub-projetos do PELD-RLaC. O primeiro desses dados é a área (em metros quadrados) na qual a coleta foi realizada. Na descrição desses dados é importante ficar atento às recomendações de estruturação de dados, no que diz respeito a diferentes tipos de informações em uma mesma célula. Seguindo essas recomendações, devem ser criadas uma coluna para inserir os dados da área de coleta e outra coluna para expressar a unidade de medida referente a essa área. A área de coleta pode ser expressa como um tempo de duração ou uma medida do comprimento, área ou volume. Então, a planilha *Event* deve receber as colunas “área de coleta” e “unidade de medida” – elas podem receber dados como “703,60” e “metro quadrado”, respectivamente.

Um dado usado em um dos subprojetos do PELD-RLaC é o esforço aplicado na coleta, que pode ser nomeado como “esforço aplicado”. A coluna “esforço aplicado” pode receber dados como “3 arrastos”, “30 minutos”, “10 km a pé”, entre outros.

Dados que descrevem a localização do evento de coleta podem agregar mais valor ao conjunto de dados e facilitar o entendimento desses dados por outros pesquisadores. As colunas “latitude” e “longitude” podem ser as primeiras a serem usadas. Os valores das colunas devem ser expressos em graus decimais (“- 22,205638”, “- 41,465944”), pois isso proporciona maior exatidão na exibição da localização em Sistemas de Informação Geográfica.

Além das coordenadas, podem ser incluídas as colunas “país”, para receber o nome do país (Brasil), “código do país” (BR), “estado” (Rio de Janeiro) e município (Macaé). Em alguns casos, é necessário especificar ainda mais a localização da coleta, para isso pode ser acrescentada uma coluna denominada “localidade”. Essa coluna pode receber dados como o nome de uma unidade de conservação (PARNA Jurubatiba), uma estrada (Rodovia Amaral Peixoto km 7), uma fazenda (Fazenda São Lázaro), entre outros. Para concluir a criação da planilha *Event* é necessário incluir os dados.

A tabela 18.3 apresenta um possível resultado da planilha criada.

TABELA 18.3 Planilha *Event*

Número de campo	Data da coleta	Método de coleta	Área de coleta	Unidade de medida	Esforço aplicado	Latitude	Longitude	País	Código do país	Estado	Município	Localidade
XYZ22010051953	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	250	metro quadrado	3 arrastos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	Fazenda São Lázaro
XYZ22010051954	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	250	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051955	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	240	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051956	2010-05-19	rede de malha	30	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051957	2010-05-19	rede de malha	200	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051972	2010-05-19	rede de malha	703.60	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Macaé	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051973	2010-05-19	rede de malha	703.60	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Macaé	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052062	2010-05-19	rede de arrasto	60	metro quadrado	3 arrastos	-22.2135	-41.490833	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052063	2010-05-20	rede de arrasto	57	metro quadrado	3 arrastos	-22.2135	-41.490833	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052064	2010-05-20	rede de arrasto	250.10	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Macaé	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052065	2010-05-20	rede de arrasto	251	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Macaé	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052066	2010-05-21	rede de arrasto	241	metro quadrado	30 minutos			Brasil	BR	Rio de Janeiro	Quissamã	Balneário João Francisco
XYZ22010052067	2010-05-21	rede de arrasto	31.45	metro quadrado	30 minutos			Brasil	BR	Rio de Janeiro	Quissamã	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052068	2010-05-20	rede de arrasto	225	metro quadrado	30 minutos			Brasil	BR	Rio de Janeiro	Quissamã	PARNA Jurubatiba

FONTE: Elaboração própria.

18.3.16.1.2 Padronizando a planilha *Event* com os termos do DwC

Depois de estruturar a planilha *Event*, o próximo passo é realizar o processo de padronização para o DwC. Para isso, uma linha vazia deve ser inserida logo abaixo da linha que nomeia as colunas, e em seguida deve-se acessar o *link Quick Reference Guide* do DwC (<http://rs.tdwg.org/dwc>). Clicando na classe *Event* (clicar no *link* da classe no menu à direita), pode-se ter acesso aos seus termos. A primeira coluna refere-se ao “número de campo”, de acordo com as especificidades, será mapeado para o termo “*eventID*”. Então, *eventID* deve ser inserido abaixo de “número do campo”. O segundo campo obrigatório é a “data da coleta”, o termo DwC que corresponde a essa coluna é o “*eventDate*”. A coluna “método de coleta” corresponde ao “*samplingProtocol*”.

A inserção dos dados complementares pode ser iniciada pela coluna “área de coleta”, o termo DwC que corresponde a essa coluna é o “*samplingSizeValue*”, a “unidade de medida” dessa área corresponde ao termo “*sampleSizeUnit*”. A coluna seguinte, denominada “esforço aplicado”, corresponde ao termo “*samplingEffort*”.

Os termos DwC referentes à localização do evento agrupam-se na classe *Location*, que pode ser acessada pelo *link* localizado no menu à direita. As colunas “latitude” e “longitude” correspondem aos termos DwC “*decimalLatitude*” e “*decimalLongitude*”, respectivamente. As colunas “país”, “código do país”, “estado” e “município” devem ser mapeados, respectivamente, para os termos “*country*”, “*countryCode*”, “*stateProvince*” e “*county*”. Para concluir o mapeamento resta apenas a coluna “localidade”, o termo correspondente é o “*locality*”.

É importante ressaltar que os termos DwC devem utilizados da mesma forma que são relacionados no *Quick Reference Guide*. Quando for uma única palavra (*country*) deve ser escrito todo em letras maiúsculas, se for composto por mais de uma palavra (*samplingSizeValue*) a primeira palavra deve ser em letras minúsculas, e, a partir da segunda palavra, as iniciais devem ser em letras maiúsculas. Esse formato tem o objetivo de evitar o uso de separadores entre as palavras, como “#”, “-”, “_”, entre outros.

Para finalizar o processo de mapeamento da planilha *Event* é necessário remover a linha que contém os rótulos iniciais da coluna (primeira linha). A tabela 18.4 pode ser considerada um exemplo do mapeamento da planilha *Event* para o DwC.

TABELA 18.4 Planilha *Event* padronizada no Dwc

EventID	EventDate	SamplingProtocol	SampleSizeValue	SampleSizeUnit	samplingEffort	decimalLatitude	decimalLongitude	country	countryCode	stateProvince	country	locality
XYZ22010051953	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	250	metro quadrado	3 arrastos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	Fazenda São Lázaro
XYZ22010051954	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	250	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051955	2010-05-19	rede de arrasto rede de malha	240	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051956	2010-05-19	rede de malha	30	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051957	2010-05-19	rede de malha	200	metro quadrado	30 minutos	-22.205638	-41.465944	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051972	2010-05-19	rede de malha	703.60	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Macaé	PARNA Jurubatiba
XYZ22010051973	2010-05-19	rede de malha	703.60	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Macaé	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052062	2010-05-19	rede de arrasto	60	metro quadrado	3 arrastos	-22.2135	-41.490833	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052063	2010-05-20	rede de arrasto	57	metro quadrado	3 arrastos	-22.2135	-41.490833	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Carapebus	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052064	2010-05-20	rede de arrasto	250.10	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Macaé	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052065	2010-05-20	rede de arrasto	251	metro quadrado	3 arrastos	-22.207722	-41.486638	Brasil	BR	Rio de Janeiro	Macaé	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052066	2010-05-21	rede de arrasto	241	metro quadrado	30 minutos			Brasil	BR	Rio de Janeiro	Quissamã	Balneário João Francisco
XYZ22010052067	2010-05-21	rede de arrasto	31.45	metro quadrado	30 minutos			Brasil	BR	Rio de Janeiro	Quissamã	PARNA Jurubatiba
XYZ22010052068	2010-05-20	rede de arrasto	225	metro quadrado	30 minutos			Brasil	BR	Rio de Janeiro	Quissamã	PARNA Jurubatiba

FONTE: Elaboração própria.

Para finalizar o processo de criação da planilha *Event* o arquivo deve ser salvo com o nome *event*.

18.3.16.2 Planilha Occurrence

Na planilha *Occurrence* são relacionadas às ocorrências referentes a cada evento de coleta discriminado na planilha *Event*. Essas ocorrências podem conter dados como: responsável pela coleta, responsável pela identificação da espécie, quantidade de organismos coletados, dados taxonômicos (nome científico, ordem, família, gênero, entre outros). De acordo com GBIF (2018b), nessa planilha há a obrigatoriedade de inserção dos dados “código do evento”, “código da ocorrência” e “base do registro”.

Assim como na planilha *Event*, a planilha *Occurrence* deve ter, além dos dados obrigatórios, os dados complementares, que podem contribuir para a qualidade e a acurácia de todo o conjunto de dados. Esses dados são descritos no processo de criação da planilha *Occurrence*.

18.3.16.2.1 Criando a planilha Occurrence

Para descrever os dados de ocorrências é necessária uma planilha vazia em um novo arquivo. O processo deve ser o mesmo utilizado na criação da planilha *Event*, ou seja, nomear as colunas com termos da língua nativa e em seguida mapeá-las para os termos DwC.

As colunas correspondentes aos dados obrigatórios devem ser inseridas no início (código do evento, código da ocorrência, base do registro), com isso a primeira coluna será “código do evento”, que será preenchida com os códigos dos eventos da planilha *Event*, para que as ocorrências sejam relacionadas com os eventos de coleta. A segunda coluna deve ser a “código de ocorrência”, para que cada ocorrência tenha um identificador globalmente único. O SiBBr (2018) orienta a criação desse identificador da seguinte forma:

[códigodopaís]:SiBBr:[projeto/instituição]:[localidade]:[último nível da unidade amostral]:[identificador]

Assim, substituindo para os valores da nossa planilha de ocorrências, o *occurrenceID* ficaria da seguinte forma: BR:SiBBr:PELD:RLaC:XYZ2010051953:1, onde:

[códigodopaís] = BR

[projeto/instituição] = PELD

[localidade] = nome do sítio RLaC.

[último nível da unidade amostral] = *eventID* que originalmente representa o número de campo XYZ2010051953.

[identificador] = identificador sequencial da primeira ocorrência 1.

Obs.: Os dois pontos (:) são usados como separador de cada componente do *occurrenceID*.

A coluna “base do registro” conclui a inserção das colunas correspondentes aos dados obrigatórios. Esta coluna representa a natureza do registro, forma na qual o registro foi obtido (SiBBr, 2018), como, por exemplo, “espécime preservada”, “observado por máquina”, “espécime fossilizado”, entre outros. Conforme recomendado por TDWG (2009), os dados dessa coluna devem ser preenchidos respeitando um vocabulário controlado. Os valores desse vocabulário são descritos a seguir:

- a) **Preserved Specimen (Espécime preservado)** – Um espécime que tenha sido preservado, como uma planta em uma folha de herbário ou um lote de peixe catalogado em uma bombona.

- b) ***MachineObservation* (Observado por máquina)** – Obtido por uma fotografia, um vídeo, uma gravação de um áudio, um sensor de imagem remoto, entre outros.
- c) ***HumanObservation* (Observado por humano)** – Registro obtido de um caderno de campo.
- d) ***LivingSpecimen* (Espécime vivo)** – Um espécime que está vivo, como uma planta viva em um jardim botânico ou um animal vivo em um zoológico.
- e) ***FossilSpecimen* (Espécime fossilizado)** – Um espécime preservado que é um fóssil, um coprólito, um gastrólito, um icnofóssil ou ainda um pedaço de uma árvore petrificada.
- f) ***MaterialSample* (Amostra de material)** – Uma parte de um organismo inteiro preservado para algum propósito, uma amostra de solo ou uma amostra microbiana marinha.

Os dados complementares podem ser inseridos de acordo com os dados registrados na planilha original, com o acréscimo de mais alguns dados que o pesquisador considerar relevantes. Os nomes dos responsáveis pela coleta (coletado por) e pela identificação da espécie (identificado por) são dados que podem ser úteis nos registros de uma coleta. As colunas que representaram esses dados recebem o nome de um ou mais pesquisadores. Quando o dado for representado por mais de um pesquisador o caractere pipe “|” deve ser usado para separar os nomes.

Exemplo (apenas um coletor): Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho

Exemplo (dois coletores): Ana Maria Courtois | Mirtes de Souza França

Para expressar dados quantitativos, podem ser usadas as colunas “quantidade” e “peso”.

Os dados da coluna “peso” devem ser algumas convenções, como por exemplo, usar o formato numérico padrão americano. A coluna “peso” requer o uso da coluna “medida” para determinar qual é o sistema quantificação utilizado. Segundo TDWG (2009), a coluna “medida” deve respeitar um vocabulário controlado, que pode ser consultado no GBIF *Darwin Core Vocabulary* (http://rs.gbif.org/vocabulary/gbif/quantity_type_2015-07-10.xml). No exemplo de planilha que vem sendo demonstrado foi usada a medida “biomassa em gramas”, mas ela pode variar. Essa variação estará sempre relacionada à natureza dos dados descritos, e conseqüentemente provocará a mudança do dado descrito no campo “medida” (“biomassa em gramas”, “biomassa em quilogramas”, “biovolume em microns cúbicos”, “biovolume em milímetros”, entre outros).

Exemplo de dados descritos nas colunas “peso” e “medida”:

peso: 760,50 medida: biomassa em gramas

Para completar a criação da planilha *Occurrence* faltam apenas os dados relacionados às espécies identificadas em cada ocorrência. Para isso, GBIF (2018b) orienta o uso de dados referentes à classificação taxonômica das espécies, tais como: “reino”, “filo”, “classe”, “ordem”, “família”, “gênero”, “epíteto específico” e “classificação”.

Além de todos esses dados sugeridos, pode ser necessária uma coluna para inserir alguma informação ou comentário relacionado à ocorrência, como, por exemplo, “coletado na barra de areia”, “encontrado morto na estrada”, entre outros. Nesse caso pode-se utilizar uma coluna denominada “observações” ou “comentários”. A tabela 18.5 apresenta um resultado parcial da planilha *Occurrence*.

TABELA 18.5 Planilha Occurrence

Código do evento	Código da ocorrência	Base do registro	Coletor	Identificador	Quantidade	Peso	Medida
XYZ220100051953	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051953:1	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois Mirtes de Souza França	Felipe Bruno Corat	604	43,23	biomassa em gramas
XYZ220100051953	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051953:2	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois Mirtes de Souza França	Felipe Bruno Corat	7	9,10	biomassa em gramas
XYZ220100051953	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051953:3	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois Mirtes de Souza França	Felipe Bruno Corat	83	26,7	biomassa em gramas
XYZ220100051953	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051953:4	PreservedSpecimen	Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho	Adamastor Antilópio Meneses	4	4,88	biomassa em gramas
XYZ220100051953	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051953:5	PreservedSpecimen	Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho	Adamastor Antilópio Meneses	4	0,18	biomassa em gramas
XYZ220100051953	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051953:6	PreservedSpecimen	Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho	Adamastor Antilópio Meneses	1	4,23	biomassa em gramas
XYZ220100051953	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051953:7	PreservedSpecimen	Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho	Adamastor Antilópio Meneses	16	13,75	biomassa em gramas
XYZ220100051954	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051954:8	PreservedSpecimen	Felipe Bruno Corat Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	269	156,55	biomassa em gramas
XYZ220100051954	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051954:9	PreservedSpecimen	Felipe Bruno Corat Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	7	5,95	biomassa em gramas
XYZ220100051954	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051954:10	PreservedSpecimen	Felipe Bruno Corat Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	189	114,3	biomassa em gramas
XYZ220100051954	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051954:11	PreservedSpecimen	Felipe Bruno Corat Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	12	44,85	biomassa em gramas
XYZ220100051955	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051955:12	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois	Adamastor Antilópio Meneses	33	30,85	biomassa em gramas
XYZ220100051955	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051955:13	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois	Adamastor Antilópio Meneses	4	3,60	biomassa em gramas
XYZ220100051955	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051955:14	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois	Adamastor Antilópio Meneses	210	66,25	biomassa em gramas
XYZ220100051956	BR:SiBBn-PELD:RLaC: XYZ2220100051956:15	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	90	54,72	biomassa em gramas

FONTE: Elaboração própria.

18.3.16.2.2 Padronizando a planilha *Occurrence* com os termos do DwC

A padronização da planilha *Occurrence* deve ser feita da mesma forma que a padronização da planilha *Event*, ou seja, uma linha vazia deve ser inserida logo abaixo da linha que nomeia as colunas, e em seguida o *Quick Reference Guide* do DwC (<http://rs.tdwg.org/dwc>) deve ser acessado.

A primeira coluna refere-se ao “código do evento”, como já é conhecido, deve ser mapeado para o termo “*eventID*”. A segunda coluna possui o termo “código da ocorrência”, e para mapear esse termo para o DwC é necessário acessar a classe *Occurrence* (clique no *link* da classe no menu à direita) para visualizar os seus termos. O “*occurrenceID*” é termo DwC que corresponde ao “código da ocorrência”. A última coluna de dados obrigatórios é “base do registro”, o termo DwC correspondente é “*basesOfRecord*”. O termo “*basesOfRecord*” encontra-se agrupado com outros termos na classe “*Record-level*” (clique no *link* da classe no menu à direita).

Os termos DwC referentes aos dados dos responsáveis pela coleta e pela identificação das espécies estão em classes diferentes. Na classe *Occurrence* pode ser encontrado o termo “*recordedBy*”, que corresponde ao termo “coletor”, na classe *Identification* pode ser encontrado o termo “*identifiedBy*”, que corresponde ao “identificador”.

A classe *Occurrence* também agrupa os termos relacionados com as colunas que expressam o quantitativo de indivíduos como “quantidade”, “peso” e “medida”, os termos DwC correspondentes são “*individualCount*”, “*organismQuantity*” e “*organismQuantityType*”, respectivamente.

Os termos relacionados à classificação taxonômica das espécies estão agrupados na classe “*Taxon*”. As colunas “reino”, “filo”, “classe”, “ordem”, “família”, “gênero”, “epíteto específico” e “classificação” correspondem aos termos DwC “*kingdom*”, “*phylum*”, “*class*”, “*order*”, “*family*”, “*genus*”, “*specificEpithet*” e “*taxonRank*”, respectivamente. O termo que corresponde à coluna “observações” é o “*occurrenceRemarks*”, que está disponibilizado na classe *Occurrence*. A tabela 18.6 apresenta um resultado parcial da planilha *Occurrence* mapeada para o DwC.

TABELA 18.6 Planilha *Occurrence* padronizada no DwC

eventID	occurrenceID	basisOfRecord	recordedBy	identifiedBy	individualCount	organismQuantity
XYZ22010051953	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051953:1	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois Mirtes de Souza França	Felipe Bruno Corat	604	43,23
XYZ22010051953	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051953:2	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois Mirtes de Souza França	Felipe Bruno Corat	7	9,10
XYZ22010051953	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051953:3	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois Mirtes de Souza França	Felipe Bruno Corat	83	26,7
XYZ22010051953	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051953:4	PreservedSpecimen	Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho	Adamastor Antilópio Meneses	4	4,88
XYZ22010051953	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051953:5	PreservedSpecimen	Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho	Adamastor Antilópio Meneses	4	0,18
XYZ22010051953	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051953:6	PreservedSpecimen	Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho	Adamastor Antilópio Meneses	1	4,23
XYZ22010051953	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051953:7	PreservedSpecimen	Fernando Fagundes Ferreira Faria Filho	Adamastor Antilópio Meneses	16	13,75
XYZ22010051954	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051954:8	PreservedSpecimen	Felipe Bruno Corat Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	269	156,55
XYZ22010051954	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051954:9	PreservedSpecimen	Felipe Bruno Corat Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	7	5,95
XYZ22010051954	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051954:10	PreservedSpecimen	Felipe Bruno Corat Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	189	114,3
XYZ22010051954	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051954:11	PreservedSpecimen	Felipe Bruno Corat Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	12	44,85
XYZ22010051955	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051955:12	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois	Adamastor Antilópio Meneses	33	30,85
XYZ22010051955	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051955:13	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois	Adamastor Antilópio Meneses	4	3,60
XYZ22010051955	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051955:14	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois	Adamastor Antilópio Meneses	210	66,25
XYZ22010051956	BR:SiBBBr:PELD:RLaC:XYZ22010051956:15	PreservedSpecimen	Ana Maria Courtois	Felipe Bruno Corat	90	54,72

FONTE: Elaboração própria.

Para finalizar o processo de criação da planilha *Occurrence* o arquivo deve ser salvo com o nome *occurrence*.

18.3.17 Conversão para CSV

Softwares gerenciadores de planilhas, como o Excel e o LibreOffice Calc, possuem a opção de salvar os arquivos no formato CSV. Normalmente essa opção encontra-se no comando “Arquivo/Salvar como”, independente do *software* utilizado. Siga os passos abaixo para salvar um arquivo no formato CSV:

1. Execute o comando Arquivo/Salvar como;
2. Mantenha o nome do arquivo (*event* ou *occurrence*);
3. Na caixa Tipo (abaixo do nome do arquivo) selecione a opção CSV.

As versões mais recentes do Microsoft Excel têm como opção de tipo de arquivo “CSV UTF-8” (delimitado por vírgulas, esse tipo que dever ser selecionado. A figura 18.1 mostra as opções CSV selecionadas tanto no Microsoft Excel quanto no LibreOffice Calc.

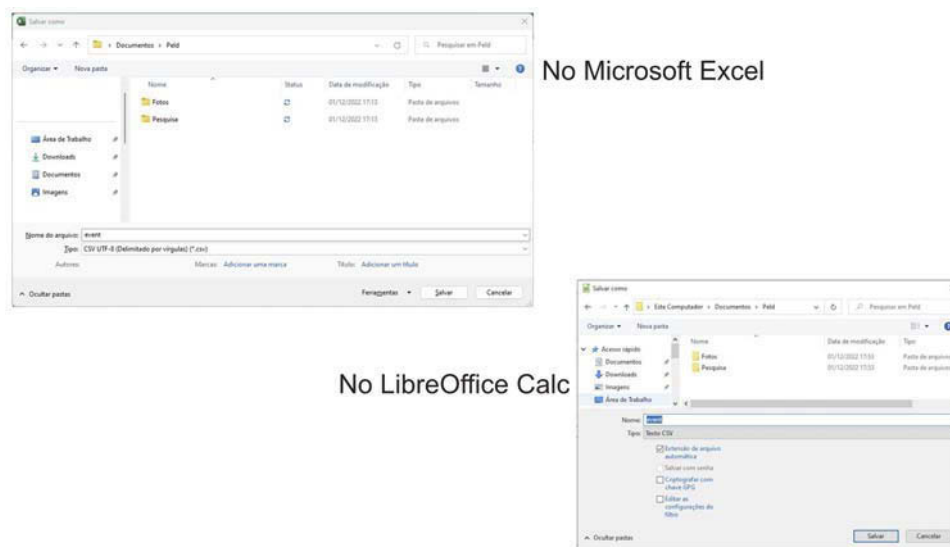


FIGURA 18.1 Tipo CSV selecionado no Microsoft Excel e no LibreOffice Calc.

FONTE: Elaboração própria.

UTF-8 indica o tipo de codificação de caracteres que serão utilizados no arquivo, dentre vários outros tipos, esse é o tipo capaz de reconhecer caracteres da Língua Portuguesa, tais como o “ç” e os caracteres acentuados como “â”, “ã”, “á”, “à”, entre outros.

No LibreOffice Calc, essa opção pode ser selecionada na caixa seguinte, após o usuário clicar no botão Salvar. A figura 18.2 mostra a opção “Unicode (UTF-8)” selecionada.

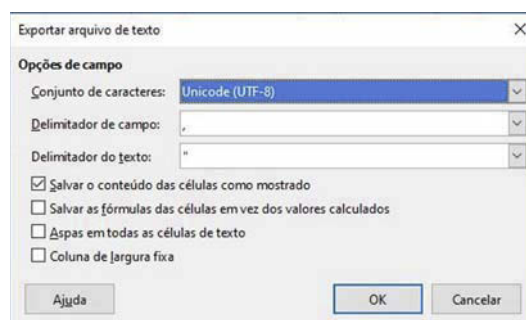


FIGURA 18.2 Tipo CSV selecionado no Microsoft Excel e no LibreOffice Calc.

FONTE: Elaboração própria.

Obs.: Esse processo deve ser feito tanto na planilha “*event*” quanto na “*occurrence*”.

18.4 CONCLUSÕES

Foram apresentadas neste capítulo orientações a respeito do processo de estruturação e padronização de dados de ocorrências de espécies do sítio PELD-RLaC realizados em alguns subprojetos de pesquisa. O processo descrito deve ser adaptado à natureza dos dados a serem descritos, fato que ocorre dentro do próprio PELD-RLaC, devido à heterogeneidade de seus subprojetos de pesquisa.

O processo descrito manteve o foco nas atividades inerentes aos pesquisadores, por isso não foi abordada a publicação dos dados no IPT do SiBBr, pois essa é uma tarefa do gestor de dados do sítio. Dessa forma, o pesquisador deve enviar os arquivos gerados (arquivo texto com os metadados e os arquivos CSV *event* e *occurrence*) para que o gestor de dados possa realizar a publicação dos dados.

REFERÊNCIAS

- Chapman, A. D. 2005. Principles of Data Quality, version 1.0. Report for the Global Biodiversity Information Facility, Copenhagen.
- Cadman, M. et al. 2011. Publishing EIA-Related Primary Biodiversity Data: GBIF-IAIA Best Practice Guide. IAIA. Special Publication Series No. 7, p. 1-6.
- Cirne, P. 2004. Banco de Dados e Conectividade em Projetos Ecológicos de Longa Duração: o Caso do Site 5. In: Rocha C. F. D., Esteves, F. A., Scarano, F. R. Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Ecologia, História Natural e Conservação. São Carlos: RiMa, 43-56 p.
- Instituut voor Natuur en Bosonderzoek (INBO). Metadata guidelines. 2018. Disponível em: <<https://github.com/inbo/data-publication/wiki/Metadata-guidelines>>. Acesso em: 20 fev 2019.
- Gadelha, L. et al. 2014. SiBBr: Uma Infraestrutura para Coleta, Integração e Análise de Dados sobre a Biodiversidade Brasileira. In: BRAZILIAN E-SCIENCE WORKSHOP (BRESOI 2014), 8, CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE COMPUTAÇÃO (CSBC 2014), 34, 2014, Brasília. Anais eletrônicos do XXXIV Congresso da Sociedade Brasileira de Computação, Brasília: Universidade de Brasília.
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF). 2015. Darwin Core Vocabulary. Disponível em: <http://rs.gbif.org/vocabulary/gbif/quantity_type_2015-07-10.xml>. Acesso em: 18 fev. 2019.

Global Biodiversity Information Facility (GBIF). 2018a. Event Data. Disponível em: <<https://github.com/gbif/ipt/wiki/samplingEventData>>. Acesso em: 18 fev. 2019.

Global Biodiversity Information Facility (GBIF). 2018b. Occurrence Data. Disponível em: <<https://github.com/gbif/ipt/wiki/occurrenceData>>. Acesso em: 18 fev. 2019.

Shafranovich, Y. Common format and MIME type for Comma-Separated Values (CSV) files. 2005. Internet Engineering Task Force - IETF®. Disponível em: <<https://tools.ietf.org/html/rfc4180>>. Acesso em: 21 fev. 2019.

Silva, D. L., Corrêa, P. L. P., Juarez, K. M. e Fonseca, R. L. 2015. Diretrizes para a Integração de Dados de Biodiversidade. Brasília: MMA. 100p.

Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBr). 2018. Estruturação e Padronização de Dados em Darwin Core para publicação no SiBBr. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=YC0DfctXs5Q>>. Acesso em: 20 fev. 2019.

TDWG. 2009. Darwin Core quick reference guide. Disponível em: <<http://rs.tdwg.org/dwc/terms>>. Acesso em: 16 fev. 2019.

A dimensão temporal de processos ecológicos e evolutivos geralmente não é a mesma de teses, editais de fomento a pesquisas, ou de vidas humanas. Com o intuito de monitorar e compreender mudanças ambientais em longas escalas temporais ao redor do planeta, há três décadas foi criada a Rede Internacional de Pesquisas Ecológicas de Longa-Duração (ILTER). No Brasil, esta iniciativa foi implementada ao final da década de 1990 com a criação do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD) pelo CNPq. Este livro traz uma síntese dos principais avanços científicos alcançados ao longo de 20 anos de pesquisas sobre os ecossistemas de restingas e lagoas costeiras do litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, que compõem um dos nove sítios pioneiros do PELD no país (Sítio PELD/RLaC). O litoral norte fluminense é uma das áreas economicamente mais importantes do país, apresenta uma notável biodiversidade, e abriga os últimos grandes remanescentes de restingas, boa parte deles protegida pelo Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Os 18 capítulos desta obra trazem resultados substanciais sobre o clima regional, os paleoambientes, os processos ecológicos, a biota, e as dimensões humanas acerca dos impactos ambientais, gestão e conservação desse parque. Esperamos que você tenha uma excelente experiência ao aprofundar-se neste volumoso dossiê sobre uma das unidades de conservação mais magníficas do litoral brasileiro.

