

Ecologia, Evolução e Diversidade

Patrícia Michele da Luz
(Organizadora)



Atena
Editora

Ano 2018

Patrícia Michele da Luz
(Organizadora)

Ecologia, Evolução e Diversidade

Atena Editora
2018

2018 by Atena Editora

Copyright © da Atena Editora

Editora Chefe: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Diagramação e Edição de Arte: Geraldo Alves e Natália Sandrini

Revisão: Os autores

Conselho Editorial

Prof. Dr. Alan Mario Zuffo – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília
Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa
Prof. Dr. Constantino Ribeiro de Oliveira Junior – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Profª Drª Deusilene Souza Vieira Dall’Acqua – Universidade Federal de Rondônia
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionale delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Prof. Dr. Jorge González Aguilera – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)

E19 Ecologia, evolução e diversidade [recurso eletrônico] / Patrícia Michele da Luz. – Ponta Grossa (PR): Atena Editora, 2018.

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-85-455090-7-3
DOI 10.22533/at.ed.073181010

1. Biodiversidade. 2. Ecologia. 3. Ecossistemas. I. Luz, Patrícia Michele da. II. Título.

CDD 577.27

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

O conteúdo do livro e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores.

2018

Permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

www.atenaeditora.com.br

APRESENTAÇÃO

A presente obra, que se oferece ao leitor, nomeada como “Ecologia, Evolução e Diversidade” de publicação da Atena Editora, aborda 24 capítulos envolvendo estudos biológicos em diversos biomas do Brasil, tema com vasta importância para compreendermos o meio em que vivemos.

Esses estudos abrangem pesquisas realizadas em ambientes aquáticos e terrestres, com diferentes classes de animais e plantas, relatando os problemas antrópicos e visando melhorias e manejo da conservação dessas espécies e seus habitats naturais. Temos também pesquisas com áreas de botânica, questões ambientais, tratamento de água e lixo.

Atualmente essas pesquisas ajudam a nortear uma melhor conservação sobre ambientes em que vivemos e conseqüentemente melhoram nossa qualidade de vida, aumentando a qualidade de vida em conjunto com uma sustentabilidade socioambiental.

Este volume dedicado à Ecologia traz artigos alinhados com pesquisas biológicas, ao tratar de temas como a conservação de habitats, diversas comunidades e populações específicas e sobre qualidades de questões ambientais. Apesar dos avanços tecnológicos e as atividades decorrentes, ainda temos problemas recorrentes que afetam nosso ambiente, causadores de riscos visíveis e invisíveis à saúde de todos os seres vivos. Diante disso, lembramos a importância de discutir questões sobre a conservação desses ambientes.

Aos autores dos diversos capítulos, pela dedicação e esforços sem limites, que viabilizaram esta obra que retrata os recentes avanços científicos sobre conservação e os sinceros agradecimentos dos Organizadores e da Atena Editora.

Por fim, esperamos que esta obra possa colaborar e instigar mais estudantes e pesquisadores na constante busca de novas pesquisas para a área de Ecologia e, assim, garantir a conservação dos ambientes para futuras gerações de forma sustentável.

Patrícia Michele da Luz

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
ASPECTOS ECOLÓGICOS DA CONTAMINAÇÃO ECOLÓGICA: UMA BREVE REVISÃO	
Schirley Costalonga Maria do Carmo Pimentel Batitucci	
CAPÍTULO 2	17
COMPOSIÇÃO E SELEÇÃO DE MESOHABITATS POR AVES AQUÁTICAS EM TRECHOS DO RIO ITAPECERICA, NO MUNICÍPIO DE DIVINÓPOLIS, MINAS GERAIS	
Thaynara Pedrosa Silva Gabriele Andreia da Silva Alysson Rodrigo Fonseca Júnio de Souza Damasceno Debora Nogueira Campos Lobato	
CAPÍTULO 3	33
ÍNDICE PLÂNCTON-BENTÔNICO PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA NO RIO GRANDE – MG/SP	
Sofia Luiza Brito Cristiane Machado de López Gizele Cristina Teixeira de Souza Sandra Francischetti Rocha Maria Margarida Granate Sá e Melo Marques Vera Lucia de Miranda Guarda Magda Karla Barcelos Greco Marcela David de Carvalho	
CAPÍTULO 4	50
MACROFAUNA EDÁFICA E FUNCIONAMENTO ECOSISTÊMICO ÀS MARGENS DO RESERVATÓRIO DE UMA HIDRELÉTRICA	
Raphael Marinho Siqueira Flávia Maria da Silva Carmo Og Francisco Fonseca de Souza	
CAPÍTULO 5	67
LEVANTAMENTOS DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM NASCENTES URBANAS DO MUNICÍPIO DE PASSOS – MG	
Andressa Graciele dos Santos Sayonara Suyane de Almeida José Carlos Laurenti Arroyo Andre Phelipe da Silva Fernando Spadon Michael Silveira Reis Odila Rigolin de Sá Tânia Cristina Teles Thaina Desirée Franco dos Reis	
CAPÍTULO 6	82
DIVERSIDADE DE FITOPLÂNCTON EM HABITATS AQUÁTICOS E CONTEÚDO ESTOMACAL DE	

LARVAS DE *Anopheles spp.* (DIPTERA, CULICIDAE) EM MANAUS, AMAZONAS

Adriano Nobre Arcos
Gleuson Carvalho dos Santos
Aline Valéria Oliveira Assam
Climéia Correa Soares
Wanderli Pedro Tadei
Hillândia Brandão da Cunha

CAPÍTULO 7 96

ESTUDO DAS ASSEMBLEIAS DE OLIGOQUETAS EM NASCENTES DE MINAS GERAIS

Luiza Pedrosa Guimarães
Luciana Falci Theza Rodrigues
Roberto da Gama Alves

CAPÍTULO 8 109

A FAUNA DE HYMENOPTERA PARASITOIDES (ICHNEUMONOIDEA) NA REGIÃO DA BAÍA DA ILHA GRANDE, PARATY, RJ, BRASIL.

Natália Maria Ligabô
Allan Mello de Macedo
Angélica Maria Penteado-Dias
Luís Felipe Ventura de Almeida
Carolina de Almeida Caetano

CAPÍTULO 9 118

FAUNA DE ICHNEUMONIDAE (HYMENOPTERA) NO PLANALTO DA CONQUISTA, BAHIA, BRASIL

Vaniele de Jesus Salgado
Catarina Silva Correia
Rita de Cássia Antunes Lima de Paula
Jennifer Guimarães-Silva
Raquel Pérez-Maluf

CAPÍTULO 10 127

THE BRAZILIAN FOREST CODE: IS IT AN ACT OF GREEDINESS OR A NEED FOR REALITY ADEQUACY?

Maria Conceição Teixeira
Felipe Santana Machado
Aloysio Souza de Moura
Ravi Fernandes Mariano
Marco Aurélio Leite Fontes
Rosangela Alves Tristão Borém

CAPÍTULO 11 138

DEFORESTATION SCENARIO IN THE SUSTAINABLE INCOME STATE FOREST (SFSI) GAVIÃO IN RONDÔNIA, WESTERN AMAZON.

Marcelo Rodrigues dos Anjos
Rodrigo Tartari
Jovana Chiapetti Tartari
Lorena de Almeida Zamae
Nátia Regina Nascimento Braga Pedersoli
Mizael Andrade Pedersoli
Moisés Santos de Souza
Igor Hister Lourenço

CAPÍTULO 12	153
DIVERSIDADE DE ESTRUTURAS SECRETORAS VEGETAIS E SUAS SECREÇÕES: INTERFACE PLANTA-ANIMAL	
Daiane Maia de Oliveira Elza Guimarães Sílvia Rodrigues Machado	
CAPÍTULO 13	159
COMPOSIÇÃO DE MÉDIOS E GRANDES MAMÍFEROS DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DO JAPI	
João Mendes Gonçalves Junior Marcelo Stefano Bellini Lucas Valéria Leite Aranha	
CAPÍTULO 14	172
EFEITO DO RUÍDO ANTROPOGÊNICO NA VOCALIZAÇÃO DO BEM-TE-VI, <i>Pitangus sulphuratus</i> PASSERIFORME, TYRANNIDAE: UM ESTUDO DE CASO	
Victor Lopes Das Chagas Monteiro Maria Cecília Barbosa de Toledo	
CAPÍTULO 15	180
COMUNIDADES DE BASIDIOMICETOS EM FRAGMENTOS DE MATA CILIAR CIRCUNDADA POR CERRADO E BOSQUE DE PINHEIROS (<i>Pinus elliottii</i> Engelm.) COM MATA EM REGENERAÇÃO.	
Davi Renato Munhoz. Janderson Assandre de Assis Johnas André Firmino Canhete Leonardo Abdelnur Petrilli Alex Avancini Dalva Maria da Silva Matos Driéli de Carvalho Vergne	
CAPÍTULO 16	191
DESCRIÇÃO DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS ECOLÓGICO DO PARQUE RODOLFO RIEGER EM MARECHAL CÂNDIDO RONDON	
Elcisley David Almeida Rodrigues Karin Linete Hornes	
CAPÍTULO 17	208
SUBSÍDIOS PARA CRIAÇÃO DE RESERVA PARTICULAR DE PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN) NO SUL DO BRASIL	
Letícia Pawoski Jaskulski Murilo Olmiro Hoppe Suzane Bevilacqua Marcuzzo	
CAPÍTULO 18	220
A EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO DO MUNICÍPIO DE PASSOS – MG	
Thainá Desiree Franco dos Reis Norival França	

Marise Margareth Sakuragui
Tania Cristina Teles
Odila Rigolin de Sá

CAPÍTULO 19 233

CATADORES DE LIXO: REALIDADES E MEDOS DE UM OFÍCIO DESVALORIZADO

Shauanda Stefhanny Leal Gadêlha Fontes
Geovana de Sousa Lima
Jairo de Carvalho Guimarães

CAPÍTULO 20 242

PERCEPÇÃO DE DISCENTES DE ENSINO SUPERIOR SOBRE QUESTÕES AMBIENTAIS EM UM MUNICÍPIO DO NORDESTE PARAENSE

Maikol Soares de Sousa
Rauny de Souza Rocha
Victor Freitas Monteiro
Thaiza Pegoraro Comassetto

CAPÍTULO 21 256

UM OLHAR SUSTENTÁVEL PARA OS RESIDUOS ORGÂNICOS PRODUZIDOS NA COMUNIDADE ESCOLAR

Eunice Silveira Martello Lobo
Mariza de Lima Schiavi
Michele Silva Gonçalves

CAPÍTULO 22 259

TOLERÂNCIA PROTOPLASMÁTICA FOLIAR DA *Triplaris gardneriana* Wedd. (POLYGONACEAE) SUBMETIDA A DÉFICIT HÍDRICO

Allan Melo Menezes
Jessica Chapeleiro Peixoto Queiroz
Paulo Silas Oliveira da Silva
Carlos Dias da Silva Júnior

CAPÍTULO 23 270

BIODIVERSIDADE DE PLANTAS E A PRODUTIVIDADE DE ECOSSISTEMAS PASTORIS

Tiago Miqueloto
Hactus Souto Cavalcanti
Fábio Luís Winter
Angela Bernardon
André Fischer Sbrissia

CAPÍTULO 24 280

SÍNDROMES DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS E ARBUSTIVAS EM UM CERRADO *SENSU STRICTO*

Cássio Cardoso Pereira
Nathália Ribeiro Henriques

SOBRE A ORGANIZADORA..... 291

ASPECTOS ECOLÓGICOS DA CONTAMINAÇÃO ECOLÓGICA: UMA BREVE REVISÃO

Schirley Costalonga

Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos
Hídricos
Cariacica – Espírito Santo

Maria do Carmo Pimentel Batitucci

Universidade Federal do Espírito Santo –
Departamento de Ciências Biológicas
Vitória – Espírito Santo

RESUMO: Uma das principais causas de extinção da biodiversidade, a invasão biológica é o resultado de uma cadeia de eventos que inclui desde o transporte do organismo até o novo habitat até sua consolidação no ecossistema receptor. Características como rápido crescimento e maturação precoce, dentre outras, tornam as espécies invasoras aptas a se adaptarem à novos ambientes, otimizando a exploração dos recursos e deixando as nativas em desvantagem competitiva. Este trabalho aborda os aspectos ecológicos da contaminação biológica e as principais teorias para explicar o sucesso dessas espécies.

PALAVRAS-CHAVE: Invasão biológica. Ecologia. Espécies invasoras. Ecossistemas.

ABSTRACT: Biological contamination contributes to biodiversity extinction and it is a result of a chain of events that includes from the transport of the organism to the new habitat

until your consolidation in the ecosystem. Features like fast growth and early maturation, among others, make the invasive species to adapt to new environments, optimizing the exploitation of resources and leaving the natives at a competitive disadvantage. This paper addresses the ecological aspects of biological contamination and the main theories to explain the success of these species.

KEYWORDS: Biological contamination. Ecology. Alien species. Ecosystem.

1 | INTRODUÇÃO

A história da vida no planeta é profundamente marcada pela destruição de espécies nativas por espécies introduzidas; todavia, no último século, observa-se que esse fenômeno está ocorrendo com maiores velocidade e frequência devido, em grande parte, à contribuição humana – mesmo que involuntária.

Em sua busca incessante por novos territórios, o homem colaborou ativamente para a dispersão de espécies ao atuar como facilitador na quebra das barreiras ecológicas que limitavam seu habitat ao transportá-las para locais afastados de seus sítios de origem, o que permitiu sua adaptação a condições ambientais até então desconhecidas, culminando com o

expressivo aumento na ocorrência de espécies exóticas por todo o globo terrestre presenciado na atualidade.

Tal fato não seria alarmante não fosse o alto potencial para modificar sistemas naturais apresentado por algumas espécies exóticas, causando declínio ou – até mesmo - a extinção dos seres nativos ao local invadido; atualmente, a contaminação biológica por espécies exóticas invasoras é a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade (primeira em ilhas e áreas naturais protegidas), perdendo apenas para a destruição de habitats pela exploração humana direta. As severas mudanças causadas no funcionamento do ecossistema impactado impedem sua recuperação natural e dificultam ações conservacionistas; destarte, conhecer mais profundamente os mecanismos de invasão utilizados por essas espécies são fundamentais na busca por soluções para esse grave problema ambiental.

2 | O HISTÓRICO DA CONTAMINAÇÃO BIOLÓGICA

A história da invasão biológica pode ser atribuída tanto a eventos geológico-evolutivos, quanto à intervenção humana. Os registros fósseis dos últimos 25 milhões de anos, junto com outras evidências, indicam que os organismos terrestres estiveram em constante movimentação devido a eventos geológicos que aproximaram e afastaram as placas continentais, criando e destruindo porções de terra pela variação do nível do mar, culminando com o intercâmbio de conjuntos inteiros de espécies (LOWE et al., 2004; SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005). Por possuírem biotas com características distintas devido ao fenômeno de especiação, cada continente possui a capacidade de prover invasores para outros locais (REICHARD; WHITE, 2003). Assim, “[...] a distribuição de espécies em um dado período da história resulta de um equilíbrio entre migrações e extinções” (MATTHEWS, 2005).

O homem transporta espécies para além de suas barreiras naturais desde o início da agricultura, mas foi com o início das grandes navegações por volta do século XV que o fenômeno ganhou destaque (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013).

Charles Darwin, em seu livro *A Origem das Espécies*, relatou o fenômeno das invasões ao afirmar que

[...] em alguns casos, o processo de extinção pode ter sido rápido, como em casos em que tenha ocorrido a imersão total de uma ilha, ou havido a fragmentação de um istmo, e a conseqüente invasão de uma grande quantidade de novos habitantes para um mar vizinho. (DARWIN, 2004, p. 421).

A esta importante obra na história da biologia também é creditada a mais antiga referência científica à invasão biológica (1859) como causa de extinção de espécies,

[...] deve ter acontecido, muitas vezes, [de] uma espécie nova aproveitar e ocupar o lugar de outra espécie pertencente a um grupo diferente, e assim provocar a sua extinção. Se esta forma invasora produzir muitas outras formas afins, outras espécies terão de se render e de lhes ceder o lugar [...]. Adicionalmente, quando, através de imigrações súbitas ou de um desenvolvimento involuntariamente rápido,

muitas espécies de um novo grupo se apoderaram de uma região qualquer, muitas espécies antigas terão sido exterminadas com uma rapidez correspondente; [...]. (Darwin, 2004, p. 424).

Em 1890, Wallace fez referência à invasão causada pelo rato marrom, originário do sudeste asiático e que, pela ação humana, se alastrou pelo mundo. (VITULE; PRODOCIMO, 2012).

Após os escritos de Darwin e Wallace, o assunto da contaminação biológica volta a receber atenção da comunidade científica somente na segunda metade do século XX, mais precisamente em 1958, com a publicação do livro *Ecology of invasions by animals and plants*, de Charles Elton (REICHARD; WHITE, 2003; MORO et al., 2012); considerado o marco inicial para a ecologia das invasões (PETENON; PIVELLO, 2008), a obra expôs a teoria de que comunidades ricas em diversidade de espécies são mais resistentes à invasão do que aquelas com baixa biodiversidade, além de creditar à globalização uma contribuição ativa na dispersão de organismos a novos habitats (BARNES, 2014). Segundo Elton, o mundo vivia uma “explosão ecológica” causada por espécies não nativas que tinham o potencial de causar danos aos ecossistemas, além de poderem impactar a saúde humana e a economia (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005) e que, portanto, havia a necessidade da ampliação do conhecimento relativo a essas espécies, visando o estabelecimento de estratégias de controle eficazes (CADOTTE; McMAHON; FUKAMI, 2005; MATOS; PIVELLO, 2009).

As guerras mundiais contribuíram sobremaneira para a dispersão de espécies de um lugar ao outro, com muitas delas sendo utilizadas para recuperar locais devastados pelas batalhas; outras foram levadas acidentalmente através das aeronaves militares e junto aos pertences dos soldados (McNEELY, 2001).

Em 1966, o livro intitulado *The Alien Animals: The Story of Imported Wildlife* foi, segundo Davis (apud CADOTTE; McMAHON; FUKAMI, 2005), uma exceção às publicações da época, uma vez que – baseado em mais de 200 publicações científicas sobre animais e plantas introduzidos – fornecia um enfoque conservacionista do tema. Entretanto, foi somente com a evolução da biologia da conservação como disciplina, na década de 1970, que esse aspecto passa a ser explorado; surge a revista científica *Biological Conservation*, elevando o número de artigos que sinalizavam para os perigos às espécies nativas. Segundo Davis (apud CADOTTE; McMAHON; FUKAMI, 2005), essa foi a primeira década pós Elton que a invasão biológica apareceu com frequência na literatura científica.

Em 1980, ocorreu um aumento no número de estudos com abordagem na invasão biológica, especialmente relacionado às plantas e suas interações ecológicas; as espécies invasoras se tornaram instrumentos para teste de diversas teorias, incluindo a de Biogeografia de Ilhas. Em 1981, é publicado o primeiro exemplar do conceituado *Ecological Restoration Journal*, especializado em publicações sobre manejo e desenvolvimento de comunidades nativas; no mesmo ano ocorreu a 3ª Conferência Internacional de Ecossistemas Mediterrâneos, culminando, em 1983, com a formação

de um comitê científico para estudos acerca dos impactos nos ecossistemas agrícolas advindos da invasão biológica (CADOTTE; McMAHON; FUKAMI, 2005).

Os anos 90 marcaram a consagração definitiva do tema da contaminação biológica como um campo de pesquisa, o que, segundo Reichard e White (2003), só foi possível graças ao desenvolvimento da base científica que explicasse a biologia da invasão e à urgência em se obter soluções para o problema. Em 1997 foi criado, o GISP - Global Invasive Species Program (atualmente um dos principais veículos para a obtenção de informações sobre espécies invasoras) e publicado o livro *Biological Invasions: Theory and Practice*, que explicava a dispersão de espécies através de modelos matemáticos (CADOTTE; McMAHON; FUKAMI, 2005).

Em 2000, a influência das relações mutualísticas entre plantas-microorganismos do solo no processo de invasão e a genética das espécies introduzidas passaram a ser investigadas, reconhecendo-se a importância de novos genótipos para a dispersão de espécies (CADOTTE; McMAHON; FUKAMI, 2005). Nesse período, surge a “hipótese da liberação do inimigo” (the enemy release hypothesis), uma das muitas teorias que buscam explicar o rápido estabelecimento e proliferação do organismo invasor; para esta hipótese, o fato pode ser atribuído à ausência de seus inimigos naturais (patógenos, predadores e parasitas), inexistentes na comunidade invadida (COLAUTTI et al., 2004). Cabe ressaltar que a ausência de inimigos naturais no ambiente invadido é apenas um dos fatores que podem contribuir para o sucesso da invasão. Também são relevantes as variáveis climáticas, genótipo das espécies exóticas, disponibilidade de recursos e distúrbios causados pelo homem.

Ainda no ano 2000, a IUCN (The World Conservation Union) publicou o *Guia para prevenção da perda de biodiversidade causada por espécies invasoras* e em 2006, criou um banco de dados global para espécies invasoras, objetivando “aumentar o interesse do público acerca das espécies introduzidas que geram impactos negativos à biodiversidade e facilitar a prevenção efetiva e as atividades de manejo [...]” (IUCN, acesso em 10 dez.2015, tradução nossa).

Assim, desde a publicação de Darwin em 1859, o estudo da biologia/ecologia da contaminação biológica evoluiu de simples conjecturas ao nível de objetividade científica, tornando-se um campo emergente. Apesar dessa evolução, as modificações causadas pela ação humana, dentre elas a contaminação biológica, não só definiram a nova era em que vivemos – Antropoceno – como iniciaram o sexto evento de extinção em massa, cujas implicações afetarão a existência do próprio homem (SIMÕES et al., 2017).

3 | OS MECANISMOS ECOLÓGICOS DA INVASÃO BIOLÓGICA

Apesar de ser um fenômeno frequente nos dias atuais, a invasão de espécies é uma ocorrência tão antiga quanto à existência de vida no planeta. Poucas espécies

residem somente em seu local de evolução; elas aumentam, reduzem e mudam sua distribuição geográfica devido a questões ecológicas, evolutivas, geográficas e climáticas, levando ao aparecimento de biotas locais e regionais (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005).

As atividades humanas têm reduzido efetivamente o grau de isolamento de ilhas e continentes, aumentando a capacidade de dispersão de milhares de plantas, animais e microorganismos. Conforme Dias e colaboradores (2013), parte das espécies exóticas que são introduzidas (acidental ou intencionalmente) em outro habitat, se tornam por demasiado eficientes no uso dos novos recursos (água, nutrientes, etc.), a ponto de modificarem as características e funcionalidade do ecossistema invadido, homogeneizando a biota e gerando perda de biodiversidade através da redução das populações nativas.

Atualmente, a invasão de espécies representa a maior crise para a conservação de comunidades nativas, juntamente com a mudança climática e fragmentação de habitats; de acordo com Ziller (2001),

O agravante dos processos de invasão, comparados à maioria dos problemas ambientais, é que ao invés de serem absorvidos com o tempo e terem seus impactos amenizados, agravam-se à medida que as plantas exóticas invasoras ocupam o espaço das nativas. As consequências principais são a perda da biodiversidade e a modificação dos ciclos e características naturais dos ecossistemas atingidos, a alteração fisionômica da paisagem natural, com consequências econômicas vultosas.

3.1 A teoria da contaminação biológica

A invasão biológica é o resultado de uma cadeia de eventos, cujo início envolve o transporte do organismo de sua área de ocorrência (região doadora) para um local receptor e resulta na consolidação de uma população autossustentável no ecossistema receptor, gerando impactos ecológicos e econômicos negativos (BARNES, 2014). Entre essas etapas, a espécie exótica deverá, de acordo com Blackburn e colaboradores (apud VITULE; PRODOCIMO, 2012), transpor quatro estágios para se tornar invasora: colonização, estabelecimento, naturalização e dispersão.

A colonização ou introdução é apenas o primeiro passo para uma espécie se tornar invasora e é altamente dependente de duas circunstâncias distintas: a redução/ eliminação física da barreira geográfica que previamente limitava sua distribuição e a capacidade dos indivíduos em cruzar essa barreira (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005). Quando esta etapa é superada, diz-se que a espécie está introduzida.

O entendimento das etapas da introdução é determinante na prevenção de novas contaminações, uma vez que, segundo McGeoch, Chown e Kalwij (2006), há apenas duas abordagens para eliminação de espécies invasoras: atuar logo nas etapas iniciais, quando a espécie ainda não se estabeleceu, limitando seu potencial de introdução e distribuição pelo novo ambiente, ou realizar o controle e manejo daquelas

que já se estabeleceram.

O sucesso na etapa de estabelecimento de uma espécie invasora depende, conforme Sax, Stachowicz e Gaines (2005), de fatores como:

- Ausência de inimigos naturais e parasitas na biota receptora;
- Apresentar características diferentes da biota receptora que as permitam ter uma alta performance competitiva ao explorarem os recursos disponíveis (água, luz, nutrientes, etc.) - Teoria da competição por recursos; e
- Características físicas e químicas similares entre os habitats do invasor e o receptor ou ocorrência de modificações no ambiente receptor que facilite o estabelecimento dos invasores; por essa razão ambientes degradados se tornam altamente susceptíveis à contaminação biológica.

Pode-se dizer, portanto, que a biota doadora (invasora) tende a ter espécies altamente competitivas e com altos desempenhos defensivo e reprodutivo em comparação com a biota receptora (invadida).

Segundo a Teoria da competição por recursos, as espécies podem coexistir se seus habitats são espacial ou temporariamente heterogêneos ou se estas possuírem curvas de exploração de recursos distintas; assim, invasores potenciais terão maiores taxas de crescimento, atingindo a maturidade mais rapidamente, e maiores chances de estabelecimento se explorarem recursos menos consumidos pelas nativas (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005).

Superada a barreira geográfica, inicia-se a superação da barreira ambiental, com o organismo exótico se reproduzindo e conseguindo gerar descendentes férteis e aptos a sobreviver no novo habitat. Esse processo pode levar anos e sua superação depende de fenômenos ecológicos e/ou condições biofísicas, bem como de características da espécie exótica que facilitem sua dispersão e dominância (HOROWITZ; MARTINS; WALTER, 2013); quando isso ocorre, a espécie é considerada estabelecida (THE NATURE CONSERVANCY, 2009; LEÃO et al., 2011). Após, começa o processo de naturalização, através da formação de populações auto-regenerativas (RICHARDSON et al., 2000); entretanto, para completar o processo de invasão, é necessário que os fatores limitantes à dispersão sejam superados a fim de que a espécie possa expandir sua distribuição para além da área introduzida (THE NATURE CONSERVANCE, 2009; LEÃO et al., 2011) e – para isso - a “pressão de propágulos” desempenha papel crucial (PYSEK; JAROSIK; PERGL, 2011).

Para Vitule e Prodócimo (2012),

[...] espécies com maior potencial de reintroduções [...] e/ou com um grande número de indivíduos introduzidos com frequências altas são mais susceptíveis a se tornarem invasoras; de forma similar, locais com maior número de espécies ou taxa introduzidos podem se tornar mais facilmente invadidos por novos taxa.

A “pressão de propágulos” é, portanto, uma medida do esforço de introdução, tanto em número de propágulos liberados, como em número de eventos de liberação e distancia da planta mãe (JOHNSTON; PIOLA; CLARK, 2009); a partir daí a espécie

exótica invasora entra em processo crescente de dominância e expansão populacional, cujos limites estão nas fronteiras do ambiente invadido ou na interferência humana (RICHARDSON et al., 2000).

A resiliência do propágulo invasor é essencial para seu sucesso no processo de invasão, atuando para aumentar a sobrevivência do organismo não somente durante o período de transporte, mas também no ambiente receptor (JOHNSTON; PIOLA; CLARK, 2009).

Assim, uma espécie exótica só se tornará invasora se, de forma resumida, superar três filtros evolutivos: filtro histórico ou geográfico, que isola as espécies em seu local de origem; filtro fisiológico ou ambiental; e filtro biótico, ou seja, as interações entre as espécies autóctones e alóctones (LORENZO; GONZÁLES, 2010), como, por exemplo, a alelopatia.

4 | CARACTERÍSTICAS APRESENTADAS PELAS ESPÉCIES INVASORAS E A SUSCEPTIBILIDADE DE UM AMBIENTE INVADIDO

Conforme Johnston, Piola e Clark (2009), formas de transporte, características desenvolvidas ao longo da história evolutiva da espécie e atributos do ambiente receptor contribuem para determinar quais espécies se tornam invasoras. A capacidade de tolerar e/ou se adaptar aos estresses biótico e abiótico são determinantes para o potencial de um organismo em colonizar um novo habitat.

As características que conferem um alto potencial de invasão às plantas são (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005; SANTANA; ENCINAS, 2008; MATOS; PIVELLO, 2009; MURREL et al., 2011; DIAS et al., 2013):

- Generalismo na utilização de recursos e resistência às diferentes variáveis ambientais, ao contrário das nativas - que se tornaram especialistas na ocupação de um determinado nicho ecológico, ficando restritas às suas especificidades;
- Pioneirismo e adaptação às áreas degradadas;
- Alta eficiência fotossintética e no uso dos nutrientes (muitas são heliófilas e têm metabolismo C4);
- Crescimento rápido, maturação precoce, bem como longos períodos de floração e frutificação;
- Reprodução por sementes e por brotação e sucesso reprodutivo, com mais de um ciclo por ano, produção em grande quantidade de sementes de pequeno tamanho e eficiência na dispersão das mesmas (anemocoria);
- Formação de banco de sementes com grande longevidade no solo; e
- Produção de toxinas biológicas que impedem o crescimento de plantas de outras espécies nas imediações (alelopatia).

Altos níveis de variação genética (JOHNSTON; PIOLA; CLARK, 2009), plasticidade

fenotípica (LORENZO; GONZÁLES, 2010) e a ausência de inimigos naturais também são fatores facilitadores ao estabelecimento no novo ambiente.

Conforme Ceccon (2013), a contaminação biológica ocorre de formas distintas nos ambientes, visto que uns são mais suscetíveis à invasão do que outros. São aqueles com baixa diversidade, que apresentam similaridade climática e ambiental à região de origem da biota invasora, bem como os que sofreram algum tipo de impacto/degradação (MATOS; PIVELLO, 2009; CECCON, 2013), o que, segundo ZILLER (2001), “explica a rápida adaptação de seus ciclos de germinação e ocupação em novos ambientes que sofrem perturbações naturais ou induzidas”.

Há uma relação positiva direta entre degradação ambiental e suscetibilidade à invasão, tendo em vista que a degradação ambiental diminui a competição interespecífica e aumenta a disponibilidade de recursos, facilitando processos de invasão. Além disso, a fragmentação de habitats aumenta a exposição de áreas naturais à pressão de propágulos de espécies exóticas provenientes de ecossistemas vizinhos degradados e/ou manejados. (ZILLER; DECHOUM, 2013).

Ademais,

Quando ocorre uma perturbação, a superfície do solo sofre uma alteração física e um aumento na exposição à luz, o que, conseqüentemente, leva a maior flutuação de temperatura que pode aumentar a mineralização de nitrogênio. Estes níveis elevados de recursos favorecem o desenvolvimento das espécies de rápido crescimento e podem conduzir à invasão ou ao crescente domínio de espécies invasoras. (CECCON, 2013, p. 39-40, tradução nossa).

Ecossistemas geograficamente isolados são particularmente vulneráveis (McNEELY et al., 2001). Ambientes abertos, como campos e cerrados, tendem a ser mais facilmente invadidos por espécies arbóreas do que áreas florestais preservadas, visto que estas se encontram saturadas com a alta diversidade da biota residente e com poucas fontes de recursos não utilizadas, reduzindo a probabilidade de invasão.

Desta forma, a invasão é mais comum em áreas com viabilidade flutuante de recursos (pobres em biodiversidade), já que, como dito por Darwin, essas comunidades exploram menos os recursos disponíveis, deixando espaço para especiação; alternativamente, biotas diversificadas possuem habilidades superiores às competitivas como resultado da inovação evolutiva (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005; LORENZO; GONZÁLES, 2010).

5 | O PAPEL DAS INTERAÇÕES BIOLÓGICAS NO PROCESSO DE INVASÃO E SEUS EFEITOS NOS PROCESSOS ECOSISTÊMICOS

A estrutura e dinâmica das comunidades biológicas são regidas por diversos fatores, como distúrbios, limites à dispersão, disponibilidade de recursos, competição, herbivoria, interações planta-microbiota, entre outros, porém em graus de importância distintos (FOX-CROFT, 2013); de acordo com Sax, Stachowicz e Gaines (2005), interações bióticas são os fatores que exercem efeito substancial nessas comunidades.

Espécies exóticas invasoras diferem das nativas em características relacionadas à utilização e estocagem de recursos e estrutura trófica, podendo reduzir a abundância de espécies nativas através de relações interespecíficas de competição, parasitismo/ predação e interferência reprodutiva que alterem o suprimento de propágulos (KOIKE et al., 2006) ou levem ao surgimento de híbridos ou perda de pool gênico (PETENON; PIVELLO, 2008; CECCON, 2013); todavia, podem ocorrer também interações facilitadoras, como o mutualismo reprodutivo, que eleva o sucesso da polinização ou dispersão de propágulos (ex.: vertebrados nativos que dispersam frutos exóticos), fundamental para a consolidação de espécies invasoras (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005).

Em se tratando de competição por recursos (luz, temperatura, água e nutrientes), espécies invasoras representam múltiplas ameaças à biota residente por “adicionarem mais pressão competitiva ao ambiente, rompendo sua estrutura física e, muitas vezes, introduzindo parasitas ou doenças que dizimam as nativas” (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005, p. 140). A Teoria do Aumento de Competitividade tem sido considerada por muitos autores como o mecanismo primário de invasão; de acordo com ela, diante da ausência de inimigos naturais, os recursos outrora destinados à produção de compostos de defesa passam a ser empregados em estratégias que elevem sua competitividade (UESUGI; KESSLER, 2013); assim, graças à disponibilização de mais recursos para os competidores resistentes, o ecossistema invadido

[...] sofrerá uma série de alterações em propriedades ecológicas essenciais como ciclagem de nutrientes e produtividade vegetal, cadeias tróficas, estrutura, dominância, distribuição e funções de espécies, [...] distribuição de biomassa, densidade de espécies, porte da vegetação [e] acúmulo de serrapilheira [...]. (KOIKE et al., 2006, tradução nossa).

Essas alterações colocam em risco atividades econômicas ligadas ao uso de recursos naturais em ambientes estabilizados, gerando impactos economicamente negativos.

Em âmbito individual, todos os seres vivos estão envolvidos no fluxo e estocagem de matéria, água e energia, fazendo parte do que se define como processos ecossistêmicos. Assim, espécies vegetais podem influenciar consideravelmente o funcionamento dos ecossistemas; segundo Ziller (2001),

[...] o impacto da contaminação biológica está sendo equiparado [...] ao processo de mudanças climáticas e à ocupação do solo como um dos mais importantes agentes de mudança global por causa antrópica. Além disso, as mesmas espécies exóticas são invasoras de diversos países e sua dominância tende a levar à homogeneização da flora mundial, num lento processo de globalização ambiental.

As principais consequências da invasão em longo prazo são: redução e homogeneização da biota, desestruturação da comunidade, extinção e perda global de diversidade. Koike e colaboradores (2006) referem-se à homogeneização biológica como processo de evolução reversa, uma vez que leva à perda acelerada da diversidade natural.

A desestruturação da comunidade receptora e consequente extinção de suas formas de vida ocorrem devido à interrupção/mudança na intensidade ou natureza da interação entre as nativas devido à presença do invasor, especialmente se este último é mais vigoroso competitivamente. Por sua vez, a perda global de biodiversidade pode ser atribuída ao maior vigor e capacidade reprodutiva dos invasores, que se dispersam mais e levam suas características a mais ambientes (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005).

Um problema antrópico que pode auxiliar no aumento dos eventos de invasão é a mudança climática, que causa “alterações na distribuição e abundância de espécies [...], resultado de impactos diretos nos indivíduos, mudanças nos fatores abióticos, nas oportunidades de reprodução e nas interações entre espécies” (McNEELY et al., 2001, p. 10); assim, as interações bióticas podem sofrer mudanças extremas, tornando as espécies nativas suscetíveis à invasão.

5.1 Alelopatia: Seu desenvolvimento e importância no processo de invasão

A forma de vida sésstil dos vegetais os obrigou a desenvolver, ao longo de sua evolução, eficientes mecanismos que atuassem tanto na defesa contra predadores, quanto na competição por recursos com outras plantas, aumentando suas vantagens adaptativas e permitindo o seu estabelecimento (RASCHER; HAY, 2014); para isso, cada espécie vegetal desenvolveu e aperfeiçoou seu próprio conjunto de compostos de defesa (LARCHER, 2006), cujos efeitos são chamados de toxicidade biogênica ou alelopatia.

Definida como a interferência (direta ou indireta) provocada pela liberação, no ambiente, de substâncias naturais oriundas do metabolismo secundário e que afetam o desenvolvimento de outras plantas (LIMA et al., 2004; RIZVI, 2012), a alelopatia, é uma forma de interação bioquímica entre vegetais e para autores como Rice (apud RIZVI, 2012; CHENG; CHENG, 2015), o termo pode ser extrapolado para os efeitos – benéficos ou maléficos – exercidos por biomoléculas liberadas - também - por microorganismos. Já para a Sociedade Internacional de Alelopatia (IAS, em inglês), o fenômeno pode ser definido como “[...] qualquer processo envolvendo metabólitos secundários produzidos por plantas, algas, fungos ou bactérias, que influencie o crescimento e desenvolvimento de sistemas biológicos ou agrícolas” (HE et al., 2012, tradução nossa).

Para outros autores, como Harborne e Almeida (apud PERIOTO, 2003), a alelopatia é um fenômeno extremamente complexo por ser um “componente de interferência, caracterizando-se pela introdução de novos fatores, os compostos químicos, no meio ambiente, o que a distingue da competição, que se dá pela retirada ou redução de fatores do ambiente”.

Devido à amplitude do conceito *alelopatia*, Scczepanski o dividiu em três categorias distintas:

Alelospolia ou competição, onde organismos provocam a retirada ou redução de fatores do ambiente, como água, etc., [...]; *alelomedicação* ou interferência indireta, onde as alterações são causadas no ambiente por organismos, com reflexo nos seres vizinhos, como a escolha seletiva de um herbívoro; e *alelopatia* [propriamente dita], interferência causada por substâncias químicas produzidas por certos indivíduos e que no ambiente afetam outros [membros] da comunidade. (PIRES; OLIVEIRA apud GATTI, 2003).

Essa diferenciação entre alelopatia e competição é corroborada por diversos autores, embora também reconheçam que ambos os fenômenos podem estar intimamente relacionados, uma vez que, ao afetar o crescimento de uma planta vizinha, aquela que liberou o aleloquímicos no ambiente pode se beneficiar na competição por recursos (REIGOSA et al., 2013). Para Ferreira e Áquila (2000) e Ferreira e Borghetti (2004), a competição se distingue da alelopatia por ser influenciada por fatores abióticos, enquanto a última é uma resposta a fatores bióticos.

Em 1978, Putnam e Duke introduziram os termos *planta doadora* (aquela que libera substâncias químicas) e *planta receptora* (afetada pelos compostos lançados por outro vegetal doador), relatando que a principal função dos produtos secundários é a proteção dos organismos que os produzem e que uma mesma substância poderia desempenhar inúmeras funções, dependendo de sua concentração, rotas de translocação e liberação (DANDELOT et al., 2008).

Somente no final do século XX, contudo, é que a importância da alelopatia no processo de invasão biológica começou a ser abordada, tanto na busca para determinar o modo de ação para essa interação, bem como em demonstrar sua contribuição na habilidade de algumas espécies exóticas em se tornarem dominantes na comunidade invadida (MEINERS; KONG, 2012; MATHIAS et al., 2015). Muito do sucesso da invasão vegetal está relacionado à bioquímica, uma vez que os fitoquímicos possuem um papel mutualístico ou defensivo e geram uma gama de respostas positivas ou negativas nas condições bióticas e abióticas da rizosfera. (SAX; STACHOWICZ; GAINES, 2005, tradução nossa).

Conforme Inderjit (2011) e Cheng e Cheng (2015), a interação alelopática pode ser significativa para a distribuição e abundância da comunidade vegetal, bem como para o sucesso de espécies invasoras; tal ideia se baseia em duas premissas: o estabelecimento de monoculturas pelos invasores em um local onde antes havia diversidade e a falta de adaptação da biota residente aos compostos produzidos pelas espécies introduzidas (HIERRO; CALLAWAY, 2003), conferindo a estas vantagens adaptativas que facilitarão seu estabelecimento (LI et al., 2010; FABBRO; PRATI, 2015). Essa última premissa é conhecida como a *Teoria de novas armas* (Novel weapons hypothesis, em inglês), segundo a qual as espécies invasoras bem-sucedidas se tornam abundantes no ambiente invasor devido à liberação de compostos com efeitos inibitórios na biota residente, mas que são relativamente ineficazes contra seus vizinhos naturais, que tiveram tempo para evoluir e se adaptar (ALBUQUERQUE et al., 2011; INDERJIT, 2011; MURREL et al., 2011; MATHIAS et al., 2015);

Para Sax, Stachowicz e Gaines (2005), a atuação dos aleloquímicos na invasão vai além, fornecendo vantagens àquelas espécies que possuam necessidades de recursos similares às nativas, auxiliando na eliminação dos competidores.

De fato, como He e colaboradores (2012) alertam, os efeitos alelopáticos dos fitoquímicos não influenciam isoladamente os ecossistemas naturais, mas se correlacionam diretamente com uma gama de outros processos ecofisiológicos, como competição e facilitação, o que determinará sua intensidade. Assim, em um ambiente natural, com diversos tipos de ameaças, as reações de defesa vegetal dependerão diretamente da forma como múltiplos processos ecológicos interagem simultaneamente para afetar a expressão dos aleloquímicos (INDERJIT, 2011; MEINERS; KONG, 2012).

Pode-se dizer, portanto, que os metabólitos secundários fazem da alelopatia um importante mecanismo ecológico (GATTI; PEREZ; FERREIRA, 2007; LI et al., 2010), visto que exercem inúmeras funções ecológicas diretas e indiretas que vão muito além do combate a patógenos e predadores (INDERJIT, 2011); diretamente, são responsáveis pela prevenção da decomposição das sementes, influem no crescimento e metabolismo vegetal (PERIOTO, 2003) e na dormência das gemas, atraem polinizadores e dispersores de sementes (TEIXEIRA et al., 2005; INDERJIT et al., 2011), atuam como agentes transportadores de metais e agentes de simbiose entre microorganismos do solo e planta (LORENZO; GONZÁLES, 2010). Os efeitos indiretos, por sua vez, incluem alterações nas características nutricionais do solo, ciclagem de nutrientes (KAUR et al., 2012) e modificação da microbiota do solo (TEIXEIRA et al., 2005; MEINERS et al., 2012).

Por mais pontuais que sejam as alterações provocadas pelos aleloquímicos, em se tratando de interferência no metabolismo rotas inteiras podem ser alteradas, haja vista os inúmeros controles do tipo feedback envolvidos nas reações metabólicas (FERREIRA; BORGHETTI, 2004).

É fundamental, contudo, ter em mente que os efeitos visíveis dos fitoquímicos sobre o organismo vegetal representam apenas uma sinalização secundária de mudanças anteriores; desta forma, interferências sobre germinação e/ou desenvolvimento espelham eventos ocorridos a nível celular e molecular (FERREIRA; ÁQUILA, 2000; BORELLA et al., 2012; MORAES et al., 2014), como: inibição da divisão e alongação celular, modificações na micro e macroestrutura citológica, produção excessiva de espécies reativas de oxigênio e inibição de enzimas antioxidantes, impedindo sua ação no combate ao estresse oxidativo, aumento na permeabilidade da membrana celular, alteração na produção de promotores de crescimento, alteração da funcionalidade enzimática, na respiração e captação de água e nutrientes, inibição ou danos no aparato fotossintético e aceleração da decomposição de pigmentos fotossintéticos, influência na síntese de DNA e proteínas associadas (PELLISSIER, 2013; CHENG; CHENG, 2015).

6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sucesso na colonização de novos habitats depende das características ecológicas do ambiente receptor, bem como da capacidade das espécies invasoras em suplantarem as nativas através de competição por recursos e dispersão populacional. Compreender os mecanismos ecológicos que favorecem a invasão por essas espécies é fundamental para a busca de soluções para este grave problema ambiental.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M. B. et al. Allelopathy, an alternative tool to improve cropping systems. A review. **Agron. Sustain. Dev.**, n. 31, p. 379–395, 2011.
- ALIZADEH, O. Exploitation of allelopathy in agriculture. **Advances in Environmental Biology**, v. 5, n. 7, p. 1559-1562, 2011.
- BARNES, M.A. **Invasion biology: a very brief history**. 2014. Disponível em: <www.pierisproject.org/cool-stuff/invasion-biology-a-very-brief-history>. Acesso em 08 dez. 2015.
- CADOTTE, M. W.; MCMAHON, S. M.; FUKAMI, T. **Conceptual ecology and invasions biology: reciprocal approaches to nature**. Kluwer Publishers: London, 2005.
- CECCON, E. **Restauración en bosques tropicales: Fundamentos ecológicos, prácticos y sociales**. Colômbia: CRIM-Ediciones Díaz de Santos, 2013.
- CHENG, F; CHENG, Z. Research Progress on the use of Plant Allelopathy in Agriculture and the Physiological and Ecological Mechanisms of Allelopathy. **Frontiers in Plant Science**, v. 6, p. 1-16, 2015.
- COLAUTTI, R.I et al. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? **Ecology letters**. France, v.7, p.721-733. 2004.
- DANDELOT, S. et al. Allelopathic potential of two invasive alien *Ludwigia* spp. **Aquatic Botany**, n.88, 2008.
- DARWIN, C. **A origem das espécies**. 1ª ed. São Paulo: Martin Claret, 2004.
- DIAS, J. et al. Invasive Alien Plants in Brazil: A Nonrestrictive Revision of Academic Works. **Natureza & Conservação** v.11, n. 1, p. 1-5, 2013.
- FABBRO, C.D; PRATI, D. The relative importance of immediate allelopathy and allelopathic legacy in invasive plant species. **Basic and Applied Ecology**, v. 16, p. 28–35, 2015.
- FRANCIS, R.A. A new encyclopedia for biological invasions. **Frontiers of biogeography**. California, v. 3, n. 3, p. 95-97. 2011. Disponível em: <<http://escholarship.org/uc/fb>>. Acesso em: 09 dez. 2015.
- FERREIRA, A.G; AQUILA, M. E. A. Alelopatia: uma área emergente da ecofisiologia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, n.12, 2000.

- FERREIRA, A.G; BORGHETTI, F. **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004.
- FOXCROFT, L.C. et al. **Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges**. Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology 7. Netherlands: Springer, 2013.
- GATTI, A.B. **Atividade alelopática de extratos aquosos de *Aristolochia esperanzae* O. Ktze e *ocotea odorífera* (VELL) Rohwer**. Dissertação (Pós-Graduação em Ecologia de Recursos Naturais), São Carlos, 2003.
- GATTI, A.B; PEREZ, S.C.J.G.A; FERREIRA, A.G. Avaliação da Atividade Alelopática de Extratos Aquosos de Folhas de Espécies de Cerrado. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 174-176, 2007.
- HE, H.B. et al. Separation of allelopathy from resource competition using rice/barnyardgrass mixed-cultures. **Plos One**, v. 7, n. 5, p. 1-5, 2012. Disponível em : <www.plosone.org>. Acesso em : 07 jan. 2016.
- HOROWITZ, C; MARTINS, C.R; WALTER, B.M.T. Flora Exótica no Parque Nacional de Brasília: Levantamento e Classificação das Espécies. **Biodiversidade Brasileira**. Brasília: ICMBIO v. 3, n. 2, p. 50-73, 2013.
- INDERJIT, et al. The ecosystem and evolutionary contexts of allelopathy. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 12, p. 655-662, 2011.
- IUCN. International Union for Conservation of Nature. Disponível em <<http://www.iucn.org>>. Acesso em: 10 dez. 2015.
- JOHNSTON, E.L; PIOLA, R.F; CLARK, G.F. **The role of propagule pressure in invasion success**. Biological Invasions in Marine Ecosystems. Springer, p 132-151, 2009.
- KAUR, R. et al. Community Impacts of Prosopis juliflora Invasion: Biogeographic and Congeneric Comparisons. **Plos One**, v. 7, n. 9, 2012.
- KOIKE, F. et al. **Assessment and control of biological invasion risks**. Switzerland: IUCN, 2006.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos: Rima Editora, 2006.
- LEÃO, T.C.C et al. **Espécies exóticas invasoras no nordeste do Brasil: Contextualização manejo e políticas públicas**. Recife: Capan, 2011.
- LI, Z-H. et al. Phenolics and plant allelopathy. **Molecules**, v. 15, p. 8933-8952, 2010.
- LORENZO, P; GONZÁLES, L. Alelopatía: una característica ecofisiológica que favorece la capacidad invasora de las especies vegetales. **Ecosistemas**, v. 19, n. 1, p. 79-91, 2010.
- MATHIAS, C. et al. Allelopathic effect of a native species on a major plant invader in Europe. **Sci Nat**, n. 102, 2015.
- MATOS, D.M.S; PIVELLO, V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres – alguns casos brasileiros. **Cienc. Cult.** São Paulo, v. 61 n.1, p 27-30, 2009.

- MATTHEWS, S. **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. 1ª ed. Programa Global de Espécies Invasoras – GISP, 2005.
- McGEOCH, M.A; CHOWN, S.L; KALWIJ, J.M. A Global Indicator for Biological Invasion. **Conservation Biology**, v. 20, n. 6, p 1635–1646, 2006.
- McNEELY, J.A. *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. UK: IUCN, 2001.
- McNEELY, J.A, et al. **A Global Strategy on Invasive Alien Species**. Cambridge: IUCN, 2001.
- MEINERS, S.J. et al. Developing an ecological context for allelopathy. **Plant Ecol**, n. 213, p. 1221–1227, 2012.
- MEINERS, S.J; KONG, C-H. Introduction to the special issue on allelopathy. **Plant Ecol**, n. 213, p. 1857–1859, 2012.
- MORAES, L.P.S et al. Efeitos alelopáticos de *Lafoensia glyptocarpa* Koehne sobre *Sesamum indicum* L. e sobre o crescimento de coleótilos de *Triticum aestivum* L. **IHERINGIA**, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 69, n. 1, p. 37-48, 2014.
- MORO, M.F. et al. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Bot. Bras.**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.
- MURREL, C. et al. Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. **American Journal of Botany**, v. 98, n. 1, p. 38-43, 2011.
- PELLISSIER, F. Improved germination bioassays for allelopathy research. **Acta Physiol Plant**, n. 35, p. 23–30, 2013.
- PERIOTO, F. **Efeito alelopático de *Andira humilis* Mart. Ex Benth. E de *Anacardium humile* Mart. Na germinação e no crescimento de *L. sativa* L. e de *R. sativus* L.** Dissertação (Mestrado em Ecologia de Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.
- PETENON, V.; PIVELLO, V.R. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. **Natureza e Conservação**, v.6, n. 1, pp. 65-77, 2008.
- PYSEK, P.; JAROSIK, V.; PERGL, J. Alien Plants Introduced by Different Pathways Differ in Invasion Success: Unintentional Introductions as a Threat to Natural Areas. **Plos One**, v. 6, n. 9, 2011.
- RASHER, D.B ; HAY, M.E. Competition induces allelopathy but suppresses growth and anti-herbivore defence in a chemically rich seaweed. **Proc. R. Soc. B**, n. 281, p. 1-9, 2014. Disponível em : <<http://rspb.royalsocietypublishing.org>>. Acesso em 07 jan. 2016.
- REICHARD, S.H; WHITE, P.S. Invasion biology: an emerging field of study. **Ann. Missouri Bot. Gard. North Carolina**, v.90, p. 64-66, 2003.
- REIGOSA, M et al. Allelopathic research in Brazil. **Acta bot. bras.**, v. 27, n. 4, p. 629-646, 2013.
- RICHARDSON, D.M et al. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**. EUA, v. 6, n. 2, p. 93-107, 2000.

RIZVI, S. J. **Allelopathy: basic and applied aspects**. Springer Science & Business Media, 2012.

SAMPAIO, A.B; SCHMIDT, I.B. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**. Brasília: ICMBIO v. 3, n. 2, p. 32-49, 2013.

SANTANA, O.A; ENCINAS, J.I. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. **Biotemas**, v. 21, n. 4, p 29-38, 2008.

SAX, D.F; STACHOWICZ, J.J; GAINES, S.D. **Species invasions: Insights into ecology, evolution and biogeography**. Sinauer Associates Inc. 2005.

SIMÕES, C.M.O et al. **Farmacognosia: do produto natural ao medicamento**. 1. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

TEIXEIRA, I. R. *et al.* Consórcio de Hortaliças. **Revista Semina**, Londrina, v. 26, n.4, quarto trimestre, 2005. Disponível em: <http://www.uel.br/proppg/semina/pdf/semina_26_4_19_10.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2006.

THE NATURE CONSERVANCY. **Contextualização sobre espécies exóticas invasoras: Dossiê Pernambuco**. Recife: Capan, 2009, 65p.

UESUGI, A; KESSLER, A. Herbivore exclusion drives the evolution of plant competitiveness via increased allelopathy. **New Phytologist**, n. 198, p. 916–924, 2013. Disponível em: <www.newphytologist.com>. Acesso em: 08 jan. 2016.

VITULE, J.R.S; PRODOCIMO, V. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. **Estud. Biol., Ambiente Divers.**, v. 34, n. 83, 2012, p 225-237.

ZILLER, S.R. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. **Revista Ciência Hoje, Coluna Opinião**, v. 30, n. 178, Dezembro de 2001. Disponível em: <<http://cienciahoje.uol.com.br/revista-ch/revista-ch-2001/178>>. Acesso em: 12 out. 2014.

ZILLER, S.R; DECHOUM, M.S. Plantas e Vertebrados Exóticos Invasores em Unidades de Conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**. Brasília: ICMBIO v. 3, n. 2, p. 04-31, 2013.

COMPOSIÇÃO E SELEÇÃO DE MESOHABITATS POR AVES AQUÁTICAS EM TRECHOS DO RIO ITAPECERICA, NO MUNICÍPIO DE DIVINÓPOLIS, MINAS GERAIS

Thaynara Pedrosa Silva

Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Divinópolis, Minas Gerais.

Gabriele Andreia da Silva

Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Biologia, Laboratório de Ornitologia e Bioacústica.

Alysson Rodrigo Fonseca

Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Divinópolis, Minas Gerais.

Júnio de Souza Damasceno

Universidade do Estado de Minas Gerais, Divinópolis / João Monlevade - Minas Gerais

Debora Nogueira Campos Lobato

Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Divinópolis, Minas Gerais

RESUMO: Alterações relacionadas a urbanização causam perturbações principalmente em habitats aquáticos, afetando a dinâmica e diversidade de espécies. As aves aquáticas são aquelas que dependem direta ou indiretamente de ambientes úmidos para suas atividades biológicas e essas apresentam diferenças no uso e estratégias de forrageamento. O objetivo do presente estudo foi inventariar e avaliar a distribuição de espécies de aves aquáticas em diferentes trechos do rio Itapecerica em Divinópolis, MG. O estudo consiste em observações diretas em pontos fixos em quatro áreas amostrais ao longo

do rio. Foram realizadas aleatoriamente quatro visitas mensais, de agosto a dezembro/2016 e janeiro a julho/2017 no período matutino das 07h00min às 11h30min e vespertino das 13h00min às 18h00min, havendo revezamento de horário (manhã/tarde). Foram registrados 1754 indivíduos, pertencentes a 21 espécies de aves aquáticas, distribuídas em nove famílias durante o período de agosto/2016 a julho/2017. As espécies com maior número de indivíduos registrados foram *Nannuapterum brasilianus* representando (34,12%) do valor total, seguido por *Egretta thula* (18,54%) e *Amazonetta brasiliensis* (12,71%). O trecho do encontro dos rios obteve o menor número de indivíduos em relação aos demais, o que pode ser explicado pela heterogeneidade do habitat. Os mesohabitats mais utilizados pelas comunidades de aves foram a região litorânea e as margens. O estudo pode ressaltar a importância das áreas verdes urbanas para manutenção das espécies de aves aquáticas, que utilizam dessas áreas para descanso e refúgios e ainda propor medidas de conservação de parques urbanos para manutenção da diversidade local.

Palavra Chave: Rios urbanos, Qualidade Ambiental, Aves.

ABSTRACT: Changes related to urbanization cause disturbances mainly in aquatic habitats,

affecting the dynamics and diversity of species. Waterfowl are those that depend directly or indirectly on humid environments for their biological activities and these present differences in use and foraging strategies. The objective of this study was to inventory and evaluate the distribution of waterbird species in different stretches of the Itapecerica River in Divinópolis, MG. The study consists of direct observations at fixed points in four sample areas along the river. Four monthly visits were conducted randomly, from August to December/2016 and January to July/2017 in the morning from 07:00 to 11:30 and in the afternoon from 13:00 to 18:00, with a schedule of morning/afternoon. A total of 1754 individuals belonging to 21 species of aquatic birds were recorded in nine families during the period from August 2016 to July 2017. The species with the highest number of registered individuals were *Nannopterum brasilianus* (34.12%), followed by *Egretta thula* (18.54%) and *Amazonetta brasiliensis* (12.71%). The section of the rivers meeting had the lowest number of individuals in relation to the others, which can be explained by the habitat heterogeneity. The mesohabitats most used by the bird communities were the coastal region and the banks. The study may highlight the importance of urban green areas for the maintenance of waterbird species, which use these areas for resting and refuges and also propose conservation measures of urban parks to maintain local diversity.

Keywords: Urban Rivers, Environmental Quality, Birds.

1 | INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, tem se percebido uma rápida expansão da ocupação humana em ecossistemas naturais, que no caso das cidades forma ambientes heterogêneos e mosaicos isolados de fragmentos vegetais. Tais alterações causam desequilíbrio ambiental, diminuindo, deslocando ou mesmo eliminando as espécies que utilizavam desses locais para refúgio, alimentação e reprodução (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; TABARELLI; GASCON, 2005).

As alterações antrópicas relacionadas à urbanização podem causar perturbações em habitats aquáticos como rios e lagos urbanos, onde aspectos como drenagem, desmatamento de matas ciliares, poluição, alterações no fluxo de água (RODRIGUES; MICHELIN, 2005) e profundidade dos ecossistemas aquáticos podem afetar a dinâmica e a diversidade de espécies (ISOLA et al., 2000; COLWELL; TAFT, 2000; ERWIN, 2002).

Aliado a esses fatores, a eutrofização dos recursos hídricos aumenta a produtividade primária, propiciando o aparecimento de algas e bancos de macrófitas, que utilizam fontes de fósforo e nitrogênio oriundas principalmente do esgoto doméstico (RIETZLER; VIEGAS, 2001; GIANI et al., 1998). Tais condições favorece o desenvolvimento de organismos que vivem associados a essas macrófitas, tais como moluscos, insetos aquáticos, nematoides e crustáceos que vivem ali e que fazem parte da alimentação de peixes e aves aquáticas (MORETTI et al., 2003; CALLISTO et al., 2013).

A América do Sul é o continente com maior diversidade de aves, havendo mais de 2.920 espécies descritas, sendo a maior parte residentes e uma pequena porcentagem migratória (SICK, 1997). No Brasil já foram registradas cerca de 1.919 espécies (PIACENTINI et al., 2015) e 160 desta corresponde a espécies de hábitos aquáticos, que utilizam os ambientes úmidos para suas atividades ecológicas (SICK, 1997).

As comunidades de aves aquáticas apresentam diferenças no uso, estratégias de forrageamento e de escolhas de áreas de nidificação e dormitório. Assim, a heterogeneidade ambiental, como a qualidade do hábitat, presenças de áreas para descanso e profundidade dos rios e lagos, geralmente está relacionada à diversidade de espécies que habitam um dado ecossistema (WIENS, 1994; GUADAGNIN *et al.*, 2005; PIANKA, 2000). Hábitats estruturalmente mais complexos oferecem uma quantidade maior de micro-habitat e mesohabitats, se comparados a hábitats mais simples (MACARTHUR & MACARTHUR, 1961; MACARTHUR *et al.* 1962; AUGUST, 1983), sustentando uma quantidade maior de espécies (PIANKA, 2000).

Diante disso, o uso e manejo exorbitado do ambiente e a degradação dos recursos hídricos tem se tornado algo preocupante para a sociedade, colocando em perigo a riqueza de espécies da fauna e da flora local. O objetivo do estudo foi inventariar e avaliar a distribuição de espécies de aves aquáticas em diferentes trechos do rio Itapecerica, no município de Divinópolis, MG. Além disso, foi analisado a seleção de diferentes mesohabitats em cada trecho. Dessa forma, buscou-se compreender se a heterogeneidade e complexidade ambiental destes ambientes urbanos podem influenciar a presença e o comportamento de aves aquáticas.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Divinópolis encontra-se situada na região centro oeste do estado de Minas Gerais. O clima é caracterizado como mesotérmico, com invernos secos e verões chuvosos, e precipitação média anual de 1100 mm a 1700 mm. O município é banhado pelos rios Pará e Itapecerica, tendo sua sede cortada por este último e seus afluentes (DIVINÓPOLIS, 2013).

O estudo foi realizado em quatro trechos do rio Itapecerica ao longo do perímetro urbano de Divinópolis-MG (Figura 1). O rio Itapecerica nasce no município de Itapecerica, no Morro do Calado, com o nome de Rio Vermelho. Quando se junta aos rios Gama e Santo Antônio, passa a ser denominado Itapecerica (DIVINÓPOLIS, 2013).

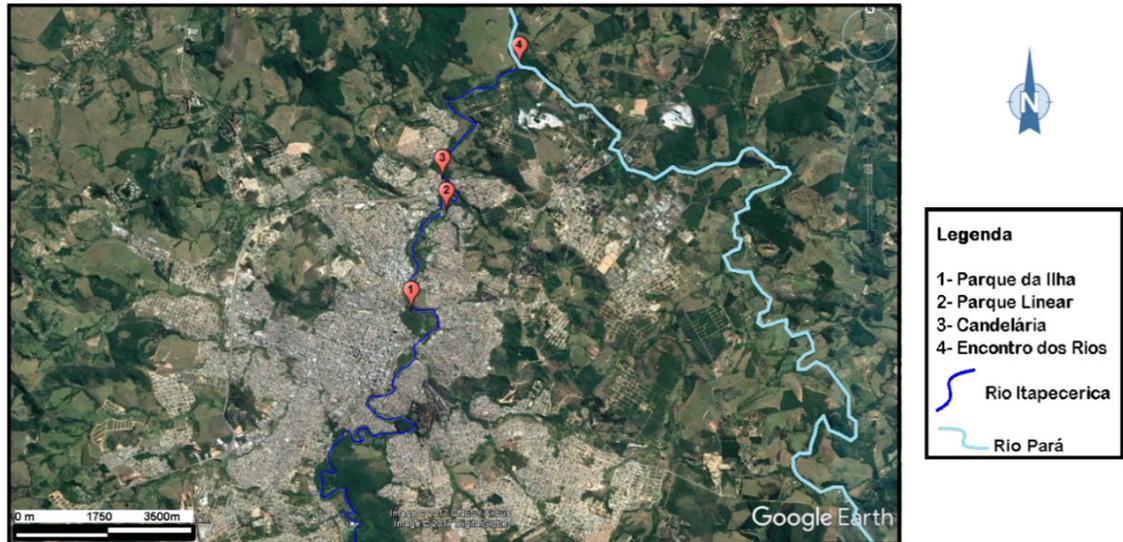


Figura 1 - Pontos amostrais no perímetro urbano de Divinópolis, MG (QUANTUM GIS 2.18.7, GOOGLE EARTH).

2.2 Descrição dos pontos amostrais

Ponto 1: O Parque Ecológico Dr. Sebastião Gomes Guimarães, conhecido como “Parque da Ilha” ($20^{\circ}08'04''$ S, $44^{\circ}52'52''$ O), foi criado pelo decreto Lei 3.606/1994 e atualmente é considerado uma unidade de conservação municipal de uso sustentável. O Parque possui aproximadamente 20,4 hectares e está localizado em uma área central do município de Divinópolis, Minas Gerais (DIVINÓPOLIS, 2013). Neste local, o rio Itapecerica apresenta 33,50m de largura, com mata ciliar preservada em ambas as margens (mínimo de 50m), estando o Parque da Ilha do lado esquerdo (AUTOCAD 2017). No local, apresenta rochas disposta ao longo de seu percurso, troncos e macrófitas aquáticas (Figura 2). Ao longo do rio é possível visualizar lixos domésticos carregados pelas correntes de água.



Figura 2 - Rio Itapecerica no entorno do Parque da Ilha (P1), Divinópolis, Minas Gerais.

Ponto 2: O Parque Linear Danilo Passos (20°07'01" S, 44°52'31" O), criado pela Lei Municipal 6.547/2007, possui aproximadamente 13,5 ha e está localizado entre os bairros Danilo Passos e Vila Romana (DIVINÓPOLIS, 2013). Neste ponto o rio apresenta 75m de largura, com 21m de mata ciliar do lado direito e mínimo de 100 metros do lado esquerdo, onde está locado o Parque Linear (AUTOCAD, 2017). No seu percurso apresenta corredeiras, galhos de árvores, macrófitas, rochas presentes na região litorânea e margens (Figura 3). Além disso, é possível notar em algumas áreas o solo destituído de vegetação e a presença de entulhos e objetos de uso doméstico, sendo usado como “bota fora” pela população local.



Figura 3 - Rio Itapecerica no entorno do Parque Linear Danilo Passos (P2), Divinópolis, Minas Gerais.

Fonte: Autores.

Ponto 3: Trecho do rio Itapecerica no Bairro Candelária (20°06'38" S, 44°52'34" O), onde o rio Itapecerica possui 45m de largura, com 21m de mata ciliar do lado esquerdo e 66m do lado direito de sua margem (AUTOCAD, 2017). Ao longo do percurso observa-se a presença de corredeiras, rochas agrupadas na região litorânea, galhos de árvores, banco de areia (Figura 4). Esta área sofre influência direta da urbanização devido a presença de empreendimentos comerciais e residências domésticas em sua APP da margem esquerda e também de uma ponte sobre o rio na Rod. Pres. Tancredo Neves Anel, MG-050. A água possui um forte odor, sendo possível observar durante o dia espumas e resíduos domésticos flutuando sob a água, além de resíduos (material de construção, lixo doméstico, eletrodomésticos, partes de moveis velhos, etc.) as margens do rio.



Figura 4 - Trecho do rio Itapecerica no bairro Candelária, Divinópolis, Minas Gerais.

Fonte: Autores.

Ponto 4: Localiza-se no encontro dos rios Itapecerica e Pará ($20^{\circ}05'27''$ S, $44^{\circ}51'42''$ O), em zona rural, distante cerca de 1,8km do bairro Candelária (DIVINÓPOLIS, 2013). Neste local o rio possui 77,50m de largura e 62m de mata ciliar de ambos os lados preservada (AUTOCAD, 2017). Apresenta lâmina d'água lisa com algumas corredeiras, e poucos locais para descanso e organização de penas, tendo uma paisagem homogênea em comparação aos outros pontos, com a presença de rochas dispersas e bancos de areia, sendo possível observar a vegetação densa nas margens e macrófitas aquáticas na lâmina d'água (Figura 5). No entanto, apesar do local apresentar melhores condições ambientais, ainda está próximo das cidades, sendo utilizado nas proximidades como descarte de materiais de construção e outros de uso doméstico.



Figura 5 - Encontro dos rios Itapecerica e Pará no bairro Candelária, Divinópolis, Minas Gerais.

Fonte: Autores.

2.3 Delineamento amostral

A avifauna foi amostrada entre agosto de 2016 e julho de 2017, totalizando 48 dias de amostragem e 96 h de observação. Em cada um dos quatro pontos de amostragem (Parque da Ilha, Parque Linear Danilo Passos, Trecho do Rio Itapecerica no bairro Candelária e trecho no encontro dos rios Itapecerica e Pará), as aves foram observadas em períodos alternados: manhã (07h00min as 11h30min) e tarde (13h00min as 18h00min), com uma hora de observação em cada ponto, e a cada dia de amostragem dois pontos eram observados totalizando duas visitas mensais em cada ponto e 8h de avistamentos por mês.

Foram contabilizados todos os espécimes vistas sendo anotadas as espécies, a quantidade de indivíduos e o mesohabitat de forrageio. Para a observação e contagem dos táxons, foram utilizados binóculos e máquinas fotográficas e, para a identificação, consultas a guias de campo (SICK, 1997; GWYNNE et al. 2010, SIGRIST, 2013). As espécies foram agrupadas em guildas alimentares com as informações disponibilizadas em Sick (1997) e observações em campo. Foi avaliada a presença de espécies ameaçadas de extinção a partir de consulta as listas de espécies ameaçadas (BIODIVERSITAS, 2008; COPAM, 2010; IUCN, 2017). A nomenclatura e a ordenação taxonômica seguiram Piacentini et al. (2015). A suficiência da amostragem foi determinada através da curva de acumulação de espécies, utilizando o estimador Jackknife de primeira ordem do programa EstimateS versão 9.1.0 (COLWELL, 2013), e a abundância foi estimada a partir do somatório do número de indivíduos de cada espécie.

2.4 Qualidade ambiental e distribuição dos mesohabitats nos pontos avaliados ao longo do rio Itapecerica

A caracterização das áreas de estudos foi realizada com a aplicação do Protocolo de Avaliação de Impacto Ambiental - Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em trechos de Bacias Hidrográficas de Hannaford *et al.* (1997), modificado por Callisto *et al.* (2002). Este protocolo tem como finalidade avaliar as características da água e do entorno desses ecossistemas aquáticos, identificando o nível de impacto antrópico, através de observações visuais e parâmetros que são pontuados. Dessa forma, o somatório final obtido em cada ponto permite qualificar em categorias o habitat quanto o seu grau de conservação. De acordo com Callisto (2002), pontuações de 0 a 40 representam trechos “impactados”; 41 a 60 representam trechos “alterados” e acima de 61 trechos “naturais”.

A distribuição dos mesohabitats foram identificadas em cada local através de visitas ao campo para análise de forrageamento das aves. Foram encontrados os seguintes mesohabitats: 1) Mata ciliar, representada por vegetação arbórea e mata fechada 2) Margem, caracterizada por ambiente terrestre. 3) Macrófitas, caracterizado

por locais onde há presença de aguapés e outras plantas aquáticas. 4) Região Litorânea (raso) mais próximo do ambiente terrestre e as margens dos rios. 5) Região Limnética, localizada mais longe das margens e depois da região litorânea sendo considerada mais profunda. Os mesohabitats listados foram encontrados em todos os trechos estudados.

3 | RESULTADOS

3.1 Comunidade de aves aquáticas do rio Itapecerica

Foram registrados 1.754 indivíduos, pertencentes a 21 espécies de aves aquáticas, distribuídas em nove famílias. Nenhuma das espécies avistadas foram consideradas com grau de ameaçadas de extinção. Dentre as famílias mais representativas registradas na área de estudo, Ardeidae se destacou por possuir o maior número de espécies (n=7) perfazendo um percentual de (33,3%) do total, seguida por Alcedinidae e Ralidae, ambas com três espécies (14,6%) e Anatidae e Threskiornithidae com duas espécies cada família (9,4%), como pode ser observado na Tabela 1.

Família/Espécie	Nome Popular	Guilda	P.1	P.2	P.3	P.4	T. Ind. Sp.
Phalacrocoracidae							
<i>Nannopterum brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	biguá	PIS	P	P	P	P	602
Anhingidae							
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	biguatinga	PIS	P	P	P	P	19
Anatidae							
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	ananaí	ONI	P	P	P	P	220
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	pato-do-mato	ONI	A	A	A	P	3
Ardeidae							
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 178)	socó-dorminhoco	ONI	P	P	P	A	72
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	socozinho	ONI	P	P	P	P	27
<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)	garça-moura	ONI	P	P	A	P	6
<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	garça-branca	ONI	P	P	P	P	131
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	socó-boi	ONI	A	P	A	A	1
<i>Egretta caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	garça-azul	ONI	A	P	A	A	7
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	garça-branca-pequena	ONI	P	P	P	P	324
Threskiornithidae							
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	coró-coró	ONI	P	P	P	A	12

<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	tapicuru	ONI	P	P	P	P	82
Rallidae							
<i>Aramides cajaneus</i> (Stadius Muller, 1776)	saracura-três-potes	ONI	P	P	A	P	7
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato	ONI	A	A	P	A	1
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	galinha-d'água	ONI	P	P	P	P	134
Alcedinidae							
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	PIS	P	P	P	P	48
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	martim-pescador-verde	PIS	P	P	P	P	21
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	martim-pescador-pequeno	PIS	P	P	P	P	33
Jacaniidae							
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	jaçanã	ONI	A	P	A	P	2
Aramidae							
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	Carão	MA	A	A	A	P	2
Total espécies/trecho			15	18	14	16	1754

Tabela 1 - Espécie de aves observadas nos pontos avaliados do rio Itapeçerica, em Divinópolis-MG.

As espécies com maior número de indivíduos registrados foram *Nannuapterum brasilianus* representando (34,1%) do valor total, seguido por *Egretta thula* (18,5%) e *Amazonetta brasiliensis* (12,7%), sendo estas comuns e de ocorrência ampla no Brasil. As espécies com menor abundância de indivíduos foram *Aramides saracura* e *Tigrisoma lineatum* (0,057%) do valor total, seguido por *Aramus guarauna* e *Jacana jacana* (0,1%) e *Cairina moschata* (0,17%).

A curva de acumulação de espécies apresentou um crescimento significativo na riqueza até o 10º dia de amostragem, e posteriormente houve a estabilização da mesma (Gráfico 1).

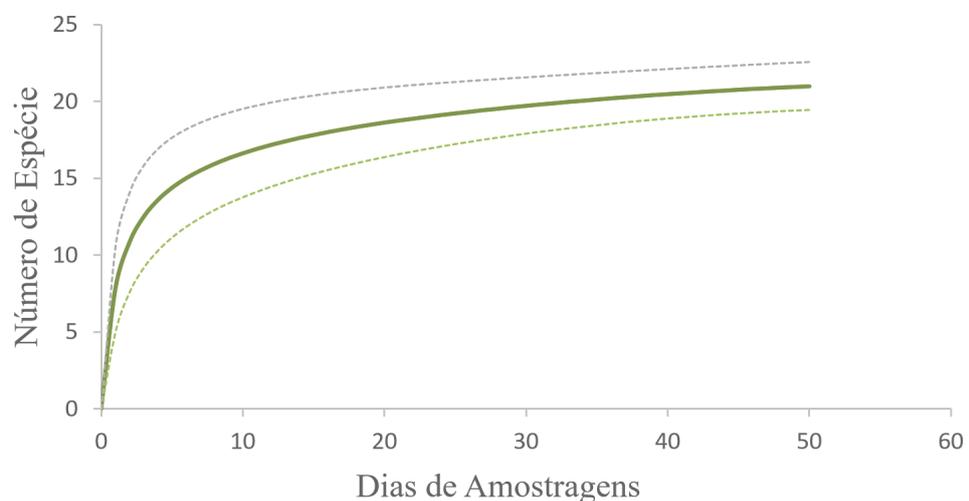


Gráfico 1 - Curva de acumulação de espécies de aves aquáticas observadas nos pontos avaliados.

No que se refere à riqueza em cada ponto amostral, algumas espécies ocorreram apenas em um ou dois locais. Os dados referentes à abundância mostraram pouca variação entre os pontos 1, 2 e 3, com 516, 512 e 484 aves registradas, respectivamente. Entretanto, o resultado obtido para o ponto 4 mostrou-se inferior ($n = 242$), aproximando-se da metade do que foi verificado nos demais pontos.

Quanto ao mesohabitats mais utilizados pelas comunidades de aves aquáticas, a região litorânea e as margens tiveram maior representatividade de escolhas pelas aves em todos os pontos de estudo (Gráfico 2).

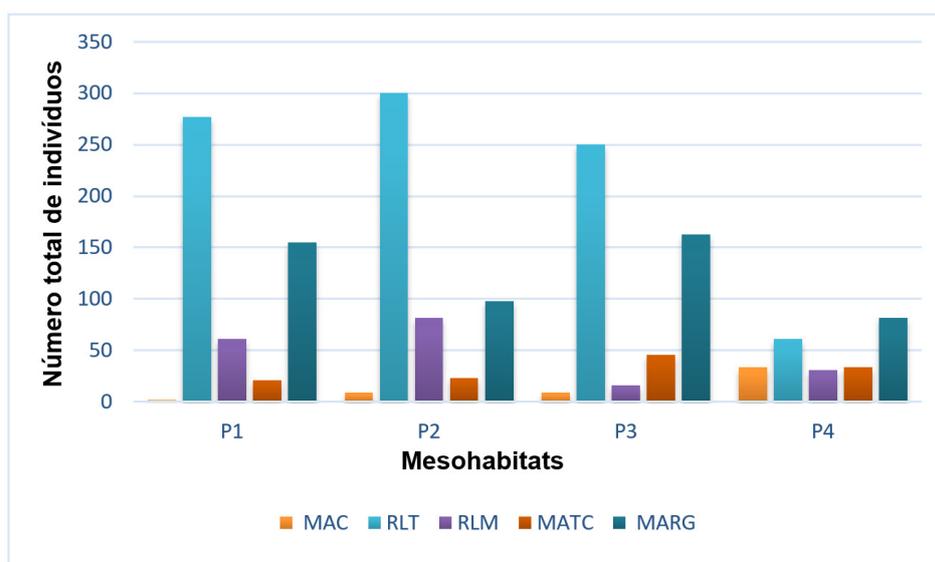


Gráfico 2 - Uso dos mesohabitats pelas aves aquáticas em cada um dos quatro pontos avaliados.

MAC- Macrófita, RLT – Região Litorânea, RLM – Região Limnética, MATC- Mata Ciliar, MARG - Margem.

3.2 Qualidade ambiental e distribuição dos mesohabitats nos pontos avaliados ao longo do rio Itapecerica

Após a análise das pontuações obtidas referente ao Protocolo de avaliação rápida da Diversidades de habitat, pode-se concluir que nenhuma das áreas de estudos foram classificadas como “natural”. Três áreas foram classificadas como “Alteradas” (Parque Linear Danilo Passos, 53; Parque da Ilha, 48 pts.; Encontro dos Rios, 56 pts.) e uma (Bairro Candelária, 34 pts.) classificada como “Impactada”.

As áreas denominadas como “Alteradas”, apresentam diferentes intensidades de influências antrópicas, como lançamentos de esgotos *in natura* nos rios, “lixos” de diferentes naturezas em seu entorno, áreas destinadas a atividades de lazer e ainda, APP’s sem cobertura vegetal natural. Já as áreas denominadas como “Impactadas” é visualmente notável a degradação, devido ao odor forte da água que os demais pontos, a presença de indústrias às margens e residências dentro das APPs, onde é lançado resíduos pontuais no rio.

No que se refere à seleção dos mesohabitats do rio (Gráfico 3), verificou-se que

a Região Litorânea obteve o maior percentual de utilização pelas aves aquáticas com 50,6% do total de indivíduos, seguido pelas Margens em segundo lugar com 28,4%, sendo a Região Limnética (10,4%), Mata ciliar (7,2%) e Macrófitas (3,1%) com menor percentual de utilização. Em todos os pontos houve a predominância nas escolhas de habitats pelas assembléias de aves, podendo qualquer influência nos aspectos físicos do local, alterar a dinâmica das comunidades.

4 | DISCUSSÃO

4.1 Comunidade de aves aquáticas do rio Itapecerica

A riqueza de espécies de aves aquáticas verificadas neste trabalho foi bastante representativa quando comparadas à dados de outros estudos feitos em áreas limnéticas urbanas. Rubim (2013) contabilizou 15 espécies em uma lagoa marginal do rio Mogi Guaçu, no estado de São Paulo; Ribeiro e Ferreira (2014) também contabilizaram 15 espécies no Parque do Carmo - Olavo Egydio Setúbal, pertencente a uma Área de Proteção Ambiental- APA em São Paulo. Petry e Scherer (2008) encontraram 17 espécies no rio Sinos, no estado do Rio Grande do Sul. Manoel et al (2011) identificaram 29 espécies em uma região estuarina no estado de Santa Catarina, entretanto essa maior diversidade pode estar associada à presença de espécies marinhas.

Com relação às espécies com maior número de indivíduos, resultados parecidos a estes também foram encontrados em outros estudos (RODRIGUES; MICHELIN, 2005; PIMENTA et al., 2007; ZANIN et al., 2009;). Essa maior abundância de indivíduos pode ser atribuída à maior mobilidade das espécies (BRANCO, 2007) e ainda, por possuírem comportamento gregário (MOREIRA, 2005).

Os pontos amostrais do Parque da Ilha (P.1), Parque Linear (P.2) e Candelária (P.3) apresentaram maior abundância de indivíduos em relação ao ponto 4, localizado em área rural e onde ocorre o encontro dos rios Itapecerica e Pará (Gráfico 2). Tal constatação não era esperada, já que as áreas amostrais com maior número de indivíduos se localizam na região urbana e são consideradas de acordo com o protocolo de avaliação de impactos ambientais alterados e impactados. Segundo Branco (2002), a maior abundância e riqueza de aves nas áreas urbanizadas na maioria das vezes não estão relacionados diretamente com a urbanização e com a qualidade do habitat, mas sim com a maior disponibilidade de alimento e locais para descanso. Complementando, VERNER (1981) e BRANCO e ERBERT (2002) citam que espécies de aves se destacam pela sua capacidade de deslocamento e escolha de diferentes habitats para utilização de seus recursos, sendo assim, a presença ou ausência de espécies em cada local pode ser influenciada pela própria heterogeneidade ambiental.

Outro fator que pode ter influenciado a menor abundância no Ponto 4 refere-se à relação com a profundidade do rio. Embora o fator profundidade não tenha sido avaliado

neste estudo, por se tratar da confluência de dois rios volumosos, acreditamos ser este local bem mais profundo que os outros três pontos (P.1, P.2 e P.3). Taft et. al (2002) constatou essa relação ao observar a estrutura das comunidades de aves aquáticas após redução da profundidade do habitat, constatando que área inundadas ou com até 20cm de profundidade suportam uma maior riqueza de aves, o que corrobora com a compreensão da diferença entre os locais e escolhas de habitats.

Quando comparamos a riqueza de espécies particularmente em cada ponto, verificou-se que algumas espécies ocorreram em apenas um ou dois pontos, como *Cairina moschata* e *Aramus guaraúna*, que tiveram dois registros somente no Ponto 4, o que pode estar relacionado a biologia das espécies. Segundo Sick (1997), *Cairina moschata* habita locais de mata ou próximos desses ambientes, possuindo ocorrência reduzida em áreas degradadas. A maior ou menor abundância de *Aramus guarauna* pode estar relacionada ao uso do habitat, uma vez que esta espécie alimenta-se de gastrópodes aquáticos, necessitando de área brejosas ou campos alagados que tenham estes moluscos (SICK, 1997).

Egretta caerulea e *Tigrisoma lineatum* foram avistados somente no Parque Linear Danilo Passos (P.2), sendo registrado somente um exemplar juvenil da espécie *Egretta caerulea* nos meses de setembro e novembro de 2016 e janeiro, fevereiro, março, abril e julho de 2017, que coincide com o período reprodutivo e de muda para maioria das espécies de aves (SICK, 1997). *Tigrisoma lineatum* também obteve apenas um registro no mês de maio de 2017. Segundo Gwynne et al. (2010) e Sick (1997) esta espécie tem hábito solitário e crepuscular e ainda, possui uma ocorrência ampla, ocorrendo principalmente em regiões pantanosas e florestais.

Um exemplar de *Aramides saracura* foi registrado apenas no Ponto 3. Segundo Sick (1997) essa espécie habita pântanos, bordas de mata, terrenos acidentados e percorre grandes trechos desprovidos de água. De forma semelhante, *Jacana jacana* foi avistada apenas em dois pontos de estudo (Pontos 2 e 4). De acordo com Sick (1997), esta espécie habita áreas inundadas, pântanos e margens de rios com vegetação flutuante, visando alimento como insetos, moluscos e peixes. Quando fora do período reprodutivo aparecem transitoriamente, o que pode explicar a presença ocasional nos pontos avaliados.

4.2 Qualidade ambiental e distribuição dos mesohabitats nos pontos avaliados ao longo do rio Itapecerica

Dentre as áreas estudadas, nenhuma foi classificada como natural, porém, no somatório final do trecho no Parque Linear Danilo Passos (P.2) e do Encontro dos rios (P.4), obteve-se uma pontuação próxima para esta classificação. Mesmo a riqueza de espécies não apresentando uma discrepância, estes dois pontos foram que apresentaram maior número de espécies, sendo 18 e 16, respectivamente. De acordo com Hannaford et al. (1997), o estudo da qualidade do habitat físico é essencial em

qualquer pesquisa biológica, uma vez que, a fauna aquática apresenta frequentemente exigências específicas de habitats, que não necessariamente estão associadas com a qualidade da água dos ambientes em estudo.

Os resultados obtidos para os mesohabitats mais utilizados pode ser, em parte, explicado pelo fato da maior parte da composição das espécies registradas serem pernaltas, propiciando a utilização da margens e de biomas aquáticos mais rasos para alimentação, organização de penas e descanso. Os resultados também mostram que as famílias descritas apresentam diferenças no uso do espaço no habitat de acordo com a sua alimentação e característica biológica da espécie. *N. brasiliensis* foi a que mais apresentou contribuição para o padrão de uso de mesohabitats, pois apresentou registros em todos os espaços coexistentes nos pontos amostrais (Região Litorânea, Região Limnética, Margem, Macrófita e Mata ciliar), sendo registrada geralmente em grandes bandos. O estudo de Alves et al. (2012), realizado na Lagoa Rodrigo de Freitas, no estado do Rio de Janeiro, também verificou padrões de uso dos espaços nos habitats e no forrageamento distinto para as espécies. Segundo Gibbs (2000), as aves aquáticas comumente utilizam diversas áreas em busca de seus recursos energéticos e, como reflexo, a distribuição naturalmente disjunta no habitat.

5 | CONCLUSÃO

O estudo possibilitou ressaltar a importância das APP's, em especial as urbanas, para manutenção e sobrevivência de espécies de aves aquáticas, que de forma direta ou indireta utiliza do recurso hídrico para manutenção da biodiversidade local. Aliado a isso, o mosaico de áreas no próprio curso do rio (região limnética, região litorânea e margens) são utilizados como refúgios pelas aves aquáticas, tanto para forrageamento de alimento, quanto para abrigo e reprodução. Dessa forma, a entendimento desta dinâmica em fragmentos verdes urbanos se torna necessário para propor medidas de conservação e manutenção de parques e áreas verdes que protegem as APP's ao longo dos rios e outras áreas úmidas.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa Institucional de Apoio à Pesquisa da UEMG - PAPq / UEMG, pelo concessão de bolsa de pesquisa para o projeto, nos meses de Maio a Dezembro de 2016.

REFERÊNCIAS

- ALVES, M. A. S.; LAGOS, A. R.; VECCHI, M. B. Uso do hábitat e táticas de forrageamento de aves aquáticas na Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. **Oecologia Australis**, v. 16, n. 3, p. 525-539, jul./set. 2012.
- AUGUST, P. V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1495-1507, 1983.
- BIODIVERSITAS. Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção em Minas Gerais. Belo Horizonte, MG: **Biodiversitas**, 2008.
- BRANCO J. O.; EBERT, L. A. Estrutura populacional de *Larus dominicanus* Lichtenstein, 1823 no Estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 10, n. 1, p. 79-82, jan./jun. 2002.
- BRANCO, J. O. Avifauna aquática do Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brasil): uma década de monitoramento. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 873-882, n. 4, out./dez. 2007.
- BRANCO, J. O. Flutuações sazonais na abundância de *Phalacrocorax brasilianus* no estuário do Saco da Fazenda, Itajaí, SC. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 4, p. 1057-1062, out./dez. 2002.
- CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 14, n. 1, p. 91-98, jan./mar. 2002.
- CALLISTO, M., BARBOSA, F. A. R.; MORENO, P. The Influence of *Eucalyptus* Plantations on the Macrofauna Associated with *Salvinia auriculata* in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 1, p. 63-68, jan./fev. 2013.
- CHANCE, J. F.; WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. **Landscape and Urban Planning**, v. 74, n. 1, p. 1-24, jan. 2006.
- COLWELL, M. A.; TAFT, O.W. Waterbird Communities in Managed Wetlands of Varying Water Depth. **Waterbird**, v. 23, n. 1, p. 45-55, 2000.
- COLWELL, R. K. **Estimates**: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. 2013.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Política Ambiental nº 147. Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. **Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 04 de maio de 2010.
- DIVINÓPOLIS. PREFEITURA DE DIVINÓPOLIS. **Nossa Cidade**. 2013 Disponível em: <<https://www.divinopolis.mg.gov.br/portal/cidade/12/Geografia>>. Acesso em: 25 jul. 2017.
- ERWIN, R. M. Integrated management of waterbirds: beyond the conventional. **Waterbirds**, v. 25, n. especial, p. 5-12, dez. 2002.
- GIANI, A. et al. Ciclo sazonal de parâmetros físico-químicos da água e distribuição horizontal de nitrogênio e fósforo no reservatório da Pampulha (Belo Horizonte, MG, Brasil). **Ciência e Cultura**, v. 40, n. 1, p. 69-77, jan./mar. 1998.
- GIBBS, James P. Wetland loss and biodiversity conservation. **Conservation biology**, v. 14, n. 1, p. 314-317, jan./fev. 2000.

- GUADAGNIN, D.; PERELLO, L. F.; PETER, A. E MALTCHIK, L. Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented wetlands of southern Brazil. **Waterbirds**, v. 28, n. 3, p. 261-272, jul./set. 2005.
- GWYNNE, J.A. et al. Aves do Brasil: pantanal e cerrado. São Paulo: **Editora Horizonte**, 2010.
- HANNAFORD, M. J.; BARBOUR, M. T.; RESH, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 853-860, out./dez. 1997.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2017-2.
- ISOLA, C. R. et al. Interspecific difference in habitat use of shorebirds and waterfowl foraging in managed of California's San Joaquin Valley. **Waterbirds**, v. 23, n. 2, p. 196-203, abr./jun. 2000.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, jul./set. 2009.
- LIMA, B. M. **Composição da Avifauna Aquática em áreas úmidas pertencentes à RPPN Foz do Rio Aguapeí**. 2014. 30 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Fundação Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2014.
- MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. H. On bird species diversity. **Ecology**. v. 43, n. 3, p. 594-598, jul./ set. 1961.
- MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. H. E.; PREER, J. On bird species diversity. II. Predictions of bird census from habitat measurements. **The American Naturalist**, v. 96, n. 888, p. 167-174, maio/jun. 1962.
- MANOEL, F. C.; BRANCO, J. O., BARBIERI, E. Composição da avifauna aquática do Saco da Fazenda, Itajaí-SC. **O mundo da saúde**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 31-41 jan./mar. 2011.
- MOREIRA, S. G. **Riqueza e distribuição de aves piscívoras em trecho urbano do Rio Uberabinha (Uberlândia, MG)**. 2005. 51 f. Dissertação (Mestrado em ecologia e conservação de recursos naturais) – Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em ecologia e conservação de recursos naturais, Uberlândia, MG. 2005.
- MORETTI, M. S.; GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Avaliação Rápida da Macrofauna associada a *Eichhornia azurea* e *Pontederia lanceolata* na Baía do Coqueiro, Pantanal de Poconé (MT/Brasil). **Revista Brasileira de Zociências**, v. 5, n. 1, p. 7-21, jan./jun. 2003.
- PETRY, M. V.; SCHERER, J. F. M. Distribuição da avifauna em um gradiente no Rio Sinos, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, v. 6, n. 2, p. 19-29, jul./dez. 2008.
- PIACENTINI, V. Q. et al. Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91-298, abr./jun. 2015.
- PIANKA, E. R. **Evolutionary ecology**. 6th ed. San Francisco: Addison Wesley Longman, 2000.
- PIMENTA, F.E., DRUMMOND, J. CP., LIMA, A. C. Aves aquáticas da Lagoa da Pampulha: seleção de habitats e atividade diurna. **Lundiana**, v. 8, n. 2, p. 89-96, jul./Dez. 2007.
- RIBEIRO, M. A. M.; FERREIRA, R. C. Riqueza e distribuição das aves aquáticas do Parque do Carmo Olavo Egydio Setúbal, São Paulo, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 18, p. 3380-3391, jan./dez.

2014.

RIETZLER, A. C.; VIEGAS, F. P. Avaliação de Qualidade da Água e Sedimento da Bacia da Pampulha - MG, através de testes de toxicidade aguda e crônica com cladoceros. In: SIMPOSIO DO CURSO DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA AMBIENTAL, 7., 2001, São Carlos, SP. **Anais...** São Carlos, SP: USP, 2001.

RODRIGUES, M.; MICHELIN, V. B. Riqueza e diversidade de aves aquáticas de uma lagoa natural no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 928-935, out./dez. 2005.

RUBIM, P. Sazonalidade na Assembleia de aves Aquáticas em uma Lagoa Marginal do Rio Mogi Guaçu, Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 21, n. 1, p. 10-15, jan./mar. 2013.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. 4 ed. Brasília, DF: UnB, 1997. 425p.

SIGRIST, T. **Guia de campo avis brasilis: avifauna brasileira**. São Paulo: Avis brasilis, 2013; 592p.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**. v. 1, n. 1, p. 181-188, jul./dez. 2005.

TAFT, O. W. et al. Waterbird responses to experimental drawdown: implications for multispecies management of wetland mosaics. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 6, p. 987–1001, nov./dez. 2002.

VERNER, J. Measuring responses of avian communities to habitat manipulation. In: RALF, C. J.; Scott, M. **Estimating Numbers of Terrestrial Birds**. Chicago, US: American Ornithological Society, p. 543-547, 1981.

WIENS, J. A. **The Ecology of Birds Communities**. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1994.

ZANIN, G. R. et al. Variação da avifauna, em relação ao nível da maré, no uso de um plano intermareal no mar pequeno, Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. **Estudos de biologia, ambiente e diversidade**, v. 31 n. 73/75, p. 39-38, jan./dez. 2009.

ÍNDICE PLÂNCTON-BENTÔNICO PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA NO RIO GRANDE – MG/SP

Sofia Luiza Brito

Fundação UNESCO-HIDROEX, Departamento de
Pesquisa
Frutal - Minas Gerais

Cristiane Machado de López

P&D 486 CEMIG-HIDROEX, Pesquisadora
Belo Horizonte - Minas Gerais

Gizele Cristina Teixeira de Souza

Universidade Federal de Ouro Preto, Programa
de Pós-Graduação em Sustentabilidade
Socioeconômica e Ambiental
Frutal - Minas Gerais

Sandra Francischetti Rocha

P&D 485 CEMIG-HIDROEX, Pesquisadora
Belo Horizonte - Minas Gerais

Maria Margarida Granate Sá e Melo Marques

Fundação Hidroex
Belo Horizonte - Minas Gerais

Vera Lucia de Miranda Guarda

Núcleo da Catedra UNESCO - Agua, Mulheres e
Desenvolvimento Universidade Federal de Ouro
Preto, Escola de Farmacia, Departamento de
Farmacia
Ouro Preto - Minas Gerais

Magda Karla Barcelos Greco

Cemig - Núcleo de Gestão da Qualidade da Água
Belo Horizonte - Minas Gerais

Marcela David de Carvalho

Cemig - Gerência de Ações e Programas
Ambientais e Apoio à Operação
Belo Horizonte - Minas Gerais

RESUMO: Índices de qualidade de água sintetizam a informação gerada por um grande número de parâmetros físicos e químicos. Por outro lado, os componentes da biota reagem com maior sensibilidade aos diferentes tipos de impacto, refletindo de maneira mais completa e realista, a verdadeira situação dos corpos d'água. O Índice Plâncton Bentônico foi elaborado para o reservatório de Volta Grande (MG/SP), por meio dos biocritérios selecionados (fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos). Foram amostrados cinco transectos (com três pontos cada) durante oito coletas trimestrais (Julho/2013 - Maio/2015). Foi elaborado um diagrama com pontuação para caracterização em classes de qualidade de água (Muito Ruim, Ruim, Regular, Bom e Muito Bom) em padrão de cores comumente utilizado pela legislação internacional. Cinco pontos foram classificados como Muito Ruim, 61 como Ruim e 54 como Regular. Os transectos na região lêntica são aqueles que receberam mais classificações Regular, enquanto aqueles nas regiões intermediária/lótica receberam maior número de classificações Ruim. Os índices de qualidade de água (IQAR, IET) classificaram o ambiente como pouco degradado/oligotrófico. Mas apesar da boa qualidade da água, o reservatório apresenta a complexidade

estrutural do habitat muito degradada e suas interações biológicas naturais alteradas (introdução de espécies exóticas), comprometendo a integridade da biota. Ao integrar dois compartimentos do ambiente aquático, coluna d'água e sedimento, o IPB permitiu uma avaliação sistêmica, analisando condições da estrutura do habitat, qualidade da água e integridade das comunidades biológicas. Sendo uma inovação para biomonitoramento, o IPB considera os impactos de curto e longo prazo sofridos pelas comunidades biológicas.

PALAVRAS-CHAVE: índice de integridade biótica, biocritérios, coluna d'água, sedimentos.

ABSTRACT: Water quality indexes synthesize the information generated by a large number of physical and chemical parameters. Otherwise, biological communities respond more sensitively to different types of impact, indicating more realistically the true state of water bodies. The Benthic Plankton Index was prepared for the Volta Grande reservoir (MG/SP) through selected biocriteria (phytoplankton, zooplankton, benthic macroinvertebrates). Five transects (three points each) were sampled during eight quarterly collections (July/2013 - May/2015). A scoring diagram was drawn corresponding to the water quality classes (Very Bad, Bad, Regular, Good and Very Good) with a color pattern commonly used by international legislation. Five points were classified as Very Bad, 61 as Bad and 54 as Regular. Two transects in lentic region received more Regular classifications, while those in the intermediate/lotic regions received the highest number of Bad classifications. Water quality indexes (IQAR, IET) classified the environment as poorly degraded/oligotrophic. Despite water quality, the reservoir presents habitat structural complexity highly degraded and its natural biological interactions altered by introduction of exotic species, compromising biota integrity. By integrating two compartments, water column - sediment, the PBI allowed a systemic evaluation, analyzing conditions of habitat structure, water quality and integrity of biological communities. As an innovation for biomonitoring, the PBI considers short and long term impacts on biological communities.

KEYWORDS: index of biotic integrity, biocriteria, water column, sediments.

1 | INTRODUÇÃO

Os reservatórios são considerados por diversos autores como um sistema híbrido entre rios e lagos, formados a partir do barramento de um rio, com a diminuição do fluxo que modifica o sistema lótico para lêntico. Desta forma, deve-se reconhecer que, ao longo do eixo principal e eventualmente dos demais eixos afluentes, serão formados gradientes longitudinais físicos, químicos e biológicos (ARMENGOL et al., 1999 e ZANATA, 2000). Assim, a organização espacial do reservatório inclui três regiões: a lótica, a de transição e a lêntica, as quais se distinguem pelas características físicas e químicas da água e sedimento e pela estrutura das comunidades biológicas, principalmente as planctônicas e bentônicas, as quais respondem mais prontamente

às mudanças apresentadas pelo sistema.

Índices de qualidade de água vêm sendo empregados desde as décadas de 1960 e 1970, tanto na América do Norte quanto na Europa, sendo baseados principalmente em parâmetros físicos e químicos (HORTON, 1965; LIEBMAN, 1969; BROWN et al., 1970). Este índices sintetizam toda a informação gerada pelo grande número de parâmetros utilizados em monitoramento de ambientes aquáticos, auxiliando na tomada de decisão e gestão dos recursos hídricos. Apesar de todos apresentarem certo grau de subjetividade, e alguma limitação, são amplamente utilizados. Além disso, permitem que o cidadão seja informado e participe dos debates sobre a qualidade dos recursos hídricos e que, assim como os gestores, acompanhe a evolução das políticas públicas de recuperação ambiental (LUMB, et al., 2011).

Contudo, outros pesquisadores mostram que apenas os parâmetros físicos e químicos não são suficientes para verificar a qualidade ambiental de maneira eficaz, uma vez que frequentemente representam condições momentâneas do ecossistema (KARR et al., 1986; METCALFE, 1989; CALLISTO et al., 2005). Já os organismos aquáticos passam toda ou parte de sua vida neste ambiente, estando sujeitos às condições e aos impactos que os ecossistemas são submetidos. Desta forma, um crescente número de trabalhos tem apontado espécies bioindicadoras de qualidade de água entre os macroinvertebrados aquáticos (ARMITAGE et al., 1983; HILSENHOFF, 1988), zooplâncton (GANNON & STEMBERGER, 1978; SLADECEK, 1983), fitoplâncton (KELLY & WHITTON, 1995; REYNOLDS et al., 2002) e também em outros grupos.

Numa outra abordagem, os índices de integridade biótica foram propostos baseados em atributos ecológicos das comunidades de peixes; uma vez que estes organismos, por ocuparem níveis mais altos da cadeia alimentar, integrariam as condições dos ambientes aquáticos (KARR, 1981). Posteriormente, foram criados índices com outros componentes da biota como macroinvertebrados aquáticos (EPA, 1989) e algas fitoplanctônicas (PLAFKIN et al., 1989). Ocorreram também adaptações e modificações dos mesmos índices para outras condições ambientais em países diferentes, notadamente da América Latina (PELÁEZ, 2007). No Brasil, índices de integridade biótica tem sido utilizados principalmente para a comunidade de peixes (ARAÚJO, 1998; FERREIRA & CASATTI, 2006; PETESSE et al., 2014) e de macroinvertebrados (SILVEIRA et al., 2005; BAPTISTA et al., 2007; FERNANDES, 2007).

Os biocritérios são respostas que integram efeitos de múltiplos impactos, sendo estes poluentes ou elementos alteradores da estrutura e composição das comunidades aquáticas. O desenvolvimento de biocritérios e as limitações de critérios puramente químicos têm sido reconhecidos pela EPA desde 1999 em programas de monitoramento ambiental, como em proposições para modificação na legislação ambiental (BARBOUR et al., 1999). Neste contexto, os critérios biológicos ou biocritérios vem sendo desenvolvidos para melhorar o acesso a qualidade do

ambiente. Os organismos presentes na água fornecem importante informação sobre a saúde do ecossistemas aquático, e a avaliação destes uma maneira de descrever características que devem estar presentes em um corpo de água para uma condição desejada, e servir de padrão comparativo.

Considerando que os diversos componentes da biota reagem com maior ou menor sensibilidade aos diferentes tipos de impacto antropogênico, torna-se necessário ampliar a abrangência de tais índices de forma que estes demonstrem, da maneira mais completa e realista possível, a verdadeira situação dos corpos d'água. A avaliação simultânea dos dois principais compartimentos que determinam o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (coluna d'água e sedimento de fundo) fornece um retrato mais detalhado e preciso, por refletir alterações ambientais de curto prazo, registradas pelo plâncton, e também alterações de longo prazo, registradas pela comunidade de macroinvertebrados.

Neste contexto, este trabalho apresenta novo Índice Plâncton-Bentônico considerando a comunidade planctônica e de zoobentos do reservatório de Volta Grande, MG/SP. A integração das respostas ambientais do plâncton e dos macroinvertebrados em conjunto, selecionadas por meio da caracterização física e química da coluna d'água representa um avanço e uma inovação na questão de biomonitoramento e avaliação da qualidade de água, uma vez que os muitos índices já divulgados utilizam apenas um ou outro componente da biota.

2 | ÁREA DE ESTUDOS

O reservatório de Volta Grande (Figura 1) situa-se no baixo Rio Grande sendo um reservatório de médio porte, com uma área inundada de 222 km² e um volume de 22,44 bilhões de m³ (CEMIG, 2017). A principal característica hidrológica desse corpo de água é seu baixíssimo tempo de residência (2,48 dias). O lago foi formado em 1974 e, em sua bacia (7.305 km²), vivem aproximadamente 345.000 habitantes sendo a maioria deles (330.000) em áreas urbanas. Apesar dessa alta concentração urbana, a atividade agrícola existente na bacia é muito intensa ocupando sempre percentuais acima de 50% da área total dos municípios (IBGE, 2016). A área da bacia de contribuição direta foi estimada em 4.391 km² (GRECO, 2002). O reservatório é o oitavo de uma série de doze reservatórios no rio Grande (SANTOS & FORMAGIO, 2000). O clima da região é de savana tropical, quente e úmido, com período seco de maio a setembro, e com 80% das chuvas entre outubro e abril. A temperatura média fica em torno de 23°C (maior média: 30,23°C) nos meses chuvosos e 19°C nos meses secos (menor média: 14,0°C). O índice médio pluviométrico anual da região atinge 1598,0 mm (SOUSA et al., 2009).

Os principais impactos do reservatório de Volta Grande são: a remoção da mata ciliar, poluição difusa das atividades agrícolas no entorno, especialmente cana-

de-açúcar, gado e culturas irrigadas por pivô. Fontes de poluição pontuais ocorrem principalmente pela proximidade de áreas urbanas (esgoto e entrada de lixo) e do pólo industrial no trecho superior (possível contaminação por drenagem de superfície). No trecho superior, também foram identificados a dragagem de areia, do sedimento agitação, causando a ressuspensão dos sólidos e nutrientes. A introdução de espécies exóticas de peixes (*Oreochromis niloticus*, *Ictalurus punctatus*, *Clarias gariepinus*) e moluscos (*Limnoperna fortunei*, *Corbicula* sp., *Melanoides tuberculatus*, *Physa* sp. e *Biomphalaria straminea*) comprometendo a biodiversidade destes grupos no reservatório.

A rede de amostragem na área de influência do reservatório Volta Grande foi composta por 5 transectos, cada um abrangendo três estações de coleta: região limnética ou calha central (A), margem direita (B) e margem esquerda (C). A localização de cada transecto foi determinada a partir das principais bacias de contribuição lateral (Figura 1) e sua influência no reservatório. Dois transectos estão localizados na região limnética (1 e 2), dois na região de transição (3 e 4) e um na região lótica (5, trecho superior) do reservatório.

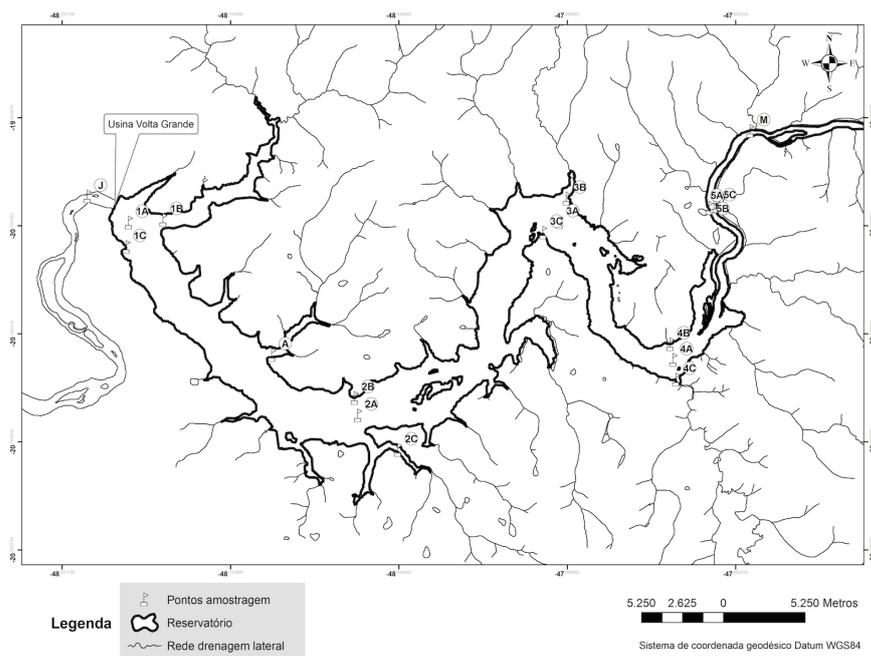


Figura 1 - Reservatório de Volta Grande, bacias de contribuição direta e pontos da rede de amostragem. Fonte: IGTEC, 2015.

3 | METODOLOGIA

A série temporal englobou dados de oito coletas: julho/2013, outubro/2013, janeiro/2014, maio/2014, julho/2014, novembro/2014, janeiro/2015 e maio/2015. As medidas de profundidade foram realizadas por meio do sonar Echo 200/Garmin e a transparência da água registrada pelo disco de Secchi. Utilizando a sonda Horiba

U-52, foram determinados: pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura da água, sólidos totais dissolvidos e potencial redox na sub-superfície da coluna de água. Amostras de água foram coletadas na sub-superfície e processadas em laboratório para determinação dos nutrientes e clorofila *a* segundo as recomendações do Standard Methods of Water and Wastewater (RICE et al., 2012) e para coliformes segundo Kit Colilert® (IDEXX, 2002).

Amostras de fitoplâncton foram coletadas em garrafas plásticas e fixadas com lugol acético. O zooplâncton foi coletado por arraste vertical em rede de 50 µm de abertura de malha e fixado em formol a 10%. Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados com draga de Eckman (225 cm³) ou rede kicknet (250 µm) e fixados com formol bruto. Amostras do fitoplâncton e zooplâncton foram analisadas em microscópio ótico em câmara de Sedgewick-Rafter. Os macroinvertebrados bentônicos foram analisados em placa acrílica em microscópio estereoscópico.

Os parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos bem como os atributos (métricas) das comunidades biológicas foram avaliados para a construção do índice. Os atributos de cada comunidade foram selecionados por meio de Correlação de Pearson e Análises de Componentes Principais (ACP). Aqueles atributos da comunidade que mostraram correlações, negativas ou positivas, extremamente baixas (coeficiente de correlação inferior a 0,5) com os parâmetros físicos e químicos e com os eixos da ACP foram eliminados das análises posteriores, pois não apresentaram uma resposta sensível o bastante para fazer parte do índice (MARQUES, 2004). Os parâmetros físicos e químicos não foram considerados por caracterizarem águas de boa qualidade, bem oxigenadas, e valores de sólidos totais dissolvidos e concentrações de nutrientes muito abaixo dos limites estabelecidos pela legislação vigente (Classe II, Resolução CONAMA, 357/2005).

Nove atributos das comunidades biológicas (três do fitoplâncton, três do zooplâncton e três dos macroinvertebrados bentônicos) foram submetidos à estatística descritiva para determinação dos percentis: 10, 40, 60 e 90, que foram considerados os biocritérios, ou seja, limites entre classes de qualidade de água. Desta forma foi elaborado um diagrama com pontuação para a caracterização em classes de qualidade de água (Muito Ruim, Ruim, Regular, Bom e Muito Bom) em padrão de cores comumente utilizados pela legislação internacional (vermelho, laranja, amarelo, verde e azul, respectivamente). A metodologia utilizada para a elaboração do Índice Plâncton Bentônico foi uma adaptação de Bailey et al. (1998).

Desta forma o Índice Plâncton Bentônico foi aplicado, considerando todos os pontos de amostragem e todas as campanhas realizadas. Estes resultados foram correlacionados (Spearman) com o Índice de Qualidade das Águas de Reservatórios – IQAR (ANA, 2009), o Índice de Estado Trófico – IET (modificado por LAMPARELLI (2004), o Coeficiente Múltiplo de Nygaard (LOBO & LEIGHTON, 1986), a razão Calanoida/Cyclopoida (TUNDISI et al., 1988), o BMWP Minas (CETEC, 2007), e o índice de diversidade de Shannon-Wiener (ODUM, 1985) calculado para o fitoplâncton

e zooplâncton afim de avaliar sua relevância na avaliação da qualidade das águas em termos de qualidade ecológica.

4 | RESULTADOS

O reservatório de Volta Grande é caracterizado por águas oxigenadas (média de 7,9 mg/L) e pH próximo de neutro; a temperatura média da água que varia entre 23,9°C na estação seca a 27,7°C na chuvosa. A transparência apresentou aumento na profundidade do disco de Secchi, da região de transição (média de 2,93 metros) para a região limnética (média de 7,07 metros). Os valores médios de condutividade eléctrica (45 mS/cm), turbidez (NTU 1,4) e sólidos totais dissolvidos (29 mg/L) e o alto potencial redox (223 mV) corroboram este aumento da transparência. Os valores médios de nitrogênio total (488,6 mg/L), fósforo total (10,74 µg/L), e de clorofila-a (0,63 µg/L) foram baixos, indicando boa qualidade da água. Contudo o número de coliformes totais (NMP 1222 células/100 ml) reflete o impacto da presença humana ao redor do reservatório.

Para o fitoplâncton, Cryptophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram, nesta ordem, as classes mais abundantes. Em termos de riqueza as maiores contribuições foram das classes Zignemaphyceae e Chlorophyceae. Na comunidade de zooplâncton houve predomínio de Copepoda Calanoida e Cyclopoida na região limnética (transectos 1 e 2). A mesma tendência foi observada na região de transição (transectos 3 e 4), no entanto, alternando margens onde Rotifera foi dominante. Na região lótica Protista foi o grupo mais abundante (transecto 5). A comunidade bentônica foi dominada por espécies exóticas de moluscos, especialmente *Limnoperna fortunei*, *Corbicula* sp. e *Melanoides tuberculatus*. Também foram observados, em grande abundância, organismos indicadores de má qualidade da água como Chironomidae, Oligochaeta e gastrópodes do gênero *Physa*. Ocorreram poucos espécimes das ordens Ephemeroptera e Odonata, associados à boa qualidade de água e integridade do habitat.

Os valores do Índice de Qualidade de Água para Reservatórios - IQAR variaram entre 1,72 e 2,74 classificando o meio ambiente como pouco degradado. Índice de Estado Trófico classificou a maioria dos pontos como ultraoligotróficos ou oligotróficos (valores entre 6 e 51), com exceção de alguns mesotróficos localizados nas regiões de transição e lótica do reservatório. Todos os pontos mesotróficos estão localizados perto de fontes de poluição doméstica ou industrial (transectos 4 e 5).

A partir dos resultados do Coeficiente Múltiplo foi diagnosticado o estado de eutrofia em todos os transectos (valores entre 1,0 e 17,0), influenciado principalmente pela baixa riqueza de Desmidiaceae. Em vários pontos e campanhas a ausência de algas desta classe impossibilitou a aplicação do índice. A razão Calanoida/Cyclopoida também classificou maioria dos pontos como oligotróficos (valores > 1). No entanto, os pontos classificados como meso-eutrófico (valores < 1) estão sob a influência dos

afluentes com maiores valores de sólidos dissolvidos ou turbidez. O índice BMWP apresentou valores entre 1 e 36: a maioria dos pontos foi classificada como muito ruim (104 das ocorrências, 91% das amostras) ou ruim (10 ocorrências, 9% das amostras), com nem um único registro de qualidade de água satisfatória.

Considerando o Índice de Diversidade, para o fitoplâncton, os resultados evidenciaram maiores valores nos transectos 1, 4 e 5, sendo os locais com mais baixos valores influenciados pela predominância de fitoflagelados. Para o zooplâncton, os maiores valores de diversidade foram observados nos transectos 3 e 4 enquanto os menores, no transecto 5.

Os biocritérios selecionados e seus respectivos percentis para o Índice Plâncton-Bentônico são listados na Tabela 1. Os biocritérios foram baseados em atributos das comunidades biológicas obtidos pela listagem e contagem de organismos e por índices de biodiversidade e bioindicação.

Percentis	Fitoplâncton		
	Densidade de Chlorophyceae	Densidade de Cryptophyceae	Coeficiente Múltiplo
10	0,0	1,2	0,0
40	2,1	17,6	0,1-1,0
60	7,0	68,3	3,5
90	56,4	375,8	10,0
Percentis	Zooplâncton		
	Densidade total	Riqueza relativa de Crustacea	Diversidade Shannon-Wiener
10	0,51	15,1	1,39
40	1,13	33,3	1,96
60	1,77	42,9	2,12
90	6,44	63,9	2,52
Percentis	Macroinvertebrados Bentônicos		
	Riqueza de taxa	Abundância total	Abundância filtradores
10	1	3,0	0,0
40	4	38,6	6,6
60	5	96,2	19,4
90	9	349,4	160,3

Tabela 1 – Biocritérios e percentis selecionados para o Índice Plâncton-Bentônico no reservatório de Volta Grande, Rio Grande – MG.

Todos os percentis foram calculados por meio da estatística descritiva. A partir dos percentis foram determinados os diagramas de pontuação para cada biocritério (Tabela 2).

A única exceção foi o Coeficiente Múltiplo do Fitoplâncton, cujos intervalos foram determinados de acordo com sua interpretação biológica. Desta forma, o percentil 10 é representado pelo resultado 0 do Coeficiente Múltiplo equivalendo a 1, menor pontuação. O percentil seguinte é representado pelo intervalo 0,1 a 1,0; quando o Coeficiente Múltiplo indica oligotrofia e sua pontuação é 5, a maior para o índice. Acima

deste intervalo, o cálculo para os demais percentis foi semelhante ao dos demais biocritérios e a pontuação foi decrescente conforme a qualidade de água diminui.

Intervalo	Fitoplâncton		
	Densidade de Chlorophyceae	Densidade de Cryptophyceae	Coeficiente Múltiplo
Percentil 0-10	1	1	1
Percentil 10-40	3	5	5
Percentil 40-60	5	3	4
Percentil 60-90	3	2	3
Percentil acima 90	1	1	2

Intervalo	Zooplâncton		
	Densidade Total	Riqueza relativa de Crustacea	Diversidade Shannon-Wiener
Percentil 10-40	4	2	2
Percentil 40-60	3	3	3
Percentil 60-90	2	4	4
Percentil acima 90	1	5	5

Intervalo	Macroinvertebrados Bentônicos		
	Riqueza de taxa	Abundância total	Abundância filtradores
Percentil 0-10	1	1	1
Percentil 10-40	2	2	5
Percentil 40-60	3	3	4
Percentil 60-90	4	5	3
Percentil acima 90	5	4	2

Tabela 2 - Diagrama de pontuação relativo aos biocritérios e percentis selecionados para o Índice Plâncton-Bentônico no reservatório de Volta Grande, Rio Grande – MG.

A partir da pontuação estabelecida de acordo com as características ecológicas e de bioindicação dos biocritérios, foram determinadas as classes para a caracterização de qualidade de água (Muito Ruim, Ruim, Regular, Bom e Muito Bom) em padrão de cores comumente utilizados pela legislação internacional (Tabela 3).

Classificação	Valor IPB
Muito Ruim	9 a 18
Ruim	19 a 27
Regular	28 a 36
Bom	37 a 42
Muito Bom	43 a 45

Tabela 3 - Classificação de qualidade de água segundo faixas de variação do IPB.

Após a criação do Índice Plâncton-Bentônico, o mesmo foi aplicado para o reservatório de Volta Grande (Figura 2). A considerar todos os pontos de amostragem em todas campanhas realizadas, foram registradas as seguintes ocorrências: 5 como Muito Ruim, 61 como Ruim e 54 como Regular. Os transectos 1, 2 e os pontos 4A e 4B são aqueles que receberam mais classificações Regular, enquanto os transecto 3, 5 e o ponto 4C receberam maior número de classificações Ruim.

As maioria das correlações entre o Índice Plâncton Bentônico e demais índices

de qualidade de água e bioindicação, aplicados para o reservatório de Volta Grande, foram baixas e não significativas (Tabela 4). A exceção foi o BMWP Minas, cuja correlação foi significativa e positiva, ainda que baixa ($r = 0,5173$; $p < 0,0001$). Outra correlação significativa, contudo negativa (Pearson: $r = -0,4545$; $p < 0,0001$) foi com o IQAR, que classificou o reservatório como pouco degradado, opostamente ao IPB e BMWP Minas.

IPB	r	p
IQAR	-0,4545	<0,0001
IET médio	-0,0644	0,504
Coefficiente Múltiplo	0,2144	0,187
Razão Calanoida/Cyclopoida	-0,0664	0,541
BMWP Minas	0,5173	<0,0001
Shannon-Wiener Zooplâncton	0,0289	0,754
Shannon-Wiener Fitoplâncton	0,1782	0,063

Tabela 4 – Correlações de Spearman entre o Índice Plâncton Bentônico e demais índices de qualidade de água e bioindicação, aplicados para o reservatório de Volta Grande, MG.

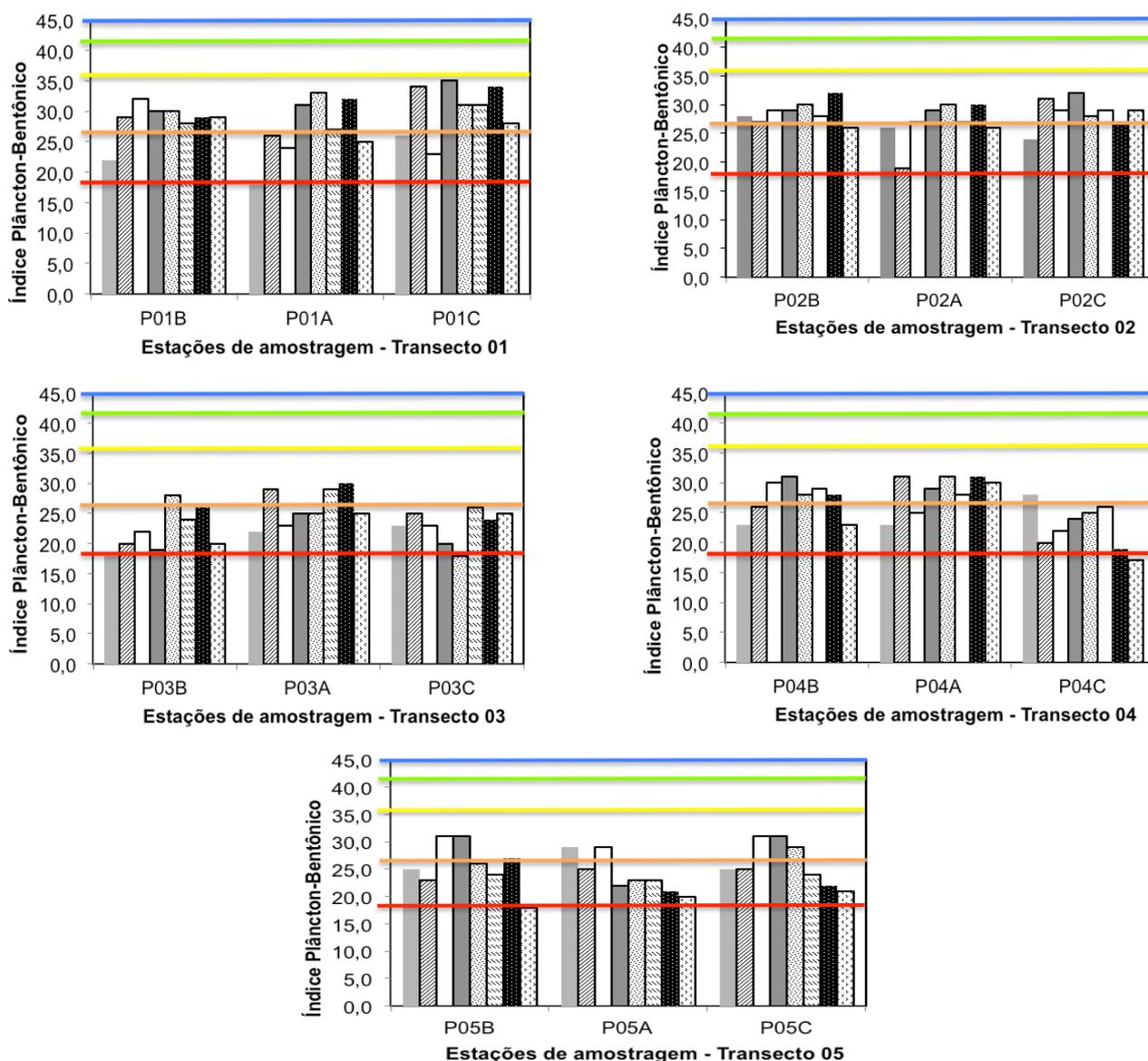


Figura 2 - Variação espaço-temporal do IPB - Índice Plâncton-Bentônico na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.

5 | DISCUSSÃO

As características físicas e químicas (Resolução CONAMA 357/2005) e os índices de qualidade de água (IQAR, IET) classificaram o reservatório de Volta Grande como pouco degradado e oligotrófico. Por outro lado, o Índice Plâncton Bentônico classificou o ambiente como Regular e Ruim, principalmente devido à comunidade bentônica que refletiu impactos como a introdução de espécies exóticas e a degradação da estrutura física do habitat. Segundo Karr et al. (1986) existem cinco principais dimensões de qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos: qualidade da água, fluxo de energia, estrutura física do habitat, regime hídrico e interações bióticas. No caso do reservatório de Volta Grande, pode-se considerar que quatro destas cinco dimensões foram drasticamente modificadas quando da construção da barragem e da introdução de espécies exóticas ao sistema.

Apesar da boa qualidade da água, dentre os principais impactos que as barragens causam na biota está alteração do regime hídrico, o que elimina os trechos de corredeiras, reduzindo a heterogeneidade ambiental e a diversidade das espécies, especialmente peixes e macroinvertebrados (PAIVA et al., 2002). A qualidade do habitat no reservatório de Volta Grande é ainda mais comprometida devido à dragagem de areia e aos sedimentos lodosos derivados da erosão no entorno.

A vegetação ripária escassa ou ausente reduz a entrada de matéria orgânica particulada e, somada à ausência de um ciclo sazonal natural no regime hídrico, afeta o fluxo de energia, reduzindo a diversidade dos grupos funcionais mais especializados e aumentando a abundância de onívoros (KARR, 2006). Finalmente, as interações bióticas são alteradas, não só na estrutura trófica do ecossistema, mas também pela perda de biodiversidade causada por competição com espécies exóticas.

Ao considerar os biocritérios utilizados, apesar da boa qualidade da água atestada pelo IQAR e pelo IET, o reservatório de Volta Grande apresenta a complexidade estrutural do habitat muito degradada e suas interações biológicas naturais alteradas, comprometendo a colonização da biota. Os impactos sobre a estrutura do habitat e as comunidades biológicas refletem tanto perturbações passadas causadas pela transformação de um ambiente lótico para lêntico, assim como o impacto no entorno do reservatório devido às atividades econômicas. O mesmo foi observado por Petesse et al., (2014), para a ictiofauna da represa de Barra Bonita, onde o Índice de Integridade Biótico aplicado, demonstrou maior sensibilidade desta comunidade às alterações da morfologia (profundidade) e estrutura do habitat (macrófitas e vegetação ciliar) do que às variáveis físicas e químicas da água.

Os vários índices e indicadores, utilizados por diferentes autores, fornecem respostas diferentes para a avaliação física, química e biológica, quando considera-se apenas um dos compartimentos ou comunidades no ambiente aquático. Segundo Souza (2013) as diferenças observadas devem-se aos critérios e metodologias empregados na criação dos mesmos. De acordo com a autora, os índices podem

até apontar diferenças expressivas entre ambientes com divergentes situações de conservação/degradação, mas muitas vezes não são sensíveis os suficiente para demonstrar diferenças na qualidade de água de um mesmo ambiente ao longo do tempo. Além disso, quando apenas um compartimento ou comunidade é considerado, este pode ser um fator limitante para a construção dos Índices de Integridade Biótica, devido à baixa abundância de organismos (FERNANDES, 2007). Muitas vezes o maior número de pontos amostrais pode não ser a solução, gerando redundância das amostras.

Os índices bióticos remetem a associação da sensibilidade e tolerância dos grupos aos diversos níveis de poluição (BAPTISTA, 2008). Mundialmente, diversos índices bióticos têm sido criados com o intuito de avaliar os ambientes lóticos (BERE & TUNDISI, 2010), além disso, nas últimas décadas, estudos vêm sendo desenvolvidos com o intuito de melhorar e renovar essas ferramentas de monitoramento para avaliação em recursos hídricos (BUSS et al., 2003, CZERNIAWSKA-KUSZA, 2005).

O Coeficiente Múltiplo de Nygaard, apesar de considerar grupos fitoplanctônicos importantes para a qualidade de água (Cyanophyceae, Chlorococcales, Centrales, Euglenales e Desmidiaceae) não foi obtido para todos os pontos pela ausência de desmidiáceas em diversas amostras, especialmente no transecto 5. Por outro lado, foram abundantes no reservatório de Volta Grande, espécies associadas a ambientes enriquecidos, como os fitoflagelados, não considerados neste índice.

A Razão Calanoida/Cyclopoida, tem vantagem de utilizar densidades dos organismos a nível de ordem, não demandando profundo conhecimento taxonômico. Entretanto, generaliza demasiadamente as características ecológicas das espécies, uma vez que o gênero *Notodiatomus* pode caracterizar ambientes meso-eutróficos (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003), da mesma forma que algumas espécies de *Thermocyclops* são dominantes em ambientes com diferentes trofias (REID, 1989), não sendo boas indicadoras de qualidade de água.

Considerando o BMWP Minas, é um típico índice que considera apenas uma comunidade particular, macroinvertebrados bentônicos, do complexo sistema aquático. E o ranqueamento dos organismos presentes é efetuado considerando apenas a tolerância/sensibilidade dos mesmos à poluição orgânica. A correlação significativa positiva entre o BMWP Minas e o novo Índice Plâncton-Bentônico indica que, neste último, a comunidade de macroinvertebrados aquáticos teve um peso expressivo no resultado e na classificação final dos pontos amostrais. Este resultado está de acordo com a literatura atual sobre bioindicação, que aponta este grupo de organismos como os mais eficientes para o biomonitoramento ambiental.

Ressalta-se que os três grupos (fitoplâncton, zooplâncton e macroninvertebrados bentônicos) possuem espécies indicadoras de qualidade ecológica, e quando combinados potencializam a assertividade, abrangência e aplicação de índices em um conjunto extenso de bacias hidrográficas, que vai muito além da área de estudo.

O Índice Plâncton-Bentônico desenvolvido possui grande aplicabilidade por

não exigir profundo conhecimento em sistemática, uma vez que seus biocritérios consideram altos níveis taxonômicos (famílias). Outros de seus biocritérios consideram apenas riqueza de táxons, densidade ou abundância total dos organismos. Mesmo o Coeficiente Múltiplo utiliza densidades de grupos a nível de ordem e família. Para os cálculos de diversidade de Shannon-Wiener é possível morfotipar as espécies, mesmo não identificando-as de modo que profissionais como um conhecimento mínimo de grandes grupos podem aplicá-lo em outros reservatórios.

A metodologia aplicada para criação do Índice Plâncton-Bentônico foi testada com bons resultados para a criação de índices para a avaliação da qualidade da água, tanto no sistema de lago como nos rios da região leste de Minas Gerais (MARQUES, 2004). No entanto, este estudo e outros estudos (FERNANDES, 2007; SOUZA, 2013; FERREIRA et al., 2011; PETESSE et al., 2014) levaram em conta apenas a uma comunidade biológica.

A maior vantagem ao realizar uma abordagem multimétrica é a capacidade de agregar diversos dados de uma comunidade para classificar de uma forma mais ampla o grau de poluição do ambiente, mantendo a informação originada das métricas individuais (OLIVEIRA et al., 2008). Dentre as diversas comunidades que têm sido usadas para avaliar a qualidade da água, os macroinvertebrados, os peixes e as diatomáceas bentônicas destacam-se por serem mais comumente utilizados como ferramentas de avaliação (ECTOR & RIMET, 2005).

Uma limitação severa do uso da abordagem de bioindicadores é que não se tem para o reservatório de Volta Grande, nem para a grande maioria dos ambientes impactados por ação humana, pontos de referência com os quais comparar os resultados atuais. Tal ponto de referência deveria consistir num local onde não tivesse ocorrido nenhum tipo de alteração ambiental, nem sequer o próprio enchimento do reservatório há anos atrás. A fauna e flora desse local hipotético não estariam sujeitas ao processo de eutrofização recente, nem ao efeito da introdução de espécies exóticas, sendo consideradas prístinas do ecossistema (STODDARD et al., 2006). Portanto, numa situação ideal, a comparação entre a biota dos locais de referência e a biota registrada nos pontos de amostragem de cada transecto daria a medida precisa e exata do quanto as comunidades que sofreram os efeitos dos impactos se diferenciaram das comunidades originais, seja perdendo espécies ou alterando a sua composição funcional.

No presente estudo, biotas em diferentes compartimentos de um corpo de água permitiram indicar realidades diferentes de qualidade ambiental. Ao integrar dois compartimentos do ambiente aquático (a coluna d'água e o sedimento) e três comunidades biológicas (fitoplâncton, zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos), o Índice Plâncton-Bentônico permitiu uma avaliação sistêmica, analisando condições da estrutura do habitat, qualidade da água e integridade das comunidades biológicas. Esta abordagem sistêmica empregada é uma inovação para biomonitoramento e avaliação da qualidade da água, tendo em conta os impactos de curto e longo prazo

sofridos pelas comunidades biológicas.

6 | AGRADECIMENTOS

Ao projeto P&D 486 Cemig/Hidroex – Pesquisa, Controle de Qualidade de Água e Revitalização do Rio Grande, pelo financiamento deste estudo. Ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental – UFOP, pelo desenvolvimento da dissertação de mestrado.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, F. G. Adaptação do Índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 58, n. 4, p. 547-558. 1998.

ARMITAGE, P.D. et al. The performance of the new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. **Water Research**, v. 17, p. 333–347. 1983.

ARMENGOL, J. et al. Longitudinal process in canyon type reservoir: the case of Sau (N.E. Spain). In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Org.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: IIE, 1999. p. 313-345.

BAILEY, R.C. et al. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. **Freshwater Biology**, v. 39, n. 4, p. 765–774. 1998.

BAPTISTA, D.F. et al. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro state, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 83-94. 2007.

BAPTISTA, F.D. Uso de Macroinvertebrados em procedimentos de monitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, p. 425-441. 2008.

BARBOUR, M. T., et al. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. Washington D.C.: USEPA, 1999.

BERE, T.; TUNDISI, J.G. Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. **Braz. J. Biol.**, v. 70, n. 3, p. 493-502. 2010.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. – In: Resoluções e outros atos, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> Acesso em: 25. mar. 2015.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Agência Nacional de Águas - ANA. **Índice de Qualidade de Água em Reservatórios (IQAR)**. In: Portal da Qualidade das Águas. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-qualidade-agua.aspx>> Acesso em: 13 jul. 2013.

BROWN, R.M. et al. A water quality index—Do we dare? **Water Sew Works**, v. 117, p. 339–343. 1970.

BUSS, D.F.; BAPTISTA, D.F.; NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, v. 19, p. 465-473. 2003.

- CALLISTO, M.; GONÇALVES, J.F.; MORENO, P. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In: GOULART, E.M.A. (Org.). **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte: UFMG, 2005. p. 555-567.
- Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG. **Usinas Hidrelétricas da Cemig**. Disponível em: <http://www.cemig.com.br/pt-br/a_cemig/Nossa_Historia/Paginas/Usinas_Hidreletricas.aspx> Acesso em: 25. jul. 2017.
- CETEC – Fundação Centro Tecnológica de Minas Gerais. Padronização e consolidação metodológica de um índice biótico de qualidade de água para ambientes lóticos: Bacia do rio Paraíba do Sul. **Relatório Técnico Final**. Belo Horizonte, MG, 2007. 106 p.
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. **Limnologica**, v. 35, p. 169-176. 2005.
- ECTOR, L.; RIMET, F. Using bioindicators to assess rivers in Europe: An overview. In: LEK, S. et al. (Org.). **Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems**. Berlim: Springer Verlag, 2005. p. 7-19.
- EPA – United States Environmental Protection Agency. **Risk Assessment Guidance for Superfund: Human Health Evaluation Manual**. Washington D.C.: USEPA, 1989.
- FERNANDES, A.C.M. **Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade da Água**: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica. 220 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
- FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. Stream biotic integrity assessed by fish assemblages in the Upper Rio Paraná basin. **Biota Neotropica**, v.6, n.3. 2006.
- FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Braz. J. Biol.**, v. 71, n. 1, p. 15-25, 2011.
- GANNON, J. E. & STEMBERGER, R. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. **Trans. Am. Microsc. Soc.**, v. 97, p. 16-35. 1978.
- GRECO, M. K. B. **Balanco de Massa de Fósforo, Evolução da Eutrofização e o Crescimento de Macrófitas Flutuantes no Reservatório de Volta Grande (MG,SP)**. 158 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.
- HILSENHOFF, W.L. Rapid field assessment of organic pollution by a family-level biotic index. **J. N. Am. Benthological Society**, v.7, p. 65-68, 1988.
- HORTON, R. K. An index number system for rating water quality. **J. Water Pollution Control Federation**, v. 37, n. 3, p. 300–306. 1965.
- IDEXX Laboratories Inc. **Quanty-Tray Sealer Model 2X User Manual**. Westbrook: IDEXX, 2002.
- IGTEC - Instituto de Geoinformação e Tecnologia. Mapeamento do Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Bacia Hidrográfica de Contribuição Lateral do Reservatório de Volta Grande/MG. **Relatório Técnico Final**. Belo Horizonte, MG, 2015. 53p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades**. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Acesso em: 29. Jan. 2016.

- KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21-27. 1981.
- KARR, J.R. et al. **Assessing Biological Integrity in Running Waters a Method and Its Rationale**. Illinois: Illinois Natural History Survey, 1986.
- KARR, J.R. Seven Foundations of Biological Monitoring and Assessment. **Biologia Ambientale**, v. 20, n. 2, p. 7-18. 2006.
- KELLY, M. G.; WHITTON, B. A. The trophic diatom index: A new index for monitoring eutrophication in rivers. **J. Appl. Phycology**, v. 7, p. 433-444. 1995.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 235 f. Tese de doutorado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LIEBMAN, H. **Atlas of water quality, methods and practical conditions**. Munich: Oldenbourg, 1969.
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, v. 22, n. 1, p 1-29. 1986.
- LUMB, A., SHARMA, T.C. Y BIBEALULT, J.F. A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. **Water Qual. Expo. Health**, v. 3, p. 11-24. 2011.
- MARQUES, M. M. **Aplicação da Teoria de Habitat-Templates à Avaliação da Qualidade de Água**. 115 f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.
- MATSUMURA-TUNDISI T.; TUNDISI, J. G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiol.**, v. 504, p. 215-22. 2003.
- METCALFE, J.L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. **Environ. Pollut.**, v. 60, p. 101-139. 1989.
- ODUM, E. P. **Fundamentals of Ecology**. Philadelphia: W.B. Saunders, 1985.
- OLIVEIRA, R.B.S.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Desenvolvimento de Índices Multimétricos para utilização em Programas de Monitoramento Biológico da Integridade de Ecossistemas Aquáticos. **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, p. 487-505. 2008.
- PAIVA, M.P.; ANDRADE-TUBINO, M.F.; GODOY, M.P. **As Represas e os Peixes Nativos do Rio Grande: Bacia do Paraná-Brasil**. Rio de Janeiro: Interciência, 2002.
- PELÁEZ, L. A. P. **Diseño de un índice de integridad biótica para los lagos interdunarios de la región costera central del estado de Veracruz, México**. 130 f. Tese de doutorado. Instituto de Ecología, Universidad de Vera Cruz, Xalapa, 2007.
- PETESSE, M.L.; PETRERE, M.J.; AGOSTINHO, A.A. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. **Ecol. Engineer.**, v. 69, p. 139-150. 2014.
- PLAFKIN, J.L., et al. **Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish**. Washington, D.C.: USEPA, 1989.
- REID, J. W. The distribution of species of the genus *Thermocyclops* (Copepoda, Cyclopoida) in the

western hemisphere, with description of *T. parvus*, new species. **Hydrobiol.**, v. 175. P. 149-174. 1989.

REYNOLDS, C.S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **J. Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428. 2002.

RICE, E. W. et al. (eds.) **Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater**. 22. ed. Washington D.C.: APHA, AWWA, WPCF. 2012.

SANTOS, G.B. & FORMAGIO, P.S. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do Rio Grande com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. **Inf. Agro.**, v. 21, p. 98-106. 2000.

SILVEIRA M.P. et al. Application of biological measures for stream integrity assessment in Southeast Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 101, p. 117-128. 2005.

SLÁDEČEK, V. Rotifers as indicators of water quality. **Hydrobiol.**, v. 100, p. 169-201. 1983.

SOUSA, R.S. et al. Variação Pluviométrica no Triângulo Mineiro-MG. **Geonordeste**, v. 10, p. 179-201. 2009.

SOUZA, A. P. **Avaliação da Utilização de Índices de Integridade Biótica do Fitoplâncton como Ferramenta para Estimativa de Qualidade da Água nos Lagos Paranoá e Descoberto, no Distrito Federal**. 174 f. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

STODDARD, L. J. et al. Setting expectations for the ecological condition of Streams: the concept of reference condition. **Ecol. Appl.**, v. 16, n. 4, pp. 1267.1276. 2006.

TUNDISI, J. G. et al. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: Eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J.G. (Org.). **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos: EESC, 1988. p. 165-204.

ZANATA, L. H. **Heterogeneidade ambiental do reseedatório de Salto Grande (Americana/SP) com ênfase na distribuição das populações de clarocera**. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

MACROFAUNA EDÁFICA E FUNCIONAMENTO ECOSISTÊMICO ÀS MARGENS DO RESERVATÓRIO DE UMA HIDRELÉTRICA

Raphael Marinho Siqueira

Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB), Santo Antônio de Jesus – Bahia.

Flávia Maria da Silva Carmo

Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa – Minas Gerais.

Og Francisco Fonseca de Souza

Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa – Minas Gerais.

RESUMO: O pulso de inundação é a principal força que modula a biodiversidade, a produtividade e os processos ecossistêmicos em ambientes ripários. Ao redor do mundo, essas áreas são impactadas principalmente por hidrelétricas, cujas águas dos reservatórios eliminam a vegetação, alteram condições e recursos locais e podem afetar os processos ecossistêmicos. O objetivo desse trabalho foi avaliar o funcionamento ecossistêmico em uma área sob influência do reservatório de uma hidrelétrica. Para isso testamos a hipótese de que a biodiversidade da macrofauna edáfica é maior nas áreas com maiores taxas de deposição da serapilheira. O trabalho foi realizado em um fragmento de mata às margens do rio Grande, sob influência da Usina de Marimondo, em Frutal-MG. Foram estabelecidos 6 transectos de 100x20m, cada um deles subdividido em 5 parcelas de 20x20m, de forma que as

primeiras parcelas estavam localizadas na borda do fragmento e as últimas no seu interior. Em cada parcela foram coletadas amostras de 25x25x10cm da serrapilheira no período seco e no período chuvoso. A abundância e a riqueza da macrofauna edáfica na serrapilheira não diferiram entre as coletas (abundância: $F_{\text{chuvoso}(2, 28)}=1,1879$; $p=0,2851$ e $F_{\text{seco}(2, 28)}=0,001$ e $p=0,9694$; riqueza: $F_{\text{chuvoso}(2, 28)}=0,4807$ e $p=0,4938$ / $F_{\text{seco}(2, 28)}=0,2619$ e $p=0,6128$). A quantidade de serapilheira produzida aumentou proporcionalmente com a distância do reservatório, não apresentando relação com a macrofauna. Os resultados indicam prejuízos na biodiversidade da macrofauna devido ao alagamento. Também mostram que o ambiente estudado não pode ser caracterizado ripário nem como de terra firme, estando pois entre esses dois extremos.

PALAVRAS-CHAVE: Ambiente Ripário, Serapilheira, Pulso de inundação; Hidroelétrica.

ABSTRACT: The flood pulse is the main force that modulates biodiversity, productivity and ecosystem processes in riparian environments. Around the world, these areas are impacted mainly by hydroelectric dams, whose reservoir waters eliminate vegetation, alter local conditions and resources, and can affect ecosystem processes. The objective of this work was to evaluate the ecosystem functioning

in an area under the influence of the reservoir of a hydroelectric plant. For this, we test the hypothesis that the biodiversity of the edaphic macrofauna is higher in the areas with higher deposition rates of the litter. The work was carried out in a forest fragment on the banks of the Grande River, under the influence of the Marimbondo Mill, in Frutal-MG. We set six transects of 100x20m, each subdivided into five plots of 20x20m so that the first plots were on the edge of the fragment and the last plots inside. We collected 25x25x10cm samples from the litter in each plot, in the dry season and the rainy season. The abundance and richness of the edaphic macrofauna in the litter did not differ among the collections (abundance: Frainy (2.28) = 1.1879; $p = 0.2851$ and Fdry (2.28) = 0.001 and $p = 0.9694$; : Frainy (2.28) = 0.4807 and $p = 0.4938$ / Fdry (2.28) = 0.2619 and $p = 0.6128$). The amount of litter produced increased proportionally with the distance of the reservoir, showing no relation to the macrofauna. The results indicate macrofauna biodiversity damage due to flooding. They also show that the studied environment cannot be characterised as riparian nor as dry land, being therefore between these two extremes.

KEY-WORDS: Riparian environment, Litter, flood pulse, Hydroelectric.

1 | INTRODUÇÃO

As matas ripárias são formações vegetais restritas às margens de corpos d'água e que podem sofrer sazonalmente influências do extravasamento das águas fluviais (Rodrigues, 2004). São importantes para a manutenção e o funcionamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos adjacentes entre si principalmente por serem fonte de recursos diversos para animais, por constituírem corredores ecológicos que ligam regiões distantes e por serem barreiras contra o carreamento de poluentes e de material particulado para dentro dos cursos d'água (Nunes & Pinto, 2007).

Nessas comunidades, a composição de espécies, a riqueza biológica e os processos ecossistêmicos são intimamente influenciados pela elevação sazonal do nível dos corpos d'água (Ferreira, 2014; Agostinho *et al.*, 2004; Nislow *et al.*, 2002; Xiong & Nilsson, 1997). O pulso de inundação é a principal força mantenedora da biodiversidade e da produtividade dos ambientes ripários, que respondem tanto estruturalmente quanto funcionalmente à sua intensidade, duração e frequência (Junk *et al.*, 1989), e que promove ainda a troca de matéria orgânica e de organismos entre o rio e as áreas adjacentes (Tockner *et al.*, 2010; Nislow *et al.*, 2002; Junk *et al.*, 1989). Portanto, alterações nos regimes fluviais tem efeitos diretos sobre as comunidades de plantas e de animais nos ambientes ripários.

A instalação de hidrelétricas gera impactos ecológicos em grandes extensões territoriais, transformando o ambiente de forma rápida e drástica. Isso ocorre porque o represamento dos cursos d'água para a formação dos reservatórios das barragens causa a elevação dos níveis dos rios à montante e a consequente inundação de suas margens para além dos seus leitos originais. Essa inundação pode atingir vários quilômetros em ambas as margens e como consequências dela, ambientes

anteriormente secos são rapidamente transformados em aquáticos, tendo suas características abióticas alteradas. As formações vegetacionais ripárias e parte da vegetação adjacente ficam submersas e morrem, levando também à morte, ou ao deslocamento, outros seres vivos a elas associados. Nos limites dos reservatórios são estabelecidas as novas margens d'água, em locais originalmente de terra firme. Em decorrência dessas mudanças abióticas e bióticas, o funcionamento de todo o ecossistema também pode ser drasticamente alterado (Toscan *et al.*, 2014).

Uma das ferramentas para avaliar o funcionamento de um ecossistema é por meio do estudo da produção e decomposição da serrapilheira e da fauna associada a ela (Machado *et al.*, 2015). A decomposição da serrapilheira é diretamente dependente da ação da fauna edáfica, pois são organismos responsáveis pela fragmentação desse material. O substrato fragmentado é então disponibilizado para a atividade dos microrganismos, que humificam e mineralizam a matéria orgânica (Lima *et al.*, 2010). Parte da fauna edáfica, como formigas e cupins, modificam a estrutura do solo enquanto se movimentam entre seus perfis e por isso são chamados engenheiros do ecossistema (Correia & Andrade, 2005). Por outro lado, a atividade da macrofauna está diretamente correlacionada à disponibilidade de água no solo que também influencia a taxa de decomposição (Moço *et al.*, 2005)

Embora muitos trabalhos científicos tenham sido publicados sobre a biodiversidade da fauna edáfica relacionada ao funcionamento dos ecossistemas, não é do nosso conhecimento trabalhos sobre esse assunto que tenham sido realizados em áreas sob influência de pulsos sazonais de inundação. Assim, o objetivo desse trabalho é preencher essa lacuna de conhecimento e para tal foi testada a hipótese de que a diversidade e a abundância da macrofauna edáfica são maiores nas áreas diretamente influenciadas pelo pulso de inundação. Para inferir sobre o funcionamento desse ecossistema a partir das análises da macrofauna edáfica os dados obtidos foram discutidos à luz dos conhecimentos sobre a decomposição da serrapilheira nesse mesmo fragmento.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização e descrição da área de estudo

Os dados foram coletados num fragmento secundário de Floresta Estacional Semidecídua (FES) de aproximadamente 34ha, localizada no município de Frutal, MG (20°14'23,48"S e 48°52'45,63"O). O clima da região é caracterizado como Aw - clima tropical de savana com estação seca no inverno (Sá-Júnior, 2009; Kottek, *et al.*, 2006). A temperatura média mínima anual é de 20,6°C e é registrada em junho enquanto que a máxima média anual é de 25,8 e ocorre em fevereiro (INMET, 2018). Há duas estações bem definidas: uma seca, de abril a setembro, com precipitação média mínima de 12

mm em julho, e outra chuvosa, de outubro a abril, com precipitação média de 260 mm, perfazendo anualmente entre 1250 e 1750mm de pluviosidade (Roldão & Assunção, 2012; INMET, 2018).

A FES está localizada às margens do Rio Grande e é um fragmento da vegetação originalmente existente no local, antes da construção da Usina Hidrelétrica de Marimbondo (UHM), (Figura 1). Com a implantação da UHM, a faixa ciliar da vegetação margeando o rio, foi submersa pelas águas do reservatório da usina. Atualmente a vegetação que persiste no local está localizada a aproximadamente 160m da calha do Rio Grande, além da área de inundação sazonal. A porção da vegetação que sofre influência direta dos pulsos de inundação é dominada por espécies de mata ripária enquanto a porção interior do fragmento tem fitofisionomia de floresta de terra firme (Ferreira, 2014).

Esse fragmento florestal está inserido em uma matriz de pastagens e lavouras de cana-de-açúcar, sendo limitado pelo lado oeste, desde sua porção nordeste até o sul, por terra firme e a leste, desde a porção sul até nordeste, pela margem do lago da UHM (Figura 1C).



Figura 1 – Localização da área de estudo. A – Mapa do Brasil; B – Mapa de Minas Gerais com o município de Frutal marcado em vermelho; C – Fragmento de Floresta Estacional Semidecídua estudado. Os transectos medindo 100 x 20m estão representados em vermelho; cada quadrado representa uma unidade de coleta de dados de 20 x 20m.

2.2 Dinâmica da Usina Hidrelétrica de Marimbondo

O nível das águas no reservatório da UHM oscila sazonalmente em resposta ao regime de chuvas da região e à sua capacidade máxima de armazenamento. Durante o ano de 2013, período de coleta de dados desse trabalho, houve redução no nível do reservatório entre maio e novembro, quando as comportas da barragem permaneceram abertas e o Rio Grande retornou ao seu leito original. A menor vazão do rio foi atingida em novembro, quando a faixa de terra que correspondia à mata ciliar original ficou completamente exposta. No período seguinte, de dezembro a abril, houve elevação do

nível do reservatório devido ao fechamento das comportas da barragem (ONS, 2017), o que resultou na inundação dessa mesma faixa de terra que antes estava exposta, atingindo a borda do fragmento florestal (Figura 2). O alagamento do solo causou a morte de todas as plantas que colonizaram a faixa de terra no período anterior. Durante esse período, os indivíduos que estavam nos primeiros 20m da borda do fragmento permaneceram com suas raízes submersas ou com alta saturação de água no solo. A duração da do período de inundação maior nesse no ano de coleta dos dados foi de aproximadamente três meses, porém tanto os períodos de alagamento quanto de recuo das águas podem variar com o regime de chuvas nos diferentes anos (ONS, 2017).

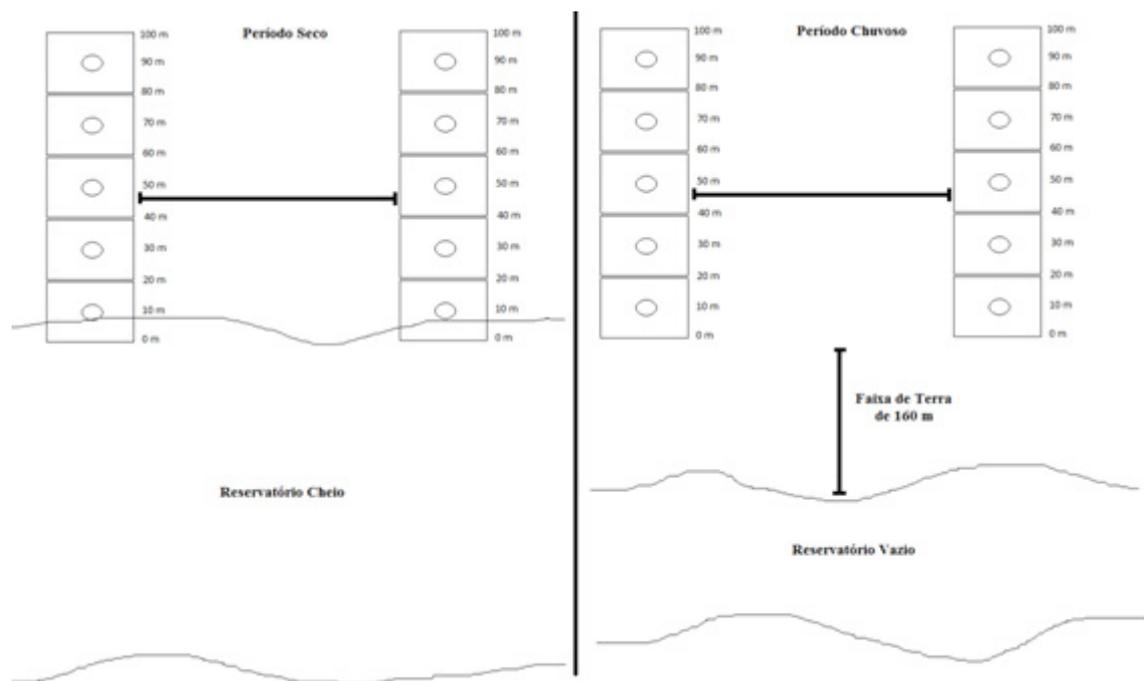


Figura 2 – Desenho esquemático do alagamento sazonal no Fragmento Florestal em estudo. No período seco, ocorre à cheia do reservatório, já no período chuvoso o reservatório encontra-se na sua planície, ficando exposta uma faixa de terra de aproximadamente 160m até a borda do reservatório.

2.3 Delineamento Experimental

Tomando a borda da vegetação mais próxima à margem da represa da UHM como referência e limite inferior, foram estabelecidos 6 transectos de 100m de comprimento por 20m de largura. Esses transectos foram dispostos paralelamente entre si, distando aproximadamente 90m um do outro e perfazendo perpendicularmente toda a margem do fragmento (Figura 1C e Figura 2). Cada transecto foi subdividido em 5 parcelas contíguas de 20 x 20m, respectivamente a 0, 20, 40, 60 e 80m da borda do fragmento florestal. Cada parcela representou uma unidade amostral nas quais foram coletados os dados do trabalho.

2.4 Avaliação da riqueza e abundância da Macrofauna Edáfica

Para avaliar a biodiversidade da macrofauna presente no solo e associado à serapilheira, foram realizadas duas amostragens: uma na estação seca (Maio/2013) e outra na estação chuvosa (Outubro/2013). Para a coleta do solo e da serapilheira foi utilizado um gabarito de metal com dimensões de 25 x 25 x 10cm. As amostras foram coletadas com aproximadamente 2cm de serapilheira e 8cm de solo (Figura 3A).

As amostras de solos e serapilheira foram colocadas em funis do tipo Berlesse, confeccionados com galões de plástico com capacidade para 10L. Os fundos dos galões foram removidos e nas bocas dos seus gargalos foram fixadas telas de aço de malha de 2 mm. Os galões foram dispostos com as bocas para baixo e um recipiente contendo glicerina e álcool 70% (1:1) foi preso no gargalo de cada galão para recolher espécimens da macrofauna da serapilheira. As amostras de solo + serapilheira foram vertidas dentro dos galões, sendo uma amostra para cada galão. Acima da abertura de cada galão foi instalada uma lâmpada incandescente de 60 W que foi mantida acesa durante uma semana (Figura 3B).

As amostras permaneceram nos funis durante 15 dias após os quais o solo de cada galão foi retirado e passado através de uma peneira de malha de 4mm visando coletar dos animais que ficaram retidos pela malha de 2mm. Todos os espécimes coletados foram armazenados em álcool 70% para posterior identificação.

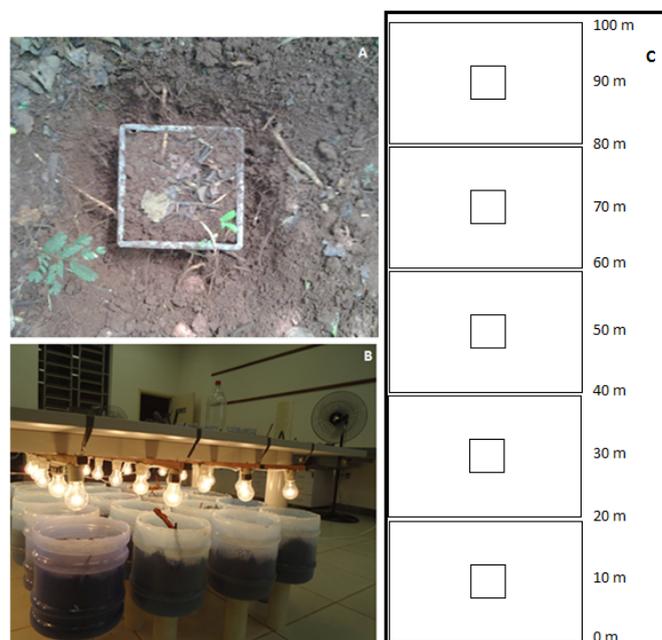


Figura 3 – Método de coleta da serapilheira e do solo para amostragem da macrofauna edáfica. A – Gabarito para coleta das amostras de solo + serapilheira; B – Funis de Berlesse adaptados, confeccionados com galões de plástico para armazenamento de água, contendo amostras de solo e serapilheira. C – Desenho esquemático de um transecto com suas respectivas parcelas e a localização da área em que as amostras de solo + serapilheira foram coletadas para cada parcela.

2.4.1 Avaliação da biodiversidade de cupins:

Devido à importância dos térmitas no processo de construção e funcionamento dos ecossistemas e devido ao fato de serem ineficientemente amostrados na serapilheira e no solo subjacente, foi realizada uma coleta específica para esse grupo da macrofauna em Janeiro/2014, utilizando iscas de celulose.

Foi colocado um rolo de papel higiênico de 10 x 10cm sobre o solo, preso por um pino de metal, no centro de cada parcela (Figura 4). As iscas de papel higiênico foram deixadas no campo por 30 dias, ao final dos quais foram avaliadas e classificadas em relação a sua colonização em: 0 – Ausência de cupins e 1- Presença de cupins (DeSouza *et al.*, 2009). Os espécimes foram armazenados em álcool 80% para posterior triagem e identificação.



Figura 4 – Método de coleta de cupins utilizando iscas de celulose. A - Rolo de papel higiênico colocado sobre o solo, no centro de uma parcela do fragmento de Floresta Estacional Semidecídua às margens do reservatório da UHM. B – Desenho esquemático de um transecto com suas respectivas parcelas e a localização das iscas de celulose para cada parcela.

2.5 Análises Estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas considerando as distâncias das unidades amostrais à margem da água e os períodos de coleta dos dados.

Os dados foram analisados utilizando modelos lineares generalizados (GLMs) e distribuições de erros adequada para cada conjunto de dados. Para a análise da macrofauna edáfica foi adotada a distribuição quasipoisson, atendendo à sobredispersão dos dados e para a análise dos térmitas foi adotada distribuição binomial. O programa utilizado para análise estatística foi o software R core Team (2013).

3 | RESULTADOS

3.1 Macrofauna Edáfica

Foram coletados indivíduos das classes Insecta e Arachnida (Apêndice 1) das amostras de solo + serapilheira. Foram amostrados insetos das ordens Coleoptera, Dermaptera, Lepidoptera, Blattodea e Hymenoptera. A classe Arachnida foi representada pelas ordens Araneae e Trombidiformes.

Dentre as ordens de insetos, Coleoptera e Hymenoptera foram amostradas com maiores abundâncias, tanto no período seco quanto no período chuvoso. As formigas (Hymenoptera-Formicidae) foram coletadas em maior número. Animais das ordens Trombidiformes e Lepidoptera foram amostrados apenas no período seco.

A abundância e a riqueza da macrofauna edáfica não diferiram estatisticamente em função da distância do reservatório da UHM nos períodos chuvoso e seco (abundância: $F_{\text{chuvoso}(2, 28)} = 1,1879$ e $p = 0,2851$ / $F_{\text{seco}(2, 28)} = 0,001$ e $p = 0,9694$; riqueza: $F_{\text{chuvoso}(2, 28)} = 0,4807$ e $p = 0,4938$; $F_{\text{seco}(2, 28)} = 0,2619$ e $p = 0,6128$). Porém, foi amostrada maior riqueza de espécies na estação seca ($X^2 = 17,875$ e $p < 0,001$, Figura 5), embora a abundância de indivíduos não tenha diferido entre as épocas de amostragens ($F_{(2, 58)} = 0,0864$ e $p = 0,7699$). Os resultados estatísticos mostram que tanto a riqueza quanto a abundância dos organismos que compõem a macrofauna edáfica não são influenciadas pela distância da borda da mata, estando distribuídas uniformemente nas parcelas do fragmento de Floresta Estacional Semidecídua. Já as análises da sazonalidade, evidenciam que há colonização do solo por espécies diferentes na estação seca (Figura 5).

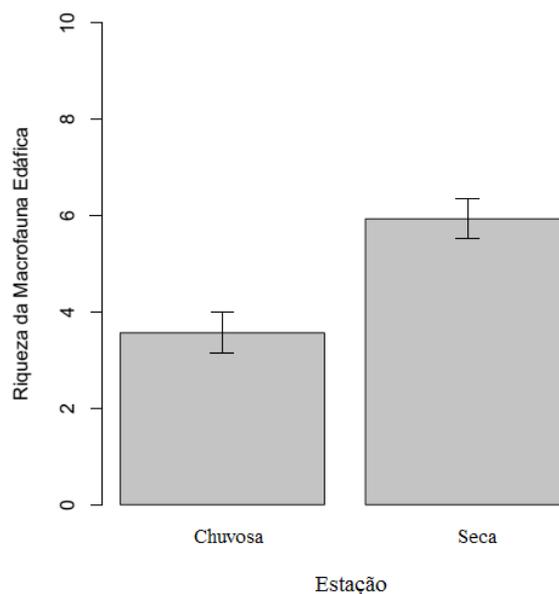


Figura 5 – Riqueza da Macrofauna Edáfica avaliada na estação seca e chuvosa, em um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, em Frutal, MG.

3.1.1 *Térmitas (Cupins):*

Foram amostradas as sub-famílias *Nasutitermitinae*, *Termitinae* e *Apicotermitinae* da família *Termitidae*, cujos gêneros *Velocitermes* e *Cortaritermes* foram os mais abundantemente coletados. Também foram coletados indivíduos do gênero *Heterotermes*, da família *Rhinotermitidae*, mas em apenas 3 parcelas. Ambas as famílias são da ordem *Isoptera* (Apêndice 2).

A análise estatística dos dados não revelou diferença significativa na riqueza nem na abundância de indivíduos nas parcelas, em relação à distância da borda d'água ($X^2= 0,071$ e $p= 0.7885$).

4 | DISCUSSÃO

Os resultados obtidos no presente estudo mostram que os pulsos de inundação de parte do fragmento de Floresta Estacional Semidecídua (FES), promovidos pela elevação do nível das águas da represa da UHM, influenciam o funcionamento ecológico da comunidade, uma vez que alteram sazonalmente a riqueza da macrofauna edáfica.

Dados coletados por Siqueira (2015) no mesmo fragmento mostraram que a taxa de decomposição da serapilheira é diretamente proporcional à distância da borda do fragmento e inversamente proporcional à influência dos pulsos de inundação. Sabendo-se que a taxa de decomposição está diretamente relacionada à biodiversidade da macrofauna edáfica (Lima et al., 2010), era esperado encontrar maior riqueza e abundância desses organismos nas parcelas com maior taxa de decomposição da serapilheira, que seriam aquelas localizadas a partir porção média dos transectos. Contudo, nossa hipótese não foi suportada pelos dados coletados e também não foram corroborados por dados reportados na literatura que, na sua maioria, mostram relação positiva entre a distribuição espacial da macrofauna edáfica e a taxa de decomposição da serapilheira (García-Palácios et al., 2013; Pereira et al., 2013; Cândido et al., 2012).

Uma possível explicação para os resultados encontrados no nosso trabalho está baseada nas características peculiares do ambiente estudado, no que tange à disponibilidade de água no solo. A estação seca nessa região, entre abril e setembro, quando há menor precipitação pluviométrica e o solo está caracteristicamente mais seco, coincide com o período de fechamento das comportas da barragem e o transbordamento do Rio Grande, causando inundação das suas margens. Ademais, a temperatura média da região no inverno é em torno de 20°C (INMET 2018), sendo adequada para a manutenção de médio a alto desempenho metabólico para a maioria dos organismos. Esse fato explica porque na estação seca foi registrada maior riqueza da macrofauna edáfica e porque nossos dados contrariam resultados reportados na literatura que apontam o período seco como de menor biodiversidade de organismos edáficos (Castanho et al., 2012; Lima et al., 2010; Menezes et al., 2009). Assim, o que seria a época de escassez d'água é, na verdade, a época de abundância desse

recurso e possibilita à macrofauna edáfica seu pleno desenvolvimento.

Por outro lado, a elevação sazonal do nível das águas do Rio Grande atua como um distúrbio sobre a vegetação ribeirinha, uma vez que elimina sazonalmente toda a vegetação que colonizou a faixa de terra exposta durante parte do ano. Além disso, causa a saturação de água no solo, mantendo as raízes das plantas sob condição de anóxia durante esse período. O limite do alagamento da vegetação nas épocas de cheia do reservatório da UHM cria uma borda de distúrbio além da qual seus efeitos são positivos porque o alagamento disponibiliza água para as comunidades locais por abastecer a caixa d'água do solo para além das margens naturais do rio. Porém, a imposição desse regime hidrológico diferenciado modifica a dinâmica da deposição e da decomposição da serapilheira e, por conseguinte, a ecologia da macrofauna edáfica.

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A dinâmica de drenagem e recarga do reservatório da UHM afeta diretamente a disponibilidade de água no solo nas margens do Rio Grande. Consequentemente, todo o funcionamento de processos e serviços dos ecossistemas nessas margens é modificado, como efeitos emergentes das alterações, em maior ou menor grau, que são provocadas nas atividades dos organismos nas comunidades locais.

Nossa hipótese é que o funcionamento desse ecossistema não pode ser caracterizado como de uma mata ripária típica nem como de um fragmento de terra firme, estando em estado transiente de equilíbrio ecológico entre ambos.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Gomes, L. C.; **Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams.** *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 4, n. 3, p. 255-256. 2004.

Cândido, A. K. A.; Silva, N. M.; Barbosa, D. S.; Farias, L. N.; Souza, W. P.; **Fauna Edáfica como Bioindicadores de Qualidade Ambiental na Nascente do Rio São Lourenço Campo Verde – MT, Brasil.** *Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal*, v. 9, n. 1, pag. 067-082. 2012.

Castanho, C. T.; Lorenzo, L.; Oliveira, A. A.; **The importance of mesofauna and decomposition environment on leaf decomposition in three forests in southeastern Brazil.** *Plant Ecology*. 2012.

Correia, M. E. F. & Andrade, L. C. M.; Importância da Fauna de Solo para a Ciclagem de Nutrientes. In: Aquino, A. M.; Assis, R. L., (Eds) **Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para a agricultura sustentável.** Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. pag. 18-29. 2005.

DeSouza, O.; Araújo, A. P. A.; Reis-Jr, R.; **Trophic controls delaying foraging by termites: reasons for the ground being brow?** *Bulletin of Entomological Research*, Cambridge University Press, pag. 1-7. 2009.

Ferreira, C. S.; **Seletividade de Espécies Arbóreas à Margem do Lago da Barragem de Marimondo em Frutal, MG.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa –

MG. 2014.

García-Palacios, P.; Maestre, F. T.; Kattge, J.; Wall, D. H.; **Climate and litter quality differently modulate the effects of soil fauna on litter decomposition across biomes.** Ecology Letters, v. 16, pag. 1045-1053. 2013.

Instituto Nacional de Meteorologia INMET http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_conv_graf (consultado em 20 de junho de 2018).

Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E.; **The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems.** In D. P. Dodge [ed.] **Proceedings of the International Large River Symposium.** Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 106, p. 110-127. 1989.

Kottek, M.; Grieser, J.; Beck, C.; Rudolf, B.; Rubel, F.; **World map of the Koppen-Geiger climate classification updated.** Meteorologische Zeitschrift, vol. 15, n. 3, p. 259-263. 2006.

Lima, S. S. de; Aquino, A. M. de; Leite, L. F. C.; Velásquez, E.; Lavelle, P.; **Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 45, n. 3, abr., pag. 322-331. 2010.

Machado, M. G. P.; Correia, M. E. F.; Diniz, A. R. Menezes, C. E. G. **Fauna edáfica na dinâmica sucessional da mata atlântica em Floresta Estacional Semidecidual na Bacia do Rio Paraíba do Sul, RJ.** Ciência Florestal, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 91-106. 2015.

Menezes, C. E. G.; Correia, M. E. F.; Pereira, M. G.; Batista, I.; Rodrigues, K. M.; Couto, W. H.; Anjos, L. H. C.; Oliveira, I. P.; **Macrofauna Edáfica em Estádios Sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual e Pastagem Mista em pinheiral (RJ).** Revista Brasileira de Ciências do Solo, n. 33, pag. 1647-1656. 2009.

Nislow, K. H.; Magilligan, F. J.; Fassnacht, H.; Bechtel, D.; Ruesink, A.; **Effects of Dam Impoundment on the flood regime of natural Floodplain communities in the Upper Connecticut River.** Journal of the American Water Resources Association, vol. 38, n. 6, p. 1533-1548. 2002.

Moço, M. K. S.; Gama-Rodrigues, E. F.; Gama-Rodrigues, A. C.; Correia, M. E. F. **Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense.** Rev. Bras. Ciênc. Solo vol.29 n. 4. 2005.

Nunes, F. P. & Pinto, M. T. C.; **Produção de serapilheira em mata ciliar nativa e reflorestada no Alto São Francisco, Minas Gerais.** Biota Neotropica, v. 7, n. 3, <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn01507032007>. (ISSN 1676 -0603). 2007.

ONS, Operador Nacional do Sistema Elétrico. www.ons.org.br , acessado em fevereiro de 2015.

Pereira, G. H. A.; Pereira, M. G.; Anjos, L. H. C.; Amorim, T. A.; Menezes, C. E. G.; **Decomposição da Serapilheira, Diversidade e Funcionalidade de Invertebrados do Solo em um Fragmento de Floresta Atlântica.** Bioscience Journal, v. 29, n. 5, pag. 1317-1327. 2013.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>. 2013.

Rodrigues, R. R.; **Análise de um Remanescente de Vegetação Natural às margens do rio Passa-Cinco, Ipeúna, SP.** Campinas. Instituto de Biologia – UNICAMP. (tese de Doutorado). 1992. In Matas Ciliares: Conservação e recuperação (R. R. Rodrigues & H. F. Leitão Filho, Eds.). Editora da USP / Fapesp, São Paulo. 2004.

Roldão, A. de F.; Assunção, W. L.; **Caracterização e duração das estações secas e chuvosa no triângulo mineiro – MG.** Revista Geonorte, Edição Especial 2, v. 1, n. 5, pag. 428-440. 2012.

Sá-Júnior, A.: **Aplicação da classificação de Koppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais.** Dissertação de Mestrado. Lavras: UFLA, 2009.

Siqueira, R. M.; **Dinâmica da Serapilheira e da Macrofauna Edáfica em Floresta Estacional Semidecidual atingida por Barragem.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG. 2015.

Tockner, K.; Pusch, M.; Borchardt, D.; Lorang, M. S.; **Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems.** *Freshwater Biology*, vol. 55 (supl.), p. 135-151. 2010.

Toscan, M. A. G.; Temponi, L. G.; Guimarães, A. T. B.; Junior, J. F.C.; **Litter production and seed rain in semideciduous forest fragments at different successional stages in the western part of the state of Paraná, Brazil.** *Acta Botanica Brasilica*, v. 28, n. 3, pag. 392-403. 2014.

Xiong, S.; Nilsson, C.; **Dynamics of Leaf Litter Accumulation and Its Effects on Riparian Vegetation: A Review.** *The Botanical Review*, vol. 63, n. 3. 1997.

71 APÊNDICE

Período Seco - Coleta realizada em Maio de 2013				Período Chuvoso - Coleta realizada em Outubro de 2013			
CLASSE INSECTA				CLASSE INSECTA			
Distância	Identificação	COLEOPTERA	Quantidade	Distância	Identificação	COLEOPTERA	Quantidade
10	P1T1	Staphyllinidae sp1	2	10	P1T1	Carabidae sp4	2
10	P1T1	Carabidae sp4	2	30	P2T1	Scarabaeoidea: Scarabaeidae sp1	1
Distância	Identificação	COLEOPTERA	Quantidade	Distância	Identificação	COLEOPTERA	Quantidade
10	P1T1	Carabidae: Harpalinae sp4	1	30	P2T1	Carabidae: Harpalinae sp2	1
10	P1T1	Aphodiidae sp1	1	90	P5T1	Scarabaeidae: Rutelinae sp1	1
30	P2T1	Staphyllinidae: Aleocharinae sp4	1	10	P1T2	Curculionidae: Scolytinae sp1	1
30	P2T1	Carabidae sp2	1	50	P3T2	Curculionidae: Scolytinae sp1	1
30	P2T1	Carabidae sp1	11	10	P1T3	Staphyllinidae: Aleocharinae sp6	1
30	P2T1	Staphyllinidae sp2	1	10	P1T3	Staphyllinidae: Aleocharinae sp4	1
30	P2T1	Curculionidae: Scolytinae sp1	5	30	P2T4	Staphyllinidae sp1	1
50	P3T1	Carabidae sp5	1	90	P5T4	Carabidae: Harpalinae sp2	1
50	P3T1	Carabidae sp3	1	10	P1T5	Staphyllinidae sp1	1
50	P3T1	Carabidae sp1	4	30	P2T5	Carabidae sp1	1
70	P4T1	Carabidae sp1	3	70	P4T5	Ixodidae sp2	1
70	P4T1	Staphyllinidae: Aleocharinae sp3	1	10	P1T6	Scarabaeidae: Rutelinae sp2	1
70	P4T1	Carabidae: Harpalinae sp3	1	30	P2T6	Ixodidae sp3	1
70	P4T1	Carabidae: Harpalinae sp4	1	30	P2T6	Scarabaeidae: Scarabaeinae sp1	1
90	P5T1	Ixodidae sp1	1	30	P2T6	Mordellidae sp1	1
90	P5T1	Staphyllinidae sp1	2	30	P2T6	Hydrophilidae sp1	1
10	P1T2	Carabidae sp4	1	70	P4T6	Staphyllinidae sp2	1
30	P2T2	Staphyllinidae: Pselaphinae sp1	6	90	P5T6	Carabidae: Harpalinae sp1	1
30	P2T2	Staphyllinidae: Aleocharinae sp4	1	Distância	Identificação	DERMAPTERA	Quantidade

30	P2T2	Carabidae: Harpalinae sp4	6	10	P1T6	Dermaptera sp4	1
70	P4T2	Carabidae sp1	1	Distância	Identificação	BLATTODEA	Quantidade
90	P5T2	Carabidae: Harpalinae sp4	1	10	P1T6	Blattodea sp1	1
90	P5T2	Carabidae sp1	1	50	P3T1	Nasutitermitinae: Velocitermes sp.	1
90	P5T2	Ixodidae sp1	1	10	P1T2	Nasutitermitinae: Syntermes sp.	4
10	P1T3	Staphyllinidae sp1	1	50	P3T6	Nasutitermitinae: Syntermes sp.	1
10	P1T3	Carabidae sp2	1	Distância	Identificação	HYMENOPTERA (FORMICIDAE)	Quantidade
30	P2T3	Staphyllinidae sp1	4	10	P1T1	Solenopsis sp2	16
30	P2T3	Staphyllinidae: Aleocharinae sp1	1	30	P2T1	Neyvamymex sp1	45
30	P2T3	Staphyllinidae: Aleocharinae sp4	1	50	P3T1	Solenopsis sp1	84
30	P2T3	Staphyllinidae sp1	3	50	P3T1	Solenopsis sp3	43
30	P2T3	Carabidae sp5	1	70	P4T1	Wasmannia auropuntata	42
50	P3T3	Carabidae: Harpalinae sp3	3	90	P5T1	Solenopsis sp1	6
50	P3T3	Staphyllinidae: Aleocharinae sp4	1	90	P5T1	Pachycondyla sp2	2
70	P4T3	Staphyllinidae sp2	1	10	P1T2	Solenopsis sp1	1
90	P5T3	Carabidae: Harpalinae sp4	1	30	P2T2	Solenopsis sp1	28
10	P1T4	Aphodiidae sp1	1	50	P3T2	Solenopsis sp1	19
30	P2T4	Scarabaeidae: Scarabaeinae sp1	1	50	P3T2	Odontomachus sp1	1
30	P2T4	Carabidae: Harpalinae sp3	2	50	P3T2	Neyvamymex sp1	30
30	P2T4	Carabidae sp5	1	50	P3T2	Pachycondyla sp2	57
50	P3T4	Ixodidae sp1	6	70	P4T2	Solenopsis sp1	9
50	P3T4	Carabidae sp4	2	70	P4T2	Pachycondyla sp2	1
Distância	Identificação	COLEOPTERA	Quantidade	Distância	Identificação	HYMENOPTERA (FORMICIDAE)	Quantidade
70	P4T4	Staphyllinidae: Aleocharinae sp2	1	90	P5T2	Solenopsis sp1	64
70	P4T4	Carabidae: Harpalinae sp4	1	10	P1T3	Solenopsis sp1	113
90	P5T4	Carabidae sp1	1	10	P1T3	Pachycondyla sp2	1
10	P1T5	Carabidae: Harpalinae sp3	1	30	P2T3	Pachycondyla sp2	6
10	P1T5	Scarabaeidae: Scarabaeinae sp1	1	30	P2T3	Nylanderia sp1	3
10	P1T5	Carabidae sp4	2	30	P2T3	Solenopsis sp1	2
30	P2T5	Carabidae: Harpalinae sp3	1	50	P3T3	Pachycondyla sp2	7
30	P2T5	Carabidae sp4	3	50	P3T3	Pachycondyla sp2	24
30	P2T5	Curalionidae: Scolytinae sp1	1	50	P3T3	Solenopsis sp1	5
50	P3T5	Staphyllinidae sp2	1	50	P3T3	Odontomachus sp1	8
50	P3T5	Carabidae sp1	1	70	P4T3	Odontomachus sp1	1
70	P4T5	Carabidae sp6	2	70	P4T3	Wasmannia auropuntata	8
90	P5T5	Curalionidae: Scolytinae sp1	1	70	P4T3	Mipoponera sp1	34
90	P5T5	Staphyllinidae sp2	1	90	P5T3	Solenopsis sp1	349
90	P5T5	Carabidae sp4	1	90	P5T3	Wasmannia auropuntata	1
10	P1T6	Staphyllinidae: Aleocharinae sp4	52	90	P5T3	Pachycondyla sp2	1
10	P1T6	Ixodidae sp2	13	10	P1T4	Solenopsis sp1	4

10	P1T6	Carabidae sp2	1	10	P1T4	Pachycondyla sp2	1
10	P1T6	Carabidae: Harpalinae sp4	1	30	P2T4	Atta sp2	1
10	P1T6	Ixodidae sp1	9	30	P2T4	Solenopsis sp1	42
30	P2T6	Staphyllinidae: Aleocharinae sp2	1	30	P2T4	Pachycondyla sp2	21
30	P2T6	Scarabaeidae: Scarabaeinae sp1	1	50	P3T4	Solenopsis sp1	18
30	P2T6	Carabidae sp5	1	70	P4T4	Solenopsis sp1	14
30	P2T6	Ixodidae sp2	1	90	P5T4	Solenopsis sp1	8
30	P2T6	Staphyllinidae: Aleocharinae sp4	8	10	P1T5	Solenopsis sp1	8
50	P3T6	Carabidae sp1	1	10	P1T5	Pachycondyla sp2	12
70	P4T6	Carabidae sp3	1	30	P2T5	Solenopsis sp1	4
Distância	Identificação	DERMAPTERA	Quantidade	30	P2T5	Pachycondyla sp2	3
30	P2T1	Dermaptera sp1	1	30	P2T5	Strumigenys sp1	6
10	P1T2	Dermaptera sp1	1	50	P3T5	Solenopsis sp2	1
70	P4T2	Dermaptera sp1	1	50	P3T5	Solenopsis sp1	38
30	P2T3	Dermaptera sp2	1	70	P4T5	Solenopsis sp1	3
50	P3T3	Dermaptera sp3	1	70	P4T5	Pachycondyla sp2	1
90	P5T3	Dermaptera sp2	1	90	P5T5	Solenopsis sp1	12
70	P4T4	Dermaptera sp1	1	10	P1T6	Pachycondyla sp2	1
10	P1T5	Dermaptera sp2	1	10	P1T6	Solenopsis sp1	1
10	P1T6	Dermaptera sp1	1	30	P2T6	Solenopsis sp1	48
90	P5T6	Dermaptera sp3	1	30	P2T6	Wasmannia auropuntata	1
Distância	Identificação	LEPIDOPTERA	Quantidade	50	P3T6	Solenopsis sp1	145
70	P4T4	Lepidoptera sp1	1	50	P3T6	Pachycondyla sp2	4
Distância	Identificação	BLATTODEA	Quantidade	70	P4T6	Solenopsis sp1	22
Distância	Identificação	BLATTODEA	Quantidade	Distância	Identificação	HYMENOPTERA (FORMICIDAE)	Quantidade
70	P4T4	Blattodea sp1	1	70	P4T6	Solenopsis sp2	2
30	P2T5	Blattodea sp2	1	90	P5T6	Solenopsis sp1	8
Distância	Identificação	HYMENOPTERA	Quantidade	90	P5T6	Pachycondyla sp2	19
30	P2T1	Hymenoptera sp1	1	90	P5T6	Odontomachus sp1	1
Distância	Identificação	FORMICIDAE	Quantidade	Distância	Identificação	HEMIPTERA	Quantidade
10	P1T1	Solenopsis sp1	26	70	P4T2	Cicadoidea sp2	1
30	P2T1	Pachycondyla sp2	173	90	P5T3	Cicadoidea sp2	1
50	P3T1	Strumigenys sp1	36	70	P4T6	Cicadoidea sp3	1
70	P4T1	Atta sp1	267	90	P5T6	Cicadoidea sp3	1
70	P4T1	Mipoponera sp2	4	CLASSE ARACHNIDA			
90	P5T1	Solenopsis sp1	10	Distância	Identificação	ARANEAE	Quantidade
10	P1T2	Solenopsis sp1	2	90	P5T2	Araneae sp1	1
10	P1T2	Atta sp1	1	50	P3T3	Araneae sp6	1
10	P1T2	Pachycondyla sp2	4	70	P4T3	Araneae sp4	1
Distância	Identificação	FORMICIDAE	Quantidade	10	P1T5	Araneae sp3	1
30	P2T2	Solenopsis sp1	36	Distância	Identificação	INDETERMINADO	Quantidade
50	P3T2	Prionopelta sp1	11	50	P3T5	Araneae sp2	1
70	P4T2	Solenopsis sp1	16	50	P3T6	Araneae sp5	1
70	P4T2	Pachycondyla sp2	1	INDETERMINADO			
90	P5T2	Strumigenys sp1	2	Distância	Identificação	INDETERMINADO	Quantidade
90	P5T2	Solenopsis sp1	36	30	P2T1	Indeterminado 9	1
90	P5T2	Pachycondyla sp2	2	70	P4T1	Indeterminado 11	1
10	P1T3	Solenopsis sp1	4	30	P2T2	Indeterminado 12	1

30	P2T3	Brachymyrmex sp1	18	50	P3T2	Indeterminado 9	2
50	P3T3	Solenopsis sp1	20	90	P5T2	Indeterminado 9	2
50	P3T3	Mipoponera sp3	12	90	P5T2	Indeterminado 3	1
70	P4T3	Mipoponera sp1	1	10	P1T3	Indeterminado 9	2
70	P4T3	Solenopsis sp1	21	50	P3T3	Indeterminado 8	1
90	P5T3	Solenopsis sp1	56	70	P4T3	Indeterminado 9	1
10	P1T4	Solenopsis sp1	3	50	P3T5	Indeterminado 9	1
30	P2T4	Atta sp1	3	90	P5T5	Indeterminado 8	1
50	P3T4	Pachycondyla sp1	21	30	P2T6	Indeterminado 9	1
50	P3T4	Solenopsis sp1	12				
70	P4T4	Solenopsis sp1	7				
90	P5T4	Solenopsis sp1	18				
10	P1T5	Solenopsis sp1	12				
10	P1T5	Strumigenys sp1	1				
30	P2T5	Solenopsis sp1	143				
50	P3T5	Solenopsis sp1	34				
70	P4T5	Solenopsis sp1	34				
90	P5T5	Mipoponera sp3	7				
90	P5T5	Solenopsis sp1	24				
Distância	Identificação	HEMIPTERA	Quantidade				
10	P1T6	Solenopsis sp1	23				
10	P1T6	Formicidae sp1	1				
10	P1T6	Solenopsis sp1	1				
10	P1T6	Pachycondyla sp2	3				
10	P1T6	Mipoponera sp2	1				
10	P1T6	Strumigenys sp1	1				
10	P1T6	Mipoponera sp2	1				
30	P2T6	Nylanderia sp2	6				
30	P2T6	Pachycondyla sp2	1				
30	P2T6	Strumigenys sp1	1				
50	P3T6	Solenopsis sp1	256				
50	P3T6	Strumigenys sp1	2				
50	P3T6	Pachycondyla sp2	1				
70	P4T6	Pachycondyla sp1	8				
90	P5T6	Mipoponera sp3	2				
90	P5T6	Solenopsis sp1	27				
Distância	Identificação	HEMIPTERA	Quantidade				
50	P3T1	Cicadoidea sp2	2				
10	P1T3	Cicadoidea sp1	2				
50	P3T4	Cicadoidea sp2	1				
90	P5T4	Cicadoidea sp2	3				
10	P1T5	Cicadoidea sp3	1				
10	P1T6	Cicadoidea sp2	2				
50	P3T6	Cicadoidea sp2	1				
90	P5T6	Cicadoidea sp2	1				
CLASSE ARACHNIDA							
Distância	Identificação	ARANEAE	Quantidade				
90	P5T1	Araneae sp3	1				
30	P2T3	Araneae sp4	1				
70	P4T3	Araneae sp3	2				
90	P5T3	Araneae sp3	1				

10	P1T4	Araneae sp2	1				
90	P5T4	Araneae sp1	1				
10	P1T6	Araneae sp5	1				
Distância	Identificação	TROMBIDIFORMES	Quantidade				
30	P2T1	Trombidiformes sp1	1				
INDETERMINADO							
Distância	Identificação	INDETERMINADO	Quantidade				
10	P1T1	Indeterminado 1	1				
50	P3T1	Indeterminado 1	1				
70	P4T1	Indeterminado 3	1				
70	P4T1	Indeterminado 4	1				
10	P1T2	Indeterminado 9	1				
30	P2T2	Indeterminado 10	3				
70	P4T2	Indeterminado 11	1				
90	P5T2	Indeterminado 8	2				
30	P2T3	Indeterminado 6	1				
Distância	Identificação	INDETERMINADO	Quantidade				
30	P2T3	Indeterminado 2	1				
70	P4T3	Indeterminado 8	1				
70	P4T4	Indeterminado 3	1				
70	P4T4	Indeterminado 2	1				
90	P5T4	Indeterminado 8	1				
90	P5T4	Indeterminado 2	1				
90	P5T4	Indeterminado 5	1				
10	P1T5	Indeterminado 7	1				
30	P2T5	Indeterminado 9	1				
90	P5T5	Indeterminado 6	1				
90	P5T5	Indeterminado 7	1				
10	P1T6	Indeterminado 2	1				
50	P3T6	Indeterminado 8	3				
90	P5T6	Indeterminado 9	1				

APÊNDICE 1 – Coleta da Macrofauna Edáfica. No lado esquerdo da tabela encontram-se os indivíduos coletados no período Seco, no lado direito os indivíduos coletados no período Chuvoso. Cada espécime é discriminado com a distância e parcela do reservatório da Usina Hidrelétrica de Marimbondo (UHM), sua identificação e a quantidade de indivíduos coletado.

Distância	Parcela	Família	SubFamília	Gênero
30	P2T1	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.
70	P4T1	Rhinotermitidae	Heterotermitinae	<i>Heterotermes</i> sp.
90	P5T1	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.
90	P5T1	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Cortaritermes</i> sp.
10	P1T2	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Cortaritermes</i> sp.
10	P1T2	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.
30	P2T2	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Nasutitermes</i> sp.
50	P3T2	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Cortaritermes</i> sp.
50	P3T2	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.
70	P4T2	Rhinotermitidae	Heterotermitinae	<i>Heterotermes</i> sp.
90	P5T2	Termitidae	Termitinae	<i>Neocapritermes</i> sp.
90	P5T2	Termitidae	Apicotermatinae	<i>Ruptitermes</i> sp.
10	P1T3	Rhinotermitidae	Heterotermitinae	<i>Heterotermes</i> sp.

30	P2T3	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Nasutitermes</i> sp.
70	P4T3	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Syntermes</i> sp.
90	P5T3	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Cortaritermes</i> sp.
90	P5T3	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.
50	P3T4	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Cortaritermes</i> sp.
50	P3T4	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.
90	P5T4	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Cortaritermes</i> sp.
90	P5T4	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.
10	P1T5	Termitidae	Termitinae	<i>Neocapritermes</i> sp.
50	P3T5	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Cortaritermes</i> sp.
50	P3T5	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.
90	P5T6	Termitidae	Nasutitermitinae	<i>Velocitermes</i> sp.

APÊNDICE 2 – Lista das famílias, sub-famílias e gêneros de cupins (Termitidae) amostrados no fragmento de Floresta Estacional Semidecídua às margens da UHM, em Frutal, MG.

LEVANTAMENTOS DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM NASCENTES URBANAS DO MUNICÍPIO DE PASSOS – MG

Andressa Graciele dos Santos

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG

Sayonara Suyane de Almeida

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG

José Carlos Laurenti Arroyo

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG

Andre Phelipe da Silva

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG
Universidade Federal de Viçosa – Viçosa/MG

Fernando Spadon

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG

Michael Silveira Reis

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG

Odila Rigolin de Sá

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG

Tânia Cristina Teles

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG

Thaina Desirée Franco dos Reis

Universidade do Estado de Minas Gerais –
Unidade Passos/MG

água armazenada em depósitos subterrâneos de regiões mais altas. Águas de várias nascentes vão se reunindo em um pequeno recanto, que depois se une a outros, correndo pelo solo em direção aos terrenos mais baixos. O trabalho teve como objetivo realizar o diagnóstico de nascentes urbanas no município de Passos-MG, levantando os principais impactos antropogênicos e ambientais nos pontos de estudo e catalogar demais nascentes localizadas. Para o desenvolvimento do projeto foi realizado visitas in loco e coletas da água e sedimento. As amostras coletadas foram transportadas aos laboratórios de Hidrobiologia, Corredor Verde e Laboratório de Análises de Solos da UEMG/MG, para posteriores análises, seguindo as metodologias descritas por Standard Methods 2017 para as amostras de água, solo e sedimento (RAIJ et al., 1997) e para avaliação de impactos ambientais (GOMES; et. al., 2005). O maior impacto observado nas nascentes foi a ocupação antropogênica, ocupação desordenada, presença de resíduos domésticos, industriais e elevados processo erosivo. É necessário seguir as legislações vigentes, isolar a área e implantar medidas para a recuperação destas nascentes.

PALAVRAS CHAVES: diagnóstico, mata ciliar, degradação.

ABSTRACT: Every river is born by the budding

RESUMO: Todo rio nasce pelo brotamento de algumas nascentes, ou seja, afloramentos da

of some springs, that is, outcrops of water stored in underground deposits of higher regions. Waters of several springs are gathering in a small nook, which then joins others, running down the ground toward the lower lands. The objective of this study was to perform the diagnosis of urban springs in the city of Passos-MG, raising the main anthropogenic and environmental impacts in the study sites and cataloging other localized springs. For the development of the project, there were on-site visits and water and sediment collections. The samples were transported to the Hydrobiology, Green Corridor and Soil Analysis Laboratory of UEMG / MG, for further analysis, following the methodologies described by Standard Methods 2017 for water, soil and sediment samples (RAIJ et al. 1997) and to evaluate environmental impacts (GOMES et al., 2005). The greatest impact observed in the sources was anthropogenic occupation, disordered occupation, presence of domestic, industrial and high erosive processes. It is necessary to follow the current legislation, isolate the area and implement measures for the recovery of these sources.

KEYWORDS: diagnosis; krill ciliary; degradation.

1 | INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A água é um recurso natural essencial para a existência e a manutenção da vida. A água potável acessível é relativamente escassa e será sem dúvida um grande problema para a humanidade nas próximas décadas. Segundo relatório da Organização das Nações Unidas (ONU) a água será um recurso escasso para este milênio, e daqui a 3 décadas, a carência de água vai afetar 2/3 da população mundial, o equivalente a 5,5 bilhões de pessoas (ALMEIDA, 2000).

A exploração inadequada dos recursos naturais de forma cada vez mais desordenada, através por meio de atividades de desmatamentos, construção indiscriminada de barramentos, o lançamento de esgotos industriais e domésticos nos rios e lagos, têm promovido inúmeros problemas ambientais, sobretudo em áreas de nascentes.

Neste contexto, as nascentes são as mais atingidas e degradadas, pois elas são o berço da água em nosso planeta (PEREIRA; et. al., 2011). As nascentes são fontes de água que surgem em determinados locais da superfície do solo e são facilmente encontradas no meio rural, sendo também conhecidas como olho d'água e corpo d'água (CRISPIM; et. al., 2012).

A quantidade e a qualidade de água das nascentes de uma bacia hidrográfica são alteradas por diversos fatores, destacando-se, a declividade, o tipo de solo, o uso da terra, principalmente nas áreas de recarga. Fazendo-se necessário o estudo das interações dos recursos e das ações antrópicas na bacia hidrográfica (PINTO, 2004).

1.2 NASCENTE

As nascentes são elementos de suma importância na dinâmica hidrológica, as nascentes. São os focos da passagem da água subterrânea para a superfície e responsáveis pela formação dos canais fluviais.

Em termos legais, estabelece-se que “nascente ou olho d’água é o local onde aflora naturalmente, mesmo que de forma intermitente, a água subterrânea” (BRASIL, 2002). Longe de fundar cientificamente o conceito de nascente, essa definição é o ponto de partida para a gestão ambiental, posto que, a partir dela, são definidas as áreas de preservação permanente.

1.3 ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE

Compreende-se por área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade ecológica e a biodiversidade, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). Consideram-se Áreas de Preservação Permanente em zonas rurais ou urbanas, as faixas marginais dos dois lados de qualquer curso d’água natural perene ou intermitente.

O Quadro 1 relaciona as diversas proporções apresentadas pela legislação vigente.

Largura do Rio (m)	Faixa de APP (m)
Até 10	30
10 – 50	50
50 – 200	100
200 – 600	200
> 600	500

Quadro 1 – Área de Preservação Permanente em função da largura do Recurso Hídrico.

Fonte: CÓDIGO FLORESTAL, Lei nº12.651/12.

1.4 IMPACTOS AMBIENTAIS EM NASCENTES

Acredita-se que as principais consequências das intervenções na dinâmica das nascentes são as alterações de vazão. Em casos extremos, a redução do fluxo pode significar o desaparecimento da nascente, sua transformação em nascente temporária ou sua migração para jusante. Isso se explica pelo fato dos sistemas hidrológicos envolverem uma cadeia de processos conectados entre si, alterando sua dinâmica e as características das nascentes.

Enumera-se, no QUADRO 2, uma série de impactos ambientais e suas possíveis (e prováveis) consequências na dinâmica (qualitativa e quantitativa) das nascentes.

IMPACTOS	CONSEQUÊNCIAS GERAIS NO SISTEMA HÍDRICO	CONSEQUÊNCIAS PARA AS NASCENTES
Impermeabilização do solo	Aumento da quantidade e da velocidade do escoamento superficial. Redução da recarga dos aquíferos. Intensificação dos processos erosivos, aumento da carga sedimentar para os cursos d'água, assoreamento e inundações.	Descaracterização. Redução da vazão. Desaparecimento.
Resíduos (combustível, esgoto, lixões, etc.)	Poluição das águas subterrâneas.	Redução na qualidade da água.
Retirada de água subterrânea	Rebaixamento do nível freático.	Redução da vazão. Desaparecimento.
Substituição da cobertura vegetal	Intensificação dos processos erosivos, assoreamento, inundações. Diminuição da retenção de água. Aumento da energia dos fluxos superficiais.	Descaracterização. Redução da vazão. Desaparecimento.
Construções	Drenagem de nascentes. Aterramento.	Descaracterização. Desaparecimento.
Canalização de rios	Aumento da velocidade e da energia dos fluxos. Alteração no padrão de influência/efluência dos rios.	Descaracterização. Redução da vazão.

QUADRO 2: Impactos ambientais e suas consequências para a dinâmica das nascentes.

Fonte: FELIPPE 2009

O trabalho teve como objetivo realizar o diagnóstico ambiental em cinco nascentes urbanas no município de Passos-MG, identificando os principais impactos antropogênicos e ambientais nos pontos de estudo.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 LOCAL DE ESTUDO

Passos conta aproximadamente 112.000 habitantes, numa área de 1 337,52 km², temperatura média anual de 22,3° C e índice pluviométrico médio de 1 552 mm. Latitude 20°43'01", Longitude 46°36'39" e altitude de 739 m. Pontos mais elevados: morro Bom Descanso com 1 224 m e morro do Garrafão com 1 125 m. Os solos são originários de rochas pré-cambriana, ricas em minerais primários. O clima é tropical chuvoso, com inverno seco e temperatura média de 18° C, (PASSOS, 2017).

O ribeirão Bocaina nasce no município de Passos-MG, tributário do rio São João que juntamente com outros rios compõem à Bacia Hidrográfica do médio Rio Grande, que por sua vez forma, com outros a Bacia do rio Paraná.

Os pontos de estudos foram escolhidos dentre os 21 pontos de nascentes localizadas na zona urbana de Passos, de acordo com o levantamento realizado pela

equipe técnica do Projeto Corredor Verde com o apoio do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE). Segue abaixo o Quadro 3, com a localização dos pontos escolhidos.

Nascentes	Localização
Nascente 01	Rua Domingos F. Carvalho
Nascente 02	Rua Niterói
Nascente 03	Rua Rio Piracicaba
Nascente 04	Rua Pará
Nascente 05	Rua Rio Branco

QUADRO 2: Localização dos pontos de estudo.

2.2 ANÁLISE DA ÁGUA

Foram realizadas visitas in loco nas áreas de estudo, onde as amostras coletadas foram transportadas para os laboratórios de Hidrobiologia, Corredor Verde e Laboratório de Análises de Solos da UEMG/MG, para posterior análise.

Foram realizadas análises de alcalinidade total, dureza total, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, cobre, ferro, manganês, zinco, magnésio, sódio e potássio, seguindo metodologias descritas por Standard Methods 2017.

A temperatura (°C) e o pH da água foram determinados pela leitura do phmetro (Modelo PH 100 - Extech); para determinar a condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), onde o eletrodo foi colocado dentro de um bécker com 100 ml da amostra de água coletada até que o valor do pH foi estabilizado. A alcalinidade total foi realizada por método volumétrico, com detecção potenciométrica, até atingir um pH pré-fixado, a amostra de água é titulada com a titulação solução padronizada de H_2SO_4 0,01N. Iniciando com o pH da amostra e titulando até atingir 4,35. Anotou-se o volume gasto e aplicou-se a seguinte equação:

$$\bullet \text{ mg/L de alcalinidade total, como: } \text{CaCO}_3 = \frac{v_2 \times M \times 100.000}{V_a}$$

Sendo: V_2 = volume, em ml, de ácido gasto na titulação até pH 4,5.

M= molaridade do ácido empregado;

V_a = volume da amostra, ml.

A dureza total na água refere-se à concentração total de íons presentes na água. A dureza temporária, também denominada por dureza devida aos carbonatos, refere-se à quantidade de íons que podem ser precipitados, como Ca e Mg, sendo estes compostos insolúveis. Foi realizada titulação com EDTA 0,01 mol/L sendo que a amostra tem seu pH elevado para 10 através da adição de solução tampão. O indicador metalocrômico é o negro de Eriocromo-T (NET), que apresenta viragem de vermelho (vinho) para azul (escuro), quando a reação de complexação se completa. Expressa-se através da adição de 2 ml de solução tampão e 0,3 g de eriocromo-negro T em 100 ml da amostra de água. Anota-se o ponto de viragem.

O resultado da dureza é expresso em mg/L CaCO_3 , através da relação:

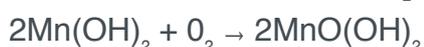
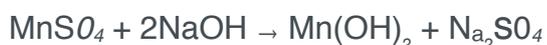
$$\text{Dureza (mg/L CaCO}_3\text{)} = \frac{M_{\text{EDTA}} \cdot V_{\text{EDTA}} \times 100.000}{V_{\text{amostra}}}$$

O número 100.000 representa o peso molecular do CaCO₃ expresso em miligramas e V_{EDTA} representa o volume gasto de EDTA na titulação de determinado volume de amostra, descontando-se o volume gasto na prova em branco (titulação com EDTA da água desionizada utilizada na determinação, segundo o mesmo procedimento utilizado com a amostra).

Para determinação de oxigênio dissolvido na água, o método usado foi de Winkler (iodometria), com alternativas de modificações, dependendo da presença de eventuais interferentes (os mais comuns são os nitritos, sais de Fe³⁺, S₂⁻, SO₃²⁻). O método não modificado usou sulfato manganoso em meio alcalino que na presença de OD, o manganês foi oxidado a uma valência mais alta, formando um precipitado marrom. Nesta fase, se o precipitado formado por branco indica ausência de oxigênio dissolvido, a formação do precipitado marrom, é conhecida como “fixação”, pois o oxigênio dissolvido não mais reagira com outras matérias presentes na amostra analisada.

Após a fixação do oxigênio, foi adicionado iodeto de potássio a ácido sulfúrico, para liberação de iodo elementar, que foi titulado por uma solução de tiosulfato de sódio até o ponto de viragem sendo de amarelo para branco, anotou-se o volume gasto e o resultado foi expresso pela seguinte equação:

- Reação do método de Winkler:



- Cálculo da concentração de OD:

$$\text{OD(mg / L)} = \text{Vg} \times 2 \times \text{fc} \quad (2)$$

Sendo: Vg = volume de tiosulfato de sódio gasto na titulação (mL).

fc= fator de correção do tiosulfato de sódio (Volume prático / Volume teórico).

2.3 LEVANTAMENTO DE IMPACTOS

Para levantamentos de impactos ambientais utilizou-se metodologias descritas por (Gomes et al., 2005) e adaptadas pelos autores deste trabalho.

2.4 ANÁLISE DOS SEDIMENTOS

Para as amostras de sedimento foi realizada a metodologia descrita por RAIJ; et al., 1997.

A granulometria do sedimento foi determinada pelo método do densímetro. As classificações texturais seguiram a metodologia de Shepard, segundo Suguio (1973),

baseadas nos percentuais de areia, silte e argila. Para efeito de cálculos, as porções de areia grossa e areia fina foram somadas, sendo consideradas como fração areia.

A matéria orgânica (fração < 2 mm) foi determinada pelo método indireto (digestão úmida com dicromato de potássio e ácido sulfúrico). Os elementos químicos do sedimento foram determinados para a fração < 2 mm, de acordo com metodologia descrita em RAIJ et al., 1997.

A extração das frações móveis de P, K, Fe, Mn, Zn e Cu foi realizada com solução de HCl 0,05 N + H₂SO₄ 0,025 N, na relação solo: extrator 1:5. A determinação do K foi feita por Fotometria de Chama, do P por Colorimetria (725 nm) e dos demais elementos, por espectrofotometria de absorção atômica convencional (EAA).

O Ca e o Mg trocáveis foram extraídas com KCl 1 N e determinados pelo método complexométrico com o emprego de EDTA (titulometria). Os teores de nutrientes do tecido foram determinados segundo metodologia descrita em Sarruge & Haag (1974) e Silva (1981). O nitrogênio total foi determinado pela digestão Microkjeldahl. Para a extração de Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, P, S e Zn utilizou-se digestão nítrico-perclórica.

A determinação do fósforo total foi feita por Colorimetria (725 nm) e os demais elementos por EAA. Após digestão, o enxofre foi quantificado por determinação gravimétrica, que se baseia na precipitação do enxofre pelo cloreto de bário, na forma de sulfato de bário

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise Físico-Química

Na Tabela 1, se encontram-se os valores obtidos através das análises físico-químicas da qualidade da água, realizadas nos pontos de estudos.

Parâmetros	Nascente 01	Nascente 02	Nascente 03	Nascente 04	Nascente 05
pH	7,44	5,25	6,03	7,43	7,44
Alcalinidade	5,60 mg/l	1,30 mg/l	4,0 mg/l	62,5 mg/l	250 mg/l
Dureza	5,0 mg/l	8,0 mg/l	6,2 mg/l	5,8 mg/l	5,0 mg/l
OD	5,80 mg/l	8,1 mg/l	13,15 mg/l	5,0 mg/l	5,50 mg/l
Condutividade	383,4 μ S ⁻¹	58,63 μ S ⁻¹	136,7 μ S ⁻¹	251,5 μ S ⁻¹	515,3 μ S ⁻¹

Tabela 1 – Resultado das análise físico-química.

O valor do pH influencia nas formas de diversos compostos químicos, e contribui para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias. Suas alterações podem ter origem natural (fotossíntese) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais) (BRANDÃO, 2014). Geralmente um pH muito ácido ou muito alcalino está associado à presença de despejos industriais e podem refletir no tipo de solo por onde a água escoar.

De acordo com a Resolução Conama 357/2005, os valores estabelecidos para a

água de nascentes (classe 1), estão entre 6,0 a 9,0. O pH obtido através das análises realizadas nos pontos variou entre 5,25 a 7,44.

O ponto 02 obteve o valor de pH de 5,25, indicando ser uma água ácida, com maior presença de H⁺ com relação a OH⁻, já os pontos 01 e 05 obtiveram o valor de 7,44, indicando ser uma solução básica ou de alta alcalinidade, fator este que pode ser influenciado pela ação humana devido ao despejo de esgotos doméstico e industriais. Os demais pontos são considerados de águas saudáveis para a vida aquática.

A alcalinidade indica a quantidade de íons presentes na água que reagem para neutralizar os íons hidrogênio, servindo para expressar a capacidade de tamponamento da água (BRANDÃO, 2014). Esta capacidade se dá devido a presença de bases fortes, fracas e de sais ácidos fracos, que podem ser maiores nos períodos mais chuvosos e menores nos períodos de seca.

De acordo com a Secretaria de Vigilância em Saúde (BRASIL, 2006), a maioria das águas naturais apresentam valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500mg/l. Nos locais de estudo a alcalinidade variou entre 1,30 a 250 mg/l.

A condutividade elétrica indica a capacidade da água de transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas, que se dissociam em ânions e cátions (BRANDÃO, 2014). Na legislação ambiental não existe um padrão para a condutividade, mas de acordo com Von Sperling (2007) as águas doces apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 μS^{-1} . O valor da condutividade dos pontos variou de 58,63 a 515,3 μS^{-1} .

A alteração dos valores obtidos em relação com o padrão estabelecido, podem ser devido a causas naturais, como a seca, ou pela interferência humana, através do despejo de efluentes. As fontes de água doce são as que apresentam valores mais amplos para a condutividade elétrica, pois dependem da geologia do local onde está o corpo d'água, sendo que os solos de granito resultam em uma baixa condutividade, enquanto que os solos argilosos resultam em uma alta.

A dureza da água é a soma dos cátions bivalentes presentes na sua constituição e expressa em termos da qualidade equivalente de carbonato de cálcio (CaCO₃) (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Ela é expressa em mg/l e pode ser classificada em mole ou branda (<50 mg/l), L, dureza moderada (entre 50 e 150 mg/l), dura (entre 150 e 300 mg/l) e muito dura (>300 mg/l) (BRANDÃO,2014). A dureza dos pontos estudados variou de 5,0 a 8,0 mg/L, se enquadrando-se em água mole ou branda.

O oxigênio dissolvido (OD) é o parâmetro mais significativos para expressar a qualidade um ambiente aquático (BRANDÃO,2014). O OD pode ser acrescido de O₂, produzidos por plantas aquáticas durante a fotossíntese. O decréscimo do OD da água superficial pode ocorrer quando a temperatura das águas se eleva ou quando há eutrofização do corpo hídrico.

Segundo a Resolução Conama 357/2005, o valor estabelecido para águas doces não deve ser inferior a 5,0 mg/l. O OD nos locais de estudos apresentou-se entre 5,0 a 13,15 mg/l. O ponto 03 que obteve 13,15 mg/l, apresentando características de ser

uma água eutrofizada (rica em nutrientes), devido ao crescimento de algas no local.

3.2 ANÁLISE DE MACRONUTRIENTES E MICRONUTRIENTES

Na Tabela 2, encontram-se os valores obtidos através da análise dos principais macros e microelementos químicos na água, as quais foram realizadas nos pontos de estudos.

Parâmetros	Nascente 01	Nascente 02	Nascente 03	Nascente 04	Nascente 05	Padrão aceitável (Conama 357/2005)
Cálcio total (mg/L)	2,81	0,986	8,461	16,158	59,250	Não mencionado
Magnésio (mg/L)	1,635	0,445	6,176	2,914	15,850	150
Cobre (mg/L)	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	2,00
Ferro (mg/L)	0,021	0,052	0,041	0,55	0,099	0,3
Manganês (mg/L)	N.D	N.D	N.D	N.D	N.D	0,1
Zinco (mg/L)	N.D	N.D	0,038	N.D	11,0	0,18
Potássio (mg/L)	1,417	4,116	3,401	5,611	16,972	Não mencionado
Sódio (mg/L)	8,070	3,155	2,649	N.D	N.D	Não mencionado

Tabela 2 – Resultado das análises de metais na água.

Os cátions de cálcio e magnésio estão associados com o parâmetro de dureza das águas. Quando estão presentes acima dos padrões estabelecidos podem indicar a presença de lançamento de efluentes industriais no local (CASTRO, 2006). De acordo com as análises realizadas nos pontos em questão, não foi diagnosticada a presença desses parâmetros em valores superiores do ao exigido.

Os elementos ferro e manganês, apresentam comportamento químico semelhante e podem ter seus efeitos na qualidade da água conjuntamente. Esses elementos podem provocar problemas de estéticos (manchas em roupas) ou prejudicar o uso da água em processos industriais. Segundo a Resolução Conama 357/2005 o valor máximo para o ferro é de 0,3 mg/l e 0,1 mg/l para o manganês.

Analisando o parâmetro do ferro, este foi detectado em todos os pontos, estando acima do padrão estabelecido nos pontos 02, 03, 04 e 05, podendo causar danos à saúde da população, sendo o padrão exigido encontrado somente no ponto 01. O manganês não foi detectado em nenhum ponto estudado.

A contaminação dos recursos hídricos por meio dos elementos zinco e cobre, se dá através do descarte de efluentes industriais e de resíduos sólidos urbanos que não

se biodegradam e podem se depositar nas águas, nos sedimentos e nos organismos vivos (DORNELLES, 2016). O cobre não foi encontrado em nenhum dos pontos analisados, enquanto que s, já o zinco esteve presente nos pontos 03 e 05, sendo que no ponto 03 o resultado se está dentro dos parâmetros estabelecidos pela Resolução Conama 357/2005, e no ponto 05 o seu nível está acima do valor estabelecido, fator este que pode estar sendo ocasionado devido ao local ser utilizado para depósito de resíduos sólidos.

O potássio é um elemento que está presente nas águas naturais em baixas concentrações, devido a sua fonte natural ser através da lixiviação de rochas (PIRATOBA; et al., 2017, apud ZUIN et al., 2009). Os resultados dos pontos do estudo mostraram que sua concentração variou de 1,417 a 16,972.

O sódio é um dos elementos mais abundantes na Terra, é solúvel em água, e pode entrar em contato com esta por fontes naturais (lixiviação) ou antrópicas (esgotos sanitários) (PIRATOBA; et al., 2017). Esse elemento foi detectado nos pontos 01, 02 e 03 variando de 2,649 a 8,070 mg/L. No ponto 01 o valor obtido foi de 8,070 mg/l, podendo ser devido ao local da nascente apresentar processo erosivo intenso.

3.3 LEVANTAMENTOS DE IMPACTOS AMBIENTAIS

Segundo a Resolução CONAMA nº 01 de 1986, é considerado impacto ambiental qualquer intervenção humana, direta ou indiretamente, que altere as propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente. As atividades humanas, com o crescimento acelerado e não planejado das cidades, vêm provocando impactos nos ecossistemas aquáticos.

De acordo com a metodologia descrita por (Gomes; et al., 2005) e adaptada pelos autores desse trabalho, para o levantamento de impactos ambientais são utilizados alguns parâmetros e cada um deles possui um peso a ser atribuído com a função de classificar o grau de impacto das nascentes, conforme as Tabelas 3 e 4.

Parâmetros	(1)	(2)	(3)
Cor da água	Escura	Clara	Transparente
Odor	Cheiro forte	Cheiro fraco	Sem cheiro
Lixo ao redor	Muito	Pouco	Sem lixo
Materiais flutuantes	Muito	Pouco	Sem matérias flutuantes
Esgoto	Esgoto doméstico	Fluxo superficial	Sem esgoto
Vegetação (preservação)	Alta degradação	Baixa degradação	Preservada
Uso por animais	Presença	Apenas marcas	Não detectado
Uso antrópico	Presença	Apenas marcas	Não detectado
Proteção do local	Sem proteção	Com proteção (com acesso)	Com proteção (sem acesso)

Proximidade com residência ou estabelecimento	Menos de 50 metros	Entre 50 e 100 metros	Mais de 100 metros
Tipo de área de inserção	Ausente	Propriedade privada	Parques ou áreas protegidas

Tabela 3 – Quantificação da Análise dos Parâmetros no Levantamento de Impactos Ambientais.

Classe	Grau de preservação	Pontuação Final
A	Ótima	Entre 37 a 39 pontos
B	Boa	Entre 34 a 36 pontos
C	Razoável	Entre 31 a 33 pontos
D	Ruim	Entre 28 a 30 pontos
E	péssimo	Abaixo de 28 pontos

Tabela 4 – Classificação das nascentes quanto ao grau de preservação.

A nascente 01 (Figura 1) apresenta-se com coloração clara, porém com cheiro muito forte. Foi encontrado lixo ao redor desta nascente e detectado a presença da ação humana, criação de cavalos e processo erosivo intenso. O maior impacto observado na nascente foi a ocupação antropogênica na área de preservação permanente (APP), não possuindo vegetação natural no raio de 50 metros no seu entorno.

A nascente 02 (Figura 2) apresenta-se com coloração clara e sem cheiro. Foram detectados vestígios de intervenção antrópica através da quantidade de lixo e entulho de construção civil encontrados no seu interior e ao seu redor, ocasionando, assim, o aterramento de parte dela. A vegetação encontrada na APP da nascente foi considerada de alta degradação devido a disposição de tais rejeitos. Também foi observado neste local que a nascente foi canalizada por parte desconhecida.

A nascente 03 (Figura 3) apresenta-se com coloração clara e sem cheiro. Há vestígios de intervenção antrópica na APP, sendo a vegetação ciliar densa com diversidade de espécies arbóreas e qualificada com um bom estado de conservação. Não foi detectada a presença de uso por animais, mas também não havia proteção no local.

A nascente 04 (Figura 4) apresenta-se de coloração clara e cheiro forte. Anos atrás, no local da nascente, uma rede de esgoto que passava por dentro da propriedade se rompeu e acarretou na qualidade da água. Não foi detectada a presença de lixo ao entorno, mas por ela estar localizada dentro de uma propriedade há presença de uso antrópico e de animais, e no seu entorno não há presença de vegetação.

A nascente 05 (Figura 5) apresenta-se de coloração marrom clara e sem odor. Ao seu redor foi diagnosticado a ocupação antrópica na área de APP, com vegetação densa, e a presença de lixo, e resíduos de construção civil na área foi alta.



Figura 1 – Local de coleta da nascente do ponto 01



Figura 2 – Local de coleta da nascente do ponto 02.



Figura 3 – Local de coleta da nascente do ponto 03.



Figura 4 – Local de coleta da nascente do ponto 04



Figura 5 – Local de coleta da nascente do ponto 05



Figura 6 – Local de coleta da nascente do ponto 05

3.4 ANÁLISE DOS SEDIMENTOS

Na Tabela 2, encontram-se os valores obtidos através da análise dos principais macros e microelementos químicos na água, as quais foram realizadas nos pontos de estudos.

Parâmetros	Nascente 01	Nascente 02	Nascente 03	Nascente 04	Nascente 05
M.O g/dm ³	2	30	32	39	89
PH	6,1	5,2	5,4	7,6	7,1
P g/dm ³	10	9	6	199	119
K mmolc/d	0,5	1,9	1,6	12,2	11,2
Ca mmolc/d	19	21	20	326	179
Mg mmolc/d	6	6	7	40	40
Al mmolc/d	1	1	1	1	1
H+Al mmolc/d	8	21	19	8	11
S.B mmolc/d	26	28	28	378	230
CTC mmolc/d	34	49	47	386	241
V %	76	58	60	98	95

Todos os valores ficaram dentro do limite máximo recomendado pela Resolução Conama (BRASIL, 2005), exceto nos pontos 3, 4 e 5 que apresentaram valores acima do recomento pela legislação vigente. Segundo Simões (2001, a presença e residuos dolidos as margens das nascentes atuam na modificação dos processos químicos e biológicos, mudando a composição química dos componentes.

4 | CONCLUSÃO

Todos os pontos estudados possuem passivos ambientais que são gerados através das atividades antrópicas, que contribuem de uma forma significativa para a alteração de qualidade da água. As análises realizadas, possibilitaram visualizar a situação crítica que se encontra as nascentes urbanas do município de Passos-MG.

Entre os pontos em estudo a qualidade da água se enquadra na Classe I, conservando as características dada pela Resolução Conama 357/2005, que classifica os corpos hídricos e estabelece valores máximos e mínimos permitidos para paramentos físico-químicos da água. Em relação ao índice de impacto ambiental nas nascentes, em todos os pontos amostrados observou-se que o alto índice de degradação em todas as nascentes, ocorrem mediante a ocupação do local para práticas econômicas e urbanização sem o devido planejamento adequado para que estas não interfiram nas APPs.

As 05 nascentes escolhidas todas se encontram em uma situação ruim de Classe D, seguindo a classificação de grau de impactos em nascentes, proposta neste trabalho.

Propõe-se que seja realizado um trabalho de recomposição das margens e

isolamento da área ao entorno das nascentes, sensibilização com a comunidade, maior fiscalização pelos órgãos competentes, intervenção do Ministério Público e avaliação sobre os licenciamentos e atendimento as legislações vigentes.

REFERÊNCIAS

APHA. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**, 23rd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.,2017.

ALMEIDA, D.S. **Projeto de recuperação de matas ciliares de nascentes da bacia do Rio dos Mangues**. In: Congresso de Exposição Internacional sobre Florestas, Porto Seguro. Anais. Rio de Janeiro, p. 575-576, 2000.

BRANDÃO, A.C.B. **Manual de Controle da Qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS** – Ministério da Saúde. Brasília: Funasa, 2014.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002**. Ministério do Meio Ambiente, 2002.

BRASIL. **Medida Provisória nº 571, de 25 de maio de 2012**. Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001.

BRASIL. **Secretaria de Vigilância em Saúde. Vigilância e controle da qualidade da água para o consumo**. p.212. Brasília, 2006.

CARMO, C.A.F.S; ARAÚJO, W.S.; BERNARDI, A.C.C; SALDANHA, M.F.C. **Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na Embrapa Solos**. Rio de Janeiro, 2000.

CASTRO, S.V. **Efeitos de metais pesados presentes na água sobre a estrutura das comunidades bentônicas do alto rio das velhas –MG**. Belo Horizonte, 2006.

CONAMA – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**; Resolução n. 01 (Impacto Ambiental), Diário Oficial da União, 1986.

CONAMA – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**; Resolução n. 357, Brasília: Brasil, 2005.

CRISPIM, J. Q., MALYSZ, S. T., CARDOSO, O. PAGLIARINI, S. N. **Conservação e proteção de nascentes por meio do solo cimento em pequenas propriedades agrícolas na bacia hidrográfica Rio do Campo no Município de Campo Mourão – PR**. Revista Geonorte, v.3.n.4.p. 781-790. 2012.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. p.1565. São Carlos: RIMA, 2005.

DORNELLES, F.N. **Avaliação de cobre e zinco em água, sedimento e peixes do rio Apucarantina na região da terra indígena Apucarana**. Londrina, 2016.

FELIPPE, M.F.; MAGALHÃES JÚNIOR, A.P. **Consequências da Ocupação Urbana na Dinâmica das Nascentes em Belo Horizonte-MG**. In: VI Encontro Nacional Sobre Migrações. Belo Horizonte. Anais. Belo Horizonte: CEDEPLAR, FACE, UFMG, 2009.

GOMES, P. M., MELO, C., VALE, V.S. **Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia – MG.** In Sociedade & Natureza. p. 103 – 120, 2005.

PEREIRA, P. H. V., PEREIRA, S. Y., YOSHINAGA, A., PEREIRA, P. R. B. **Nascentes: análise e discussão dos conceitos existentes.** Periódico eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista. São Paulo/SP. v. 07.n. 02, 2011.

PINTO, L.V.A. **Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG.** Scientia Forestalis. n. 65. p.197-206,2004

PIRATOBA, A.R.A.; RIBEIRO, H.M.C; MORALES, G.P.; GONÇALVES, W. **Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil.** Taubaté, 2017.

SARRUGE, J. R.; HAAG, H. P. **Analises químicas em plantas.** Piracicaba, 1974.

SILVA, D. J. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos.** Imprensa Universitária. Viçosa, 1981.

.SIMÕES, L. B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias.** 2011. 125f. Tese (78 Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Botucatu, 2001.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte: UFMG. v. 7. p.452.,2007.

ZUIN, V. G.; IORIATTI, M. C. S.; MATHEUS C. E. **O emprego de parâmetros físicos e químicos para a avaliação da qualidade de águas naturais: uma proposta para a educação química e ambiental na perspectiva CTSA.** Química Nova na Escola. v. 31. 2009.

DIVERSIDADE DE FITOPLÂNCTON EM HABITATS AQUÁTICOS E CONTEÚDO ESTOMACAL DE LARVAS DE *Anopheles spp.* (DIPTERA, CULICIDAE) EM MANAUS, AMAZONAS

Adriano Nobre Arcos

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul –
UFMS
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e
Conservação – PPGEC
Campo Grande – MS
adriano.bionobre@gmail.com

Gleuson Carvalho dos Santos

Biólogo formado pelo Centro Universitário do
Norte – UNINORTE
Manaus – AM

Aline Valéria Oliveira Assam

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia –
INPA
Programa de Pós-Graduação em Entomologia
Manaus – AM

Climéia Correa Soares

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia –
INPA
Laboratório de Plâncton
Manaus – AM

Wanderli Pedro Tadei

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia –
INPA
Laboratório de Malária e Dengue – LMD
Manaus – AM

Hillândia Brandão da Cunha

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia –
INPA
Coordenação de Ações Estratégicas – COAES
Laboratório de Química Ambiental – LQA
Manaus – AM

RESUMO: Atualmente a região Amazônica tem sido alvo de mudanças causadas pelo homem que acabam criando novos habitats aquáticos para mosquitos do gênero *Anopheles*, como por exemplo: tanques de piscicultura, barragens e poças de olaria. A fase aquática se alimenta principalmente de detritos e microalgas presentes nos criadouros, e essas algas servem tanto para suporte nutricional das larvas quanto para oxigenação do ambiente aquático. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi conhecer a diversidade de fitoplâncton presente em criadouros naturais e artificiais e relacionar com a encontrada no conteúdo estomacal das larvas de anofelinos. As coletas foram realizadas em criadouros naturais, transição e alterados, localizados na zona periurbana de Manaus. O fitoplâncton foi coletado com rede de coleta na borda do criadouro e o material fixado em solução Transeau 1:1, analisado de forma qualitativa em microscópio. As larvas de anofelinos foram coletadas com concha entomológica, fixadas em solução Macgregor e identificadas utilizando chaves dicotômicas específicas. Foram identificados oito espécies de anofelinos, com maior abundância de *A. triannulatus*, *A. darlingi* e *A. nuneztovari*, onde a comunidade de fitoplâncton foi maior nos criadouros mais naturais, e o grupo Chlorophyta apresentou a maior frequência em ambos. Foi identificado agrupamento de

criadouros de acordo com a similaridade e distribuição das espécies ($R= 0,9353$) nessas três classificações (natural, transição, alterado). *A. triannulatus* foi associado com ambientes naturais, *A. nuneztovari* em ambientes alterados e espécies como *A. darlingi* em criadouros em transição, este último contendo o principal vetor da malária na Amazônia.

PALAVRAS-CHAVE: mosquitos, dieta alimentar, anofelinos, criadouros, algas.

ABSTRACT: Currently, the Amazon region has been the target of man-made changes that end up creating new aquatic habitats for mosquitoes of the genus *Anopheles*, such as fish ponds, dams and pottery ponds. The aquatic phase feeds mainly on debris and microalgae present in breeding sites, and these algae serve both for nutritional support of larvae and for oxygenation of the aquatic environment. Therefore, the objective of this study was to know the phytoplankton diversity present in natural and artificial breeding sites and to correlate with that found in the stomach contents of anopheline larvae. The collections were carried out in natural, transitional and altered breeding sites located in the periurban zone of Manaus. The phytoplankton was collected with a collection net at the edge of the breeder and the material fixed in a 1: 1 Transeau solution, analyzed qualitatively under a microscope. The larvae of anophelines were collected with entomological shell, fixed in Macgregor solution and identified using specific dichotomous keys. Eight species of anophelines were identified, with greater abundance of *A. triannulatus*, *A. darlingi* and *A. nuneztovari*, where the phytoplankton community was larger in the more natural breeding sites, and the Chlorophyta group presented the highest frequency in both. Breeding grouping was identified according to species similarity and distribution ($R = 0.9353$) in these three classifications (natural, transition, altered). *A. triannulatus* was associated with natural environments, *A. nuneztovari* in altered environments and *A. darlingi* species in breeding sites in transition, the latter containing the main vector of malaria in Amazonia.

KEYWORDS: mosquitoes, diet, anophelines, breeding sites, algae.

1 | INTRODUÇÃO

É encontrado na família Culicidae um número significativo de espécies de importância em saúde pública, estas atuando como vetores de enfermidades aos seres humanos. Um dos agravos à saúde humana de maior impacto em vários países, especialmente no continente Africano é a Malária, que atinge um número expressivo de pessoas e sendo considerada uma doença de importância epidemiológica e de saúde pública.

Os vetores da malária no Brasil são os anofelinos dos subgêneros *Nyssorrhynchus* e *Kerteszia*. No primeiro, estão os vetores que se criam em coleções de água localizadas no solo e, no segundo, estão os vetores que têm como criadouros as águas coletadas no imbricamento de folhas de bromeliáceas (BRAGA; FONTES, 2005). O principal transmissor da malária é o *Anopheles (Nyssorrhynchus) darlingi*, Root, 1926 (Figura 1)

e outras espécies estão relacionadas como transmissoras secundárias de plasmódios causadores da malária humana, entre elas, *Anopheles aquasalis* e *Anopheles albitarsis* (FORATTINI, 2002).



Figura 1. Fêmea de *Anopheles darlingi* realizando repasto sanguíneo.

Fonte: Acervo do laboratório de Malária e Dengue – INPA.

A região amazônica atualmente é alvo de intensas mudanças em áreas ambientais, devido às ações antrópicas, tanto pela instalação de novos empreendimentos (abertura de estradas, represamento, tanques de piscicultura, mineração e buracos de olarias), quanto pela expansão irregular das cidades por meio de populações imigrantes, essas ações influenciam no surgimento de novos criadouros. E essas atividades introduzem modificações no ecossistema afetando um complexo integrado organismo/ambiente e na biologia de várias doenças, dentre elas a malária (TADEI et al., 1988).

Na epidemiologia os ambientes aquáticos em que as larvas de mosquitos se desenvolvem são denominados criadouros naturais ou antrópicos, e muitas vezes de habitats aquáticos. Segundo Forattini (1962), os criadouros antrópicos também denominados artificiais, são classificados em criadouros permanentes, semipermanentes e transitórios.

Os anofelinos são holometábolos, com nichos diferentes durante suas fases de vida e possuindo quatro estágios de desenvolvimento: ovo, larva (instar 1, 2, 3 e 4), pupa e adulto alado. Características semelhantes aos outros gêneros *Culex* e *Aedes*, o *Anopheles* necessita de água para o desenvolvimento de sua fase larval. Assim, utilizam como criadouros principalmente lagos, pântanos, bromélias e outras reservas de água em diversas áreas, incluindo recipientes artificiais (FORATTINI et al., 1998).

As larvas de mosquitos por desenvolverem em ambiente aquático, estão sujeitos às variações de temperatura no ambiente e outros fatores. O estudo limnológico dos criadouros de culicídeos ainda está longe de ser completo, pois cada caso tem peculiaridades que lhes são inerentes. Apesar das tentativas de estabelecer

conhecimentos que possam ter aplicação geral, o que vemos são resultados que deixam transparecer sua enorme multiplicidade. Segundo os autores, esta diz respeito não somente às espécies de mosquitos propriamente ditas, mas também à extrema biodiversidade que se encontra nas diferentes comunidades (LAIRD, 1988; FORATTINI, 2002).

No ambiente aquático, as macrófitas formam um microhabitat relativamente estável e seguro para os imaturos de anofelinos em relação aos predadores, propiciando área sombreada, além de auxiliar na absorção de poluentes e substâncias orgânicas em excesso no meio (FORRATTINI 1962; ESTEVES, 1998). As macrófitas podem ser classificadas em:

i) submersas: plantas que ocupam áreas marginais de rios, lagos e reservatórios e até as zonas mais profundas; porém, não superiores a 10m, devido à pressão hidrostática e à limitação de luz. Podem estar fixas aos sedimentos por meio de raízes, ou livres. Ao realizarem a fotossíntese, o oxigênio despreendido se dissolve na água auxiliando a aeração do ambiente; ii) emergentes: vegetais enraizados, suas folhas e flores, porém, são flutuantes ou emergem eretas. As espécies emergentes, além de sombrear o meio, impedem o desenvolvimento de outros vegetais e liberam o oxigênio, gerado na fotossíntese, para fora da água; iii) flutuantes: essas espécies podem cobrir extensas áreas de lagos e reservatórios, impedindo a penetração de luz e, por conseguinte, o desenvolvimento de algas e da vegetação submersa (Figura 2). (THOMAS; BINI, 2003, p.88)

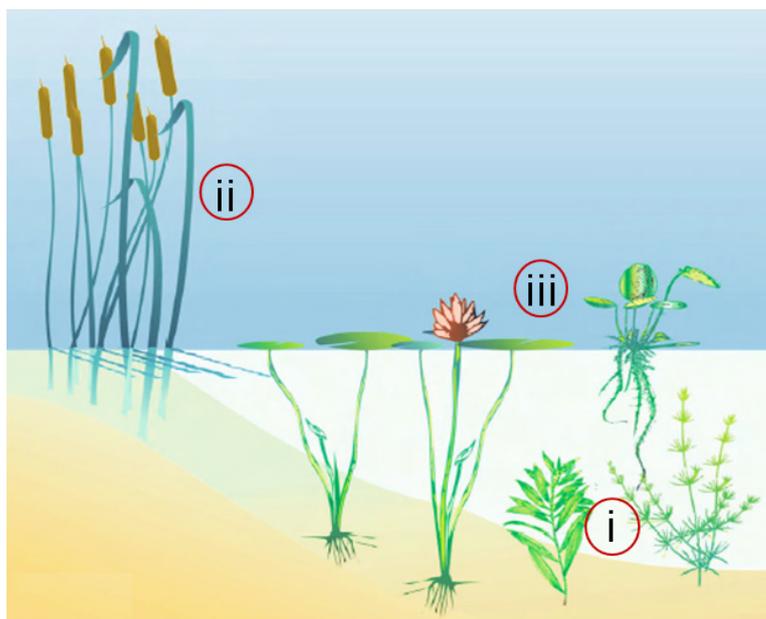


Figura 2. Classificação esquemática das macrófitas aquáticas.

Fonte: (THOMAS; BINI, 2003) modificada.

Nesses ambientes estão presentes também as microalgas, que são formados por organismos microscópicos vegetais, onde as larvas utilizam para alimentação em seu período de desenvolvimento, juntamente com outras partículas de matéria orgânica presentes na lâmina da água. Essas algas podem ser encontradas tanto em ambiente de água doce quanto água salgada. E alguns estudos apontam que as algas

favoreçam o desenvolvimento de larvas de anofelinos (BOND et al., 2005; GRIECO et al., 2007; BUGORO et al., 2011). E isso não apenas pelo fato de lhes servirem de alimento, mas também pela circunstância de oxigenarem a água do criadouro (LAIRD, 1988).

Certas espécies de algas têm exigências ecológicas bem definidas permitindo o reconhecimento de meios com características especiais. Tais indivíduos são denominados indicadores. São muito úteis na avaliação das condições sanitárias. Constituem, portanto, um subsídio natural para o saneamento aquático. Gomes et al. (2002) enfatizam que a microflora em grande escala é a encarregada pela síntese de matéria prima para a realização das diversas transformações metabólicas nos organismos aquáticos. Portanto, o objetivo deste estudo foi conhecer a diversidade de fitoplâncton presente em criadouros naturais e artificiais e relacionar com a encontrada no conteúdo estomacal das larvas de anofelinos na área periurbana da cidade de Manaus.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram realizadas em áreas periurbanas da área metropolitana de Manaus, em nove criadouros distribuídos em naturais, transitórios e alterados, localizados em áreas do Puraquequara e Cacau Pirêra (S03°01.236', W059°54.664'/ S03°10.186', W060°05.417') de acordo com a Figura 3.



Figura 3. Criadouros de anofelinos estudados: Natural (N), Transitório (T) e Alterado (A).

As larvas de anofelinos foram coletadas com auxílio de uma concha padrão de 350 mL com um metro e meio de comprimento para melhor alcance nas bordas dos criadouros. O esforço amostral foi de 20 minutos de coleta para cada ponto. As larvas foram colocadas em recipientes plásticos contendo água para transporte até o laboratório, onde foi realizada a triagem e as larvas de 4º instar e fixadas com solução Macgregor (Borax 5g, Glicerina 2,5 mL, Formol 4%- 10 mL e água Destilada 987,5 mL), para posterior identificação da espécie e análise do conteúdo estomacal.

Após identificação das larvas, os espécimes foram levados para o laboratório de malária e dengue para retirada do conteúdo estomacal com auxílio de lupa e

estiletos entomológicos. O conteúdo estomacal foi armazenado em microtubo plástico e separados por tipo de criadouro e encaminhado para o laboratório de plâncton para identificação do fitoplâncton. Foi realizada a maceração do conteúdo e leitura em lâmina no microscópio óptico para análise qualitativa dos grupos de microalgas (Figura 4).

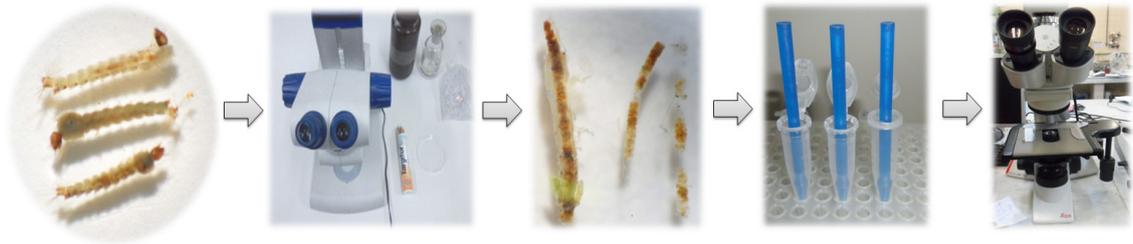


Figura 4. Esquema de triagem, retirada do conteúdo estomacal e identificação do fitoplâncton.

Fonte: (Arcos, A.N.)

As larvas de 1º, 2º e 3º instares foram colocadas em bandejas com água, macrófita do gênero *Salvinia* sp. e alimentadas com ração de peixe macerada (SCARPASSA; TADEI, 1990). Os espécimes ficaram sob condições controladas de alimentação, temperatura, umidade e fotoperíodo de doze horas. Quando as larvas alcançavam o estágio de pupa, eram separadas e colocadas em recipientes cobertos com filó. Após a emergência do adulto no recipiente, houve a captura do mosquito adulto, e levado ao especialista para identificação à nível de espécie. Essa identificação foi feita com auxílio das chaves dicotômicas propostas por Gorhan et al. (1967), Faran e Linthicum (1981) e Consoli e Lourenço-de-Oliveira (1994).

As coletas de microalgas aconteceram nos mesmos pontos onde foram coletadas as larvas de anofelinos. Para essa coleta foi utilizada uma rede de microalgas e feito um arrasto na superfície da água na margem do criadouro. O material coletado foi armazenado em frascos de vidro de 40 ml e fixado com solução Traseau, sendo utilizado na proporção 1:1, conforme literatura (BICUDO; MENEZES, 2006). Foi realizada uma análise qualitativa que mostra os principais grupos de microalgas encontrados nos criadouros (Figura 5).



Figura 5. Rede de coleta de fitoplâncton (A) e método de arrastão na coluna d'água para coleta de fitoplâncton nos criadouros. Fonte: (Arcos, A.N.)

Foram realizados dois testes com a finalidade de verificar a associação de espécies com tipo de ambiente (Análise de correspondência - CA), além de procurar quão similares esses ambientes são em relação à distribuição das espécies (Escalonamento multidimensional não métrico - NMMDS). Os dados possuem objetos (locais de coleta) e espécies descritoras (larvas de anofelinos), e foram realizados no programa PAST versão 2.17.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os criadouros apresentaram 1177 espécimes de anofelinos, com uma riqueza total de oito espécies. As espécies mais abundantes foram *Anopheles triannulatus*, *Anopheles nuneztovari* e *Anopheles darlingi*, este último é o principal vetor da Malária na Amazônia. A riqueza de anofelinos acompanhou a qualidade do habitat aquático, tendo maior riqueza em criadouros com características mais naturais e por último os alterados (Tabela 1).

Espécies	N 1	N 2	N 3	T 1	T 2	T 3	A 1	A 2	A 3	Total
<i>An. triannulatus</i>	55	63	60	31	24	28	12	9	15	297
<i>An. darlingi</i>	20	27	30	54	62	48	5	3	0	249
<i>An. nuneztovari</i>	5	12	8	27	33	30	47	50	59	271
<i>An. albitarsis</i>	6	8	10	20	16	18	3	1	4	86
<i>An. braziliensis</i>	31	46	40	3	1	5	0	0	1	127
<i>An. oswaldoi</i>	2	1	9	12	11	8	0	1	0	44
<i>An. nimbus</i>	6	8	10	15	24	11	0	0	0	74
<i>An. evansae</i>	2	8	4	1	9	5	0	0	0	29
Total	127	173	171	163	180	153	67	64	79	1177

Tabela 1. Abundância e riqueza larval de *Anopheles* spp. em criadouros naturais (N), transitórios (T) e alterados (A) na região metropolitana de Manaus.

Em todos os criadouros foi constatada a presença de larvas de anofelinos e a abundância foi maior nos criadouros naturais e transitórios. Rejmankova et al. (1993) afirma que a hidrologia e a diversidade da vegetação dos criadouros propicia uma variedade de ambientes com condições para do desenvolvimento de mosquitos. Além disso, segundo Tadei e colaboradores (2003), os criadouros artificiais atuam na manutenção do mosquito, mesmo no período de seca. E esta composição de abundância e riqueza de anofelinos também foi visto em alguns trabalhos realizados na Amazônia, especialmente em tanques de piscicultura e poças de olaria (RODRIGUES et al., 2008; FERREIRA et al., 2015).

Dentre os criadouros estudados, vale ressaltar um dos mais recentes denominados poças de olaria (alterado). Devido à retirada de argila, buracos são formados e ao longo do tempo recebe ação das chuvas e regime hidrológico, aonde vão enchendo gradativamente e se tornando favorável ao desenvolvimento larval principalmente pelo surgimento de vegetação marginal e crescimento de microalgas. De modo geral a quantidade de larvas nos criadouros depende diretamente de suas condições para seu desenvolvimento.

Foram encontradas nos criadouros 78 espécies de microalgas distribuídas em 41 gêneros. A comunidade de fitoplâncton foi maior nos criadouros mais naturais, apresentando um total de espécies para o ambiente e conteúdo estomacal de 62 e 28 respectivamente, onde o grupo Chlorophyta apresentou a maior frequência em ambos (Figura 6 e 7).

A riqueza de fitoplâncton nos habitats aquáticos foi maior em criadouros transitórios com 58 espécies, seguido de 41 nos criadouros naturais e 23 em alterados (Figura 8). Para a riqueza presente no conteúdo estomacal de larvas de anofelinos, 24 espécies foram encontradas em larvas presentes em criadouros naturais, seguido de 19 para transitórios e 11 para alterados (Figura 8).

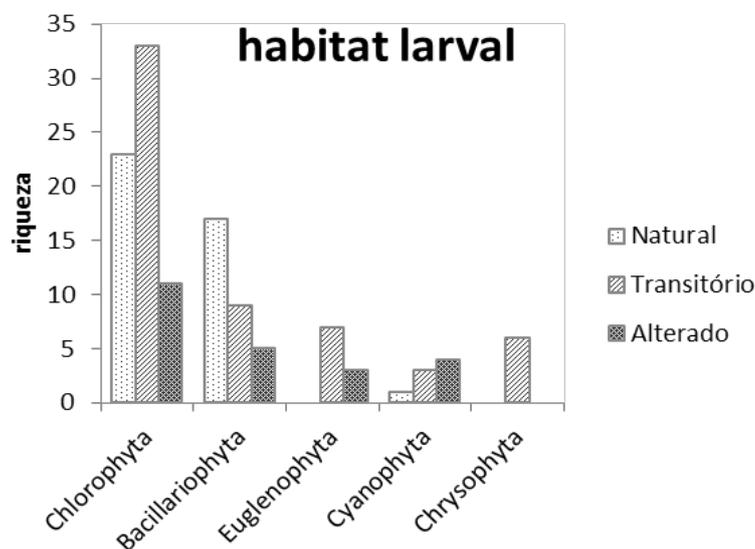


Figura 6. Principais grupos de fitoplâncton encontrados no habitat aquático de larvas de anofelinos.

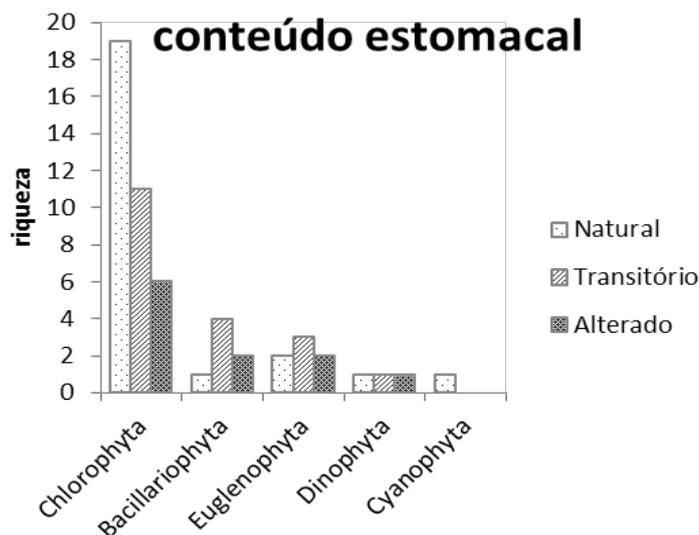


Figura 7. Principais grupos de fitoplâncton encontrados no conteúdo estomacal de larvas de anofelinos.

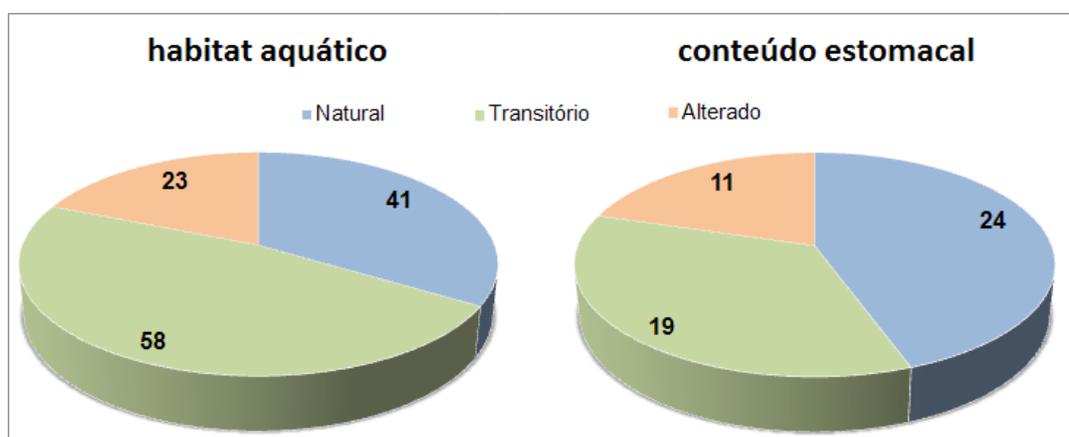


Figura 8. Riqueza de fitoplâncton presente no hábitat aquático e conteúdo estomacal de larvas de anofelinos encontrados na área metropolitana de Manaus.

Vários grupos de fitoplâncton foram encontrados com uma grande diversidade nos criadouros artificiais, importantes na alimentação das larvas e oxigenação dos criadouros. Esses ambientes mesmos sendo considerados artificiais de pequeno porte, comparado com extensões de rios, abrigam uma rica diversidade de algas que fazem parte da estrutura dos criadouros, oferecendo um tipo de recurso para colonização da entomofauna.

Os criadouros nesse trabalho tiveram uma riqueza significativa de microalgas do grupo Chlorophyta, e das 78 espécies encontradas algumas foram encontradas apenas nos criadouros como: *Actinotaenium wollei*, *Pinnularia* sp., *Oscillatoria* sp., *Dvesmidium grevillii*, *Gonatozygon* sp. e *Navicula* cf. Para o conteúdo estomacal foram *Closterium* sp., *Staurastrum* sp. e *Peridinium* sp. As espécies *Cosmarium* sp., *Oedogonium* sp. e *Trachelomonas* sp. estavam presentes em ambos os locais.

Arcos (2012) em seu trabalho constatou que em criadouros artificiais a diversidade de algas é rica e ressalta que oferecem recurso para colonização de imaturos de anofelinos, onde encontrou 113 espécies de microalgas sendo a do grupo

Chlorophyta a mais diversa nos criadouros. Trabalhos realizados por Manguin et al. (1996) encontraram em criadouros de *A. darlingi* em Belize altas densidades de algas verdes “Chlorophyta”, sendo associada com a presença de *A. albimanus*. Um estudo realizado em criadouros de Manaus, afirma que adição diária de ração nos tanques de piscicultura aumenta a presença de matéria orgânica, conseqüentemente a presença de fitoplâncton e zooplâncton que estão inseridos na dieta alimentar das larvas de anofelinos (RODRIGUES et al., 2008). Estudos realizados no reservatório de Balbina no Amazonas apresentaram a relação das algas do grupo Bacillariophyta “Diatomáceas” com a presença de *A. oswaldoi* e *A. mediopunctatus* no ambiente (TADEI et al., 1993), sendo estas presentes em grande quantidade em ambientes de águas pretas com pH ácido.

A preferência alimentar das larvas nos criadouros variou bastante. A alimentação dependeu da eficiência alimentar das larvas nos criadouros e também das características estruturais e de qualidade dos ambientes aquáticos. Bond et al. (2005) sugerem que em ambientes fluviais as algas abrangem parte dos componentes alimentares das larvas. Geralmente são dois os fatores que limitam os números de imaturos na natureza: a disponibilidade de recursos nutricionais e a presença de inimigos naturais (WASHBURN, 1995). A disponibilidade de alimento no criadouro faz parte dos fatores que contribuem para o desenvolvimento larval. A qualidade dos alimentos não é somente importante para o desenvolvimento larval, também influencia no desempenho do futuro adulto (TIMMERMANN; BRIEGEL, 1999).

De acordo com Trainor (1984) as algas também são utilizadas para avaliação da qualidade dos sistemas aquáticos, para os quais, inclusive, já foi sugerido um “índice de poluição” baseado nos gêneros de algas presentes: quanto menos diversificada a população, maior a poluição do sistema. Além disso, são responsáveis pela produção de grande parte do oxigênio dissolvido do meio, porém, em grandes quantidades, como resultado do excesso de nutrientes (eutrofização), trazem alguns inconvenientes: sabor e odor; toxidez, turbidez e cor; formação de massas de matéria orgânica que, ao serem decompostas, provocam a redução do oxigênio dissolvido.

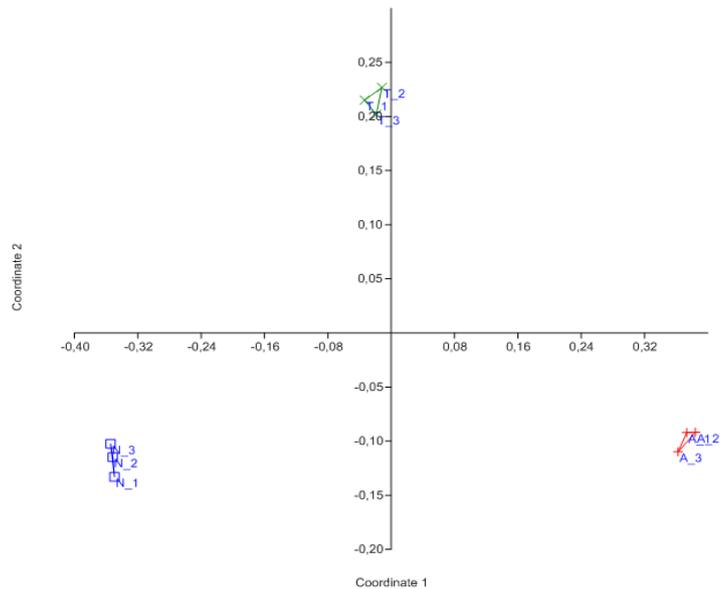


Figura 9. Diagrama de ordenação (escalonamento multidimensional não métrico) da similaridade entre os criadouros com base na distribuição das espécies de anofelinos.

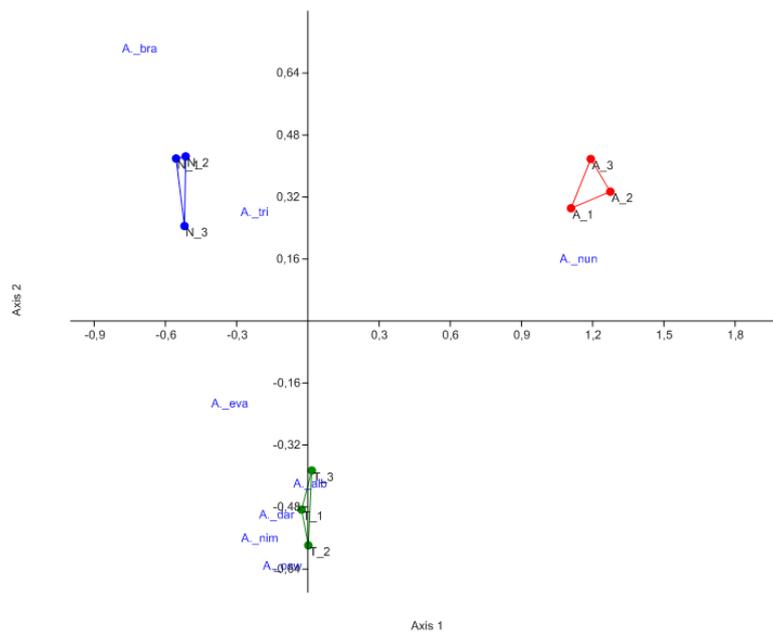


Figura 10. Diagrama de ordenação (análise de correspondência) de espécies de anofelinos com os tipos de criadouros.

Foi observado nas duas análises que os pontos de coleta foram agrupados pela sua classificação e similaridade (natural, transição e alterado), de acordo com a distribuição das espécies ($R= 0,9353$), mostrando que são bem definidos e pouco similares, especialmente entre natural e alterado de acordo com a Figura 9.

Espécies como *A. triannulatus* estão associados com ambientes naturais, *A. nuneztovari* em ambientes alterados e espécies como *A. darlingi*, *A. albicans* e *A. oswaldoi* em locais em transição (Figura 10). Estas configurações de distribuição, agrupamento e similaridade se dá fortemente pelas características encontradas em cada ponto de coleta e os requerimentos que cada espécie usa nesses ambientes,

exercendo influencia nessa distribuição/associação.

Vale ressaltar que o *A. darlingi* é o vetor da malária da Amazônia e foi encontrado principalmente em criadouros transitórios, que normalmente estão associados a tanques de piscicultura e moradias ao redor desses ambientes. Por ser um mosquito antropófilo, necessita desse contato maior com o homem para realização do repasto sanguíneo. Esta informação é importante especialmente para traçar medidas de controle vetorial nesses criadouros que estão espalhados em grande quantidade na área periurbana da cidade de Manaus. E de acordo com o sistema de vigilância epidemiológico os casos de malária em Manaus aumentaram muito este ano, em 2017 chegou a 3895 casos e agora em 2018 já somam 1531 casos confirmados da doença (VIGIWEB, 2018).

4 | CONCLUSÃO

Vários grupos de microalgas estiveram presentes na dieta de larvas de anofelinos, mostrando que eles fazem parte de boa parte da dieta alimentar desse gênero e de outros culicídeos. A presença dessa diversidade de microalgas nos criadouros serve como um instrumento de avaliação ambiental, pois é base da cadeia trófica e auxiliam na oxigenação da água.

Os criadouros naturais por serem mais equilibrados em relação aos demais tipos, facilitam o estabelecimento e desenvolvimento das larvas de anofelinos e outros macroinvertebrados. Porém foi percebido que criadouros com uma excessiva quantidade de microalgas também diminuiria a quantidade de larvas nos criadouros. Condições bioecológicas no criadouro favorecem a oviposição das fêmeas de anofelinos nesses ambientes. Ainda se faz necessários estudos relacionados à gestão ambiental desses criadouros, como redução do material orgânico suspenso na água o que favorece a proliferação das algas, retirada de macrófitas das margens dos criadouros, e manutenção desses criadouros, de modo a reduzir a quantidade de microalgas visto que, dependendo da densidade da população de anofelinos adultos, esses criadouros podem está propensos a uma alta taxa de oviposição e conseqüentemente um aumento na população dos mosquitos vetores da malária.

Os criadouros artificiais tornam-se adequados para o estabelecimento de anofelinos com o passar do tempo, e se estruturam com a presença de vegetação aquática e a melhoria da qualidade da água. E a presença do *Anopheles darlingi*, vetor da malária na região Amazônica aponta uma importância epidemiológica nesses ambientes, especialmente nos criadouros transitórios que normalmente são tanques de piscicultura. Esta atividade se encontra espalhada pela região periurbana da cidade de Manaus e torna-se um ponto importante para estratégias de controle e vigilância do vetor, especialmente nesse período em que os números de casos da doença cresceram muito na cidade.

5 | AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todos os técnicos e parceiros de pesquisa, ao Laboratório de Química Ambiental, Plâncton e Malária e Dengue do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA. Aos projetos e agências financiadoras ligadas ao Laboratório de Malária e Dengue e Laboratório de Química Ambiental: CAPES, FAPEAM, CNPq, ADAPTA, REDE BIONORTE, PIATAM, FINEP.

REFERÊNCIAS

- ARCOS, A. N. **Caracterização de criadouros artificiais de *Anopheles* spp (Diptera: Culicidae), na Área Metropolitana de Manaus, Amazonas, Brasil.** Manaus, AM, 118p, 2012. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Amazonas, 2012.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: Chave para identificação e descrições.** 2 ed. São Carlos: Rima, 2006. 489 p.
- BOND, J. G.; ARREDONDO-JIMENÉZ, J. I.; RODRÍGUEZ, M. H.; QUIROZ-MARTÍNEZ, H.; WILLIAMS, T. Oviposition habitat selection for a predator refuge and food source in a mosquito. **Ecological Entomology**, v. 30, p. 255–263, 2005.
- BRAGA, E. M.; FONTES, C. J. F. *Plasmodium*- Malária. In: NEVES, D. P.; MELO, A. L.; LINARDI, P. M.; VITOR, R. W. A. **Parasitologia Humana**, 11^a ed. São Paulo: Atheneu, 2005. p.143-161.
- BUGORO, H.; HII, J.; RUSSELL, T. L.; COOPER, R. D.; CHAN, B. K. K.; IRO'OKA, C.; BUTAFA, C.; APAIRAMO, A.; BOBOGARE, A.; CHEN, C. C. Influence of environmental factors on the abundance of *Anopheles farauti* larvae in large brackish water streams in Northern Guadalcanal, Solomon Islands. **Malaria Journal**, v. 10, n. 262, p. 1-11. 2011.
- CONSOLI, R. A. G. B.; LOURENÇO-DE-OLIVEIRA, R. **Principais mosquitos de importância sanitária no Brasil.** Rio de Janeiro: Fundação Instituto Oswaldo Cruz, 1994. 228p.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- FARAN, M. E.; LINTHICUM, K. J. A handbook of the Amazonian species of *Anopheles* (*Nyssorhynchus*). **Mosquito Systematics**, v. 13, n. 1, p. 1-81. 1981.
- FERREIRA, F. A. S.; ARCOS, A. N.; SAMPAIO, R. T. M.; RODRIGUES, I. B.; TADEI, W. P. Effect of *Bacillus sphaericus* Neide on *Anopheles* (Diptera: Culicidae) and associated insect fauna in fish ponds in the Amazon. **Revista Brasileira de Entomologia**. v. 59, n. 3, p. 234-239. 2015.
- FORATTINI, O. P. **Entomologia médica.** vol. 1. São Paulo: Editora da USP.. 1962.
- FORATTINI, O. P. **Culicidologia Médica.** vol. 2. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002. 860 p.
- FORATTINI, O. P.; KAKITANI, I.; MARQUES, G. R. A. M.; BRITO, M. Imature forms of Anopheline in artificial containers. **Revista de Saúde Pública**, v. 32, n. 2, p. 189-91. 1998.
- GOMES, S. A. G.; MARQUES, L. K. L.; PY-DANIEL, V.; MERA, P. A. S. Caracterização alimentar do último estágio larval de *Thyrsopelma guianense* (Wise, 1911) (Diptera, Culicomorpha, Simuliidae), em duas cachoeiras da Amazônia Brasileira. **Entomologia y Vectores**, v. 9, n. 3, p. 375-421. 2002.
- GORHAM, J. R.; STOJANOVICH, C. J.; SCOTT, H. G. **Clave ilustrada para los mosquitos anofelinos de Sudamerica Oriental.** U. S. Department of Health, Education, and Welfare. 1967. 64 p.

- GRIECO, J. P.; REJMÁNKOVÁ, E.; ACHEE, N. L.; KLEIN, C. N.; ANDRE, R.; ROBERTS, D. Habitat suitability for three species of *Anopheles* mosquitoes: Larval growth and survival in reciprocal placement experiments. **Journal of Vector Ecology**, v. 32, n. 2, p. 176-187. 2007.
- LAIRD, M. **The natural history of larval mosquito habitats**. London: Academic Press, 1988.
- MANGUIN, S.; ROBERTS, D. R.; ANDRE, R. G.; REJMANKOVA, E.; HAKRE, S. Characterization of *Anopheles darlingi* (Diptera: Culicidae) larval habitats in Belize, Central America. **Journal of Medical Entomology**, v. 33, p. 205-211, 1996.
- REJMANKOVA, E.; ROBERTS, D. R.; HARBACH, R. E.; PECOR, J.; PEYTON, E. L.; MANGUIN, S.; KRIEG, R.; POLANCO, LEGTERS, J. Environmental and regional determinants of *Anopheles* (Diptera: Culicidae) larval distribution in Belize, Central America. **Environmental Entomology**, v. 22, n. 5, p. 978-992. 1993.
- RODRIGUES, I. B.; TADEI, W. P.; SANTOS, R. L. C.; SANTOS, S.; BAGGIO, J. B. Controle da Malária: Eficácia de formulados de *Bacillus sphaericus* 2362 contra larvas de espécies de *Anopheles* em criadouros artificiais – tanques de piscicultura e criadouros de olaria. **Revista de Patologia Tropical**, v. 37, n. 2, p. 161-176. 2008.
- SCARPASSA, V. M.; TADEI, W. P. Biologia de Anofelinos Amazônicos. XIII. Estudo do ciclo biológico de *Anopheles nuneztovari* (Diptera: Culicidae). **Acta Amazonica**, v. 20, p. 95-117. 1990.
- TADEI, W. P.; RODRIGUES, I. B.; TERRAZAS, W.; LIMA, C. P.; SANTOS, J. M. M.; RAFAEL, M. S.; BAGGIO, J. B.; LAGO NETO, J. C.; GONÇALVES, M. J. F.; FIGUEIREDO, P. **3º Curso Implementação do Controle Biológico de Mosquitos usando Bioinseticida Bacteriano. Simpósio Satélite - Mosquitos Vetores de Doenças Tropicais e Controle Biológico**. vol. 1. Manaus: Proceedings. p. 50-60. 2003.
- TADEI, W. P.; SANTOS, J. M. M.; COSTA, W. L. S.; SCARPASSA, V. M. Biologia de anofelinos amazônicos. XII. Ocorrência de espécies de *Anopheles*, dinâmica de transmissão e controle da malária na zona urbana de Ariquemes (Rondônia). **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 30, n. 3, p. 221-251. 1988.
- TADEI, W. P.; SANTOS, J. M. M.; SCARPASSA, V. M.; RODRIGUES, I. B. Incidência, Distribuição e Aspectos Ecológicos de Espécies de *Anopheles* (Diptera: Culicidae), em Regiões Naturais e Sob Impacto Ambiental da Amazônia Brasileira. In: FERREIRA, E. J. G.; SANTOS, G. M.; LEÃO, E. L. M.; OLIVEIRA, L. A. (Org.). **Bases Científicas para Estratégias de Preservação e Desenvolvimento da Amazônia**. vol. 2, 1993. p. 167-196.
- THOMAZ, S. M; BINI, M. L. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. 2003. 244p.
- TIMMERMANN, S. E.; BRIEGEL, H. Larval growth and biosynthesis of reserves in mosquitoes. **Journal of Insect Physiology**, v. 45, n. 5, p. 461-470. 1999.
- TRAINOR, F. R. Indicator Algal Assays: Laboratory and fields approaches. In: Shubert, L. E. (Ord.). **Algae as Ecological Indicators**, London: Academic Press: 1984. p. 3-14.
- VIGWEB. 2018. Vigilância Epidemiológica e Informações Online, Fundação de Medicina Tropical Doutor Heitor Vieira Dourado. Disponível em: <http://www.fmt.am.gov.br/layout2011/vigiweb/vg_2018/Doencas_e_Agravoslist.asp> Acessado em: 20 Jun. 2018.
- WASHBURN, J. O. Regulatory factors affecting larval mosquito populations in container and pool habitats: implications for biological control. **Journal of the American Mosquito Control Association**, v.11, p. 279-283. 1995.

ESTUDO DAS ASSEMBLEIAS DE OLIGOQUETAS EM NASCENTES DE MINAS GERAIS

Luiza Pedrosa Guimarães

Universidade Federal de Juiz de Fora,
Departamento de Zoologia
Juiz de Fora - MG

Luciana Falci Theza Rodrigues

Universidade Federal de Juiz de Fora,
Departamento de Zoologia
Juiz de Fora - MG

Roberto da Gama Alves

Universidade Federal de Juiz de Fora,
Departamento de Zoologia
Juiz de Fora - MG

RESUMO: Nascentes são ecossistemas aquáticos, protegidas por lei, que vem sofrendo com o impacto antrópico. Dentre os invertebrados que vivem em nascentes, oligoquetas são abundantes, porém no Brasil não há estudos sobre esses vermes nesse ambiente. Nosso objetivo é conhecer a oligofauna de nascentes e suas relações com as variáveis ambientais. Coletas foram realizadas em nove nascentes no município de Juiz de Fora, MG, (classificadas em duas tipologias: helocreno e limnocreno), avaliadas pelo protocolo de avaliação de impacto ambiental e por variáveis abióticas. Foram coletados 288 espécimes pertencentes às famílias Naididae, Enchytraeidae e Aelosomatidae. Oligoquetas de nascentes helocreno (Poço D’Anta e Jardim

Botânico) foram mais abundantes devido à maior heterogeneidade dos substratos e acúmulo de detritos em relação às do tipo limnocreno (Parque da Lajinha). As variáveis abióticas foram diferentes em relação à tipologia das nascentes: temperatura e condutividade foram maiores em nascentes limnocreno, assim como menores valores de oxigênio dissolvido, o que contribuiu para menor abundância e riqueza de oligoquetas nesse tipo de nascente. Nascentes do Parque da Lajinha tiveram pior classificação no protocolo de avaliação de impacto ambiental devido à localização próxima à intensa movimentação de veículos e por ser de fácil acesso à população. Este trabalho relata o primeiro registro de oligoquetas em nascentes de Minas Gerais, contribuindo para o conhecimento sobre esses organismos e os habitats que podem ser ocupados por eles. Também mostra a importância da heterogeneidade física e da conservação das condições naturais das nascentes como essenciais para a manutenção do equilíbrio ecológico destes habitats.

PALAVRAS CHAVE: biodiversidade, crenal, ecologia, ecossistemas aquáticos, conservação

ABSTRACT: Springs are aquatic ecosystems that are usually protected by law, but they still suffer from anthropic impacts. Among the invertebrates that live in spring waters, the oligochaetes are particularly abundant.

However, in Brazil no studies have been published about these worms in this habitat. We analyzed the oligofauna of springs and the relations with environmental variables. Samples were collected in nine springs in the municipality of Juiz de Fora, Minas Gerais (classified in two typologies: helocrene and limnocrene). The specimens (n=288, belonging to the families Naididae, Enchytraeidae and Aelosomatidae) were evaluated by an environmental impact assessment protocol and by abiotic variables. The oligochaetes from helocrene springs (Poço D'Anta and Jardim Botânico) were more abundant, due to the greater heterogeneity of the substrates and accumulation of litter, in relation to those from the limnocrene springs (Parque da Lajinha). The abiotic variables differed according to spring type: temperature and conductivity were higher in the limnocrene springs, while the dissolved oxygens values were lower, contributing to the lesser abundance and richness of oligochaetes in this spring type. Springs in Parque da Lajinha had worse classification in the protocol used due to the location near intense vehicle traffic and easy access of people. This study provides the first report of oligochaetes in springs in the state of Minas Gerais, thus shedding light on these organisms and the habitats they occupy. It also shows the importance of physical heterogeneity and of preservation of natural conditions of springs as essential elements to maintain the ecological biodiversity of these habitats.

KEYWORDS: biodiversity, crenal, ecology, aquatic ecosystems, conservation

1 | INTRODUÇÃO

Nascentes são locais na superfície da terra onde há descarga de água subterrânea do aquífero (KRESIC, 2007), criando um fluxo visível, acumulando-se na forma de pequenos lagos e piscinas ou formando áreas brejosas. A conectividade aquático-terrestre confere às nascentes caráter ecotonal e proporciona elevada heterogeneidade de microhabitats, que por sua vez, abrigam uma fauna abundante e diversa (STAUDACHER; FÜREDER, 2007). Assim, nascentes são habitats de particular interesse para estudos ecológicos, biogeográficos e de monitoramento ambiental (CANTONATI; ORTLER, 1998, CANTONATI *et al.*, 2006, LENCIONI *et al.*, 2012).

Mesmo sendo protegidas como patrimônio da natureza (BRASIL, 2012), as nascentes sofrem com o impacto que provoca não apenas mudanças na química da água (aumento de nutrientes e teor de cloreto), mas principalmente alterações na sua morfologia devido a vários tipos de estruturas construídas para facilitar a captação da água (p. ex. caixas de concreto e encanamento). Tais modificações podem reduzir a ocorrência de grupos animais ou até mesmo causar seu desaparecimento, como mostrado por Dumnicka (2006).

Dentre os invertebrados que vivem em nascentes os oligoquetas são relativamente abundantes, chegando a representar 20% da fauna (DUMNICKA, 2006). Esses animais são importante elo da cadeia trófica atuando como detritívoros, comedores de algas e predadores (SCHENKOVÁ; HELESIC, 2006) e servindo de alimento

para outros invertebrados como insetos da família Chironomidae (BUTAKKA *et al.*, 2016) e vertebrados, como peixes (LIETZ, 1987). Além disso, auxiliam no processo de decomposição vegetal através de seu movimento e alimentação em células do parênquima foliar (CHAUVET *et al.*, 1993), e são importantes bioindicadores (MARTINS *et al.*, 2008). Apesar da sua importância ecológica poucos pesquisadores se dedicam ao estudo desses organismos, levando a uma carência de informações sobre o grupo (SAMBUGAR, 2007).

Os estudos de oligoquetas e outros invertebrados em nascentes concentram-se principalmente na Europa (STAUDACHER; FUREDER, 2007, STOCH *et al.*, 2011) e América do Norte (WEBB *et al.*, 1995, WETZEL *et al.*, 1999). No Brasil, até o momento, não existe na literatura nenhum trabalho publicado que trate especificamente sobre oligoquetas em nascentes e os poucos trabalhos com invertebrados abordam os oligoquetas apenas no nível de classe (SERRANO *et al.*, 1998) ou nem os abordam (GOULART *et al.*, 2002).

Segundo Sambugar (2007) a presença de microhabitats é um fator que afeta a composição e estrutura dos oligoquetas, pois está diretamente ligado à tipologia da nascente (helocreno, reocreno e limnocreno). No entanto os trabalhos que mostraram a influência do tipo de substrato (microhabitats) e da tipologia da nascente sobre a fauna de oligoquetas foram desenvolvidos em regiões temperadas, sendo necessários estudos em regiões tropicais para verificar a influência dessas e demais variáveis (KOPERSKI *et al.*, 2011) sobre a fauna.

Além disso, atualmente a água é apontada como um recurso natural escasso e por isso de alto valor econômico e social (REBOUÇAS, 2015). Em quase todas as atividades realizadas pelo homem a falta de água trará consequências indesejáveis, sobretudo na agricultura e pecuária visto que estas são responsáveis pela produção de alimentos. Portanto, estudos sobre nascentes, que envolvam análise da qualidade da água, sua fauna e seu estado de preservação é de fundamental importância para o biomonitoramento, e conservação desses recursos hídricos.

O objetivo geral do estudo é conhecer a diversidade de oligoquetas em nascentes e suas relações com as variáveis ambientais. Os objetivos específicos são: (1) formular um inventário das espécies de oligoquetas das nascentes estudadas; (2) verificar se existe relação entre nascentes de diferentes locais e os tipos de nascentes (helocreno e limnocreno) com a estrutura das assembleias de oligoquetas e variáveis abióticas; (3) avaliar, através do protocolo de avaliação de impacto ambiental, possíveis influências antrópicas nas nascentes.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O trabalho foi realizado no município de Juiz de Fora, cuja altitude varia de 470 a 998 metros e o clima é classificado como tropical de altitude. A vegetação original pertence ao domínio Florestal Atlântico (Mata Atlântica), remanescentes dessa vegetação ainda são encontradas em algumas áreas de proteção e preservação. As nascentes estão localizadas na Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta ($21^{\circ}43'28''\text{S}$ $43^{\circ}16'47''\text{O}$), no Parque Natural Municipal da Lajinha ($21^{\circ}47'32''\text{S}$ $43^{\circ}22'6''\text{O}$) e no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora ($21^{\circ}43'15''\text{S}$ $43^{\circ}22'49''\text{O}$) (Figura 1). Apesar das nascentes estarem em áreas protegidas, estas áreas estão localizadas no perímetro urbano e, particularmente o Parque Natural Municipal da Lajinha, é aberto à visitação.

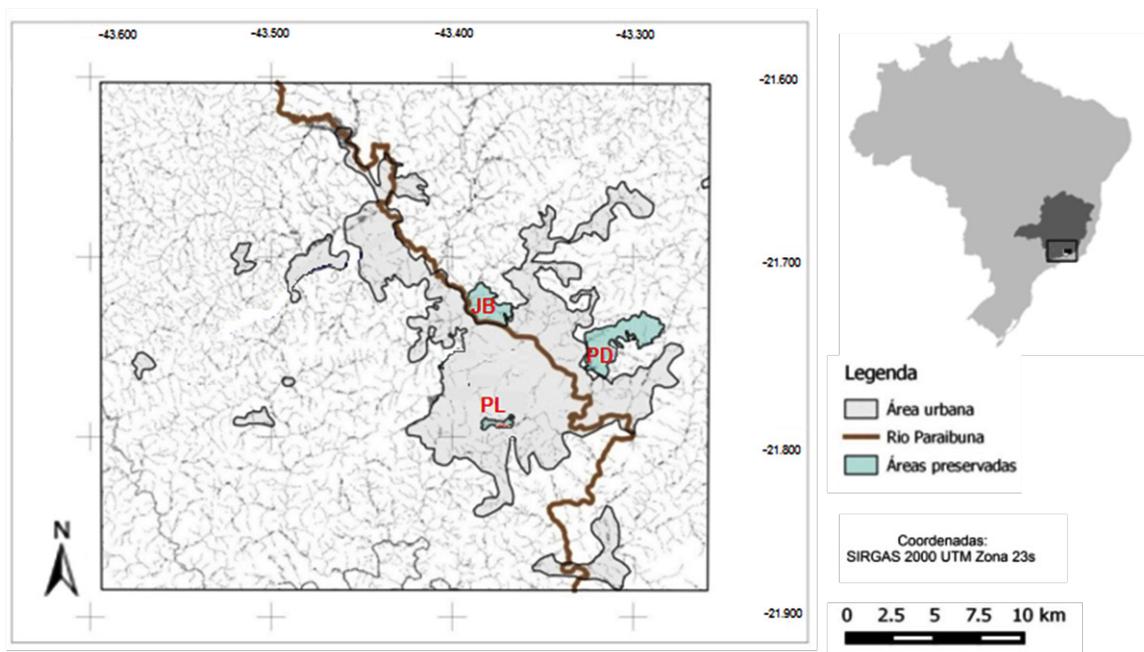


Figura 1: Localização das áreas onde estão inseridas as nascentes da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta, Parque Natural Municipal da Lajinha e Jardim Botânico Da Universidade Federal de Juiz de Fora, em Juiz de Fora, Minas Gerais.

2.2 Amostragem

Ao todo foram amostradas nove nascentes (Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta $n=3$; Parque Natural Municipal da Lajinha $n=3$; Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora $n=3$). Em cada nascente três pontos de coleta diferentes foram definidos, a partir do ponto de extrusão da água até 5 m da fonte. As nascentes foram amostradas durante o período seco, nos meses de junho, julho e agosto de 2014. Houve extenso período de estiagem nos meses de dezembro de 2014 e janeiro e fevereiro de 2015, impossibilitando que a coleta em período chuvoso fosse realizada.

As amostras foram obtidas com uma rede de 10 cm x 10 cm e 100 μ m de abertura de malha. Cada um dos três pontos foi amostrado durante 10 segundos (30 segundos por nascente). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, fixadas em álcool 70% e posteriormente triadas sob microscópio estereoscópico. Os oligoquetas foram preservados em álcool 70%.

As nascentes foram classificadas de acordo com Springer e Stevens (2009) em helocreno (a água brota através de vários pontos, formando uma área alagada, um brejo) e limnocreno (a água brota e fica acumulada em piscinas, pequenos lagos, podendo ou não seguir um curso, um canal de riacho). As medições de pH, condutividade e temperatura da água, turbidez e oxigênio dissolvido foram obtidas com um pHmetro Digimed DM-22, condutivímetro Digimed DM-3p, turbidímetro TD300 e oxímetro MO-900, respectivamente. Amostras de água foram coletadas para análise de fósforo total (WETZEL; LIKENS, 2000) e nitrogênio total (APHA, 2005). Um protocolo de avaliação de impacto ambiental (GOMES *et al.*, 2005) foi aplicado para verificar o índice de impacto ambiental em cada nascente (Anexo 1).

Lâminas semipermanentes foram montadas com os espécimes de oligoquetas usando uma mistura de ácido láctico, glicerina e água destilada, na proporção de 1:2:1, e analisadas sob microscópio óptico para identificação até o menor nível taxonômico possível. Foi utilizado como bibliografia para tal finalidade o guia de Brinkhurst e Marchese (1989) e a nomenclatura taxonômica foi atualizada de acordo com Reynolds e Wetzel (2017).

2.3 Análise de dados

Para as análises estatísticas os dados de estrutura da comunidade e das variáveis ambientais foram previamente checados quanto à normalidade de sua distribuição (teste Shapiro-Wilk) e homogeneidade das variâncias (teste de Levene), ambos com $p > 0,05$. A estrutura da comunidade foi determinada através da abundância total, riqueza de táxons e diversidade de Shannon. Para verificar se a abundância e a riqueza diferiram entre locais (Poço D'Anta, Parque da Lajinha e Jardim Botânico) foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis e entre os tipos de nascentes (helocreno e limnocreno) foi aplicado o teste Mann-Whitney. As mesmas análises foram feitas para as variáveis abióticas, utilizando ANOVA ou Kruskal-Wallis.

Diferenças na composição taxonômica entre nascentes das três localidades e entre as duas tipologias foram investigadas usando o procedimento de permutação multi-resposta (MRPP). Nascentes com abundância igual a zero (Parque da Lajinha 1 e 2) foram excluídas devido às exigências para esta análise. A fim de verificar a similaridade entre nascentes de acordo com o protocolo de avaliação de impacto ambiental foi realizada a análise de agrupamento UPGMA utilizando a distância euclidiana.

As análises foram realizadas nos programas Pc-ord 5.15 (McCUNE; MEFFORD,

3 I RESULTADOS

3.1 Inventário e estrutura das assembleias de oligoquetas

Foram coletados 288 indivíduos e identificados 14 taxa pertencentes às famílias Naididae (36,80%), Enchytraeidae (62,85%) e Aelosomatidae (0,35%). Os enchytraeideos foram identificados apenas ao nível de família e gênero (*Achaeta*). O único espécime de Aelosomatidae foi identificado ao nível de gênero. Os espécimes de Naididae identificados pertencem às subfamílias Naidinae (4,72%), Pristininae (25,47%), Tubificinae (65,09%) e Rhyacodrilinae (4,72%), sendo Pristininae a mais diversa com seis espécies (Tabela 1). Em nascentes do Poço D'Anta foram identificados 104 oligoquetas, 2 no Parque da Lajinha e 162 no Jardim Botânico.

	Poço D'Anta			Parque da Lajinha			Jardim Botânico		
	N1	N2	N3	N1	N2	N3	N1	N2	N3
Tipo de nascente	Hel	Hel	Hel	Lim.	Lim.	Lim.	Hel	Hel	Hel
NAIDIDAE									
Naidinae									
<i>Nais communis</i> Pignet, 1906	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetogaster diastrophus</i> (Gruithuisen, 1828)	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dero (Dero)</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Pristininae									
<i>Pristina</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	1	9
<i>Pristina</i> sp.2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristina jenkinsae</i> (Stephenson, 1931)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pristina proboscidea</i> Beddard, 1896	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Pristina leidy</i> Smith, 1896	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pristina osborni</i> (Walton, 1906)	9	1	1	0	0	0	0	0	0
Tubificinae									
Tubificinae imaturo	1	0	4	0	0	0	0	62	2
Ryachodrilinae									
<i>Bothrioneurum</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	4	0
ENCHYTRAEIDAE									
<i>Achaeta</i> sp.	2	0	9	0	0	0	0	1	0
Demais Enchytraeidae	73	4	13	0	0	1	11	55	12
AELOSOMATIDAE									
<i>Aelosoma</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 1. Abundância numérica dos taxa de Oligochaeta coletados nas nascentes de Poço D'Anta, Parque da Lajinha e Jardim Botânico, em Juiz de Fora, Minas Gerais. Helocreno (Hel.) e limnocreno (Lim.).

Quanto às métricas calculadas para a oligofauna, a abundância ($gl=6$; $H=19,055$; $p=0,014$) e a riqueza taxonômica ($gl=6$; $H=18,594$; $p=0,017$) foram maiores nas nascentes Poço D'Anta 1 e Jardim Botânico 2 (Tabela 2). O maior valor de diversidade

foi encontrado na nascente 3 de Poço D'Anta ($gl=6$; $H=17,886$; $p=0,022$). Com relação às áreas de estudo, Parque da Lajinha diferiu de Poço D'Anta e Jardim Botânico quanto à abundância ($gl= 2$; $H=12.750$; $p=0,001$), riqueza ($gl= 2$; $H=12.712$; $p=0,001$) e diversidade ($gl= 2$; $H=10.360$; $p=0,001$).

	Poço D'Anta			Parque da Lajinha			Jardim Botânico		
	N1	N2	N3	N1	N2	N3	N1	N2	N3
Abundância	89	5	30	0	0	2	13	125	24
Riqueza (S)	7	2	6	0	0	2	3	7	4
Diversidade de Shannon (H)	0,71	0,50	1,40	-	-	0,69	0,53	0,97	1,05
Abundância	124			2			162		
Riqueza (S)	9			2			8		
Diversidade de Shannon (H)	1,04			0,69			1,14		

Tabela 2. Métricas calculadas para a oligofauna das nascentes de Poço D'Anta, Parque da Lajinha e Jardim Botânico, em Juiz de Fora, Minas Gerais.

Nascentes do tipo limnocreno (Parque da Lajinha) apresentaram menor abundância ($gl=1$; $U=13,000$, $p<0,01$), riqueza ($gl=1$; $U=14,000$, $p<0,01$) e diversidade ($gl=1$; $U=22,5$, $p=0,002$) que nascentes do tipo helocreno (Poço D'Anta e Jardim Botânico).

Não houve diferença quanto à composição de táxons entre as três áreas de estudo como mostrado pela análise MRPP (Tabela 3). Não foi possível realizar esta análise para as duas tipologias devido à diferença no n amostral (helocreno $n=6$ e limnocreno $n=1$).

	T	A	p
Poço D'Anta x Parque da Lajinha	0,416	-0,025	0,588
Poço D'Anta x Jardim Botânico	-1,190	0,031	0,118
Parque da Lajinha x Jardim Botânico	-0,599	0,025	0,245

Tabela 3. Resultado da análise de MRPP para a oligofauna das nascentes de Poço D'Anta, Parque da Lajinha e Jardim Botânico, em Juiz de Fora, Minas Gerais.

3.2 Variáveis ambientais

Parque da Lajinha diferiu das outras áreas de estudo em relação aos valores de temperatura e fósforo total. Poço D'Anta e Jardim Botânico diferiram entre si apenas quanto à turbidez (Figura 2). Nascentes do tipo limnocreno apresentaram maiores valores de temperatura ($gl=1$; $t=20,351$, $p<0,01$), condutividade ($gl=1$; $U=23,00$, $p=0,002$) e menores valores de oxigênio dissolvido ($gl=1$; $t=14,990$, $p<0,01$).

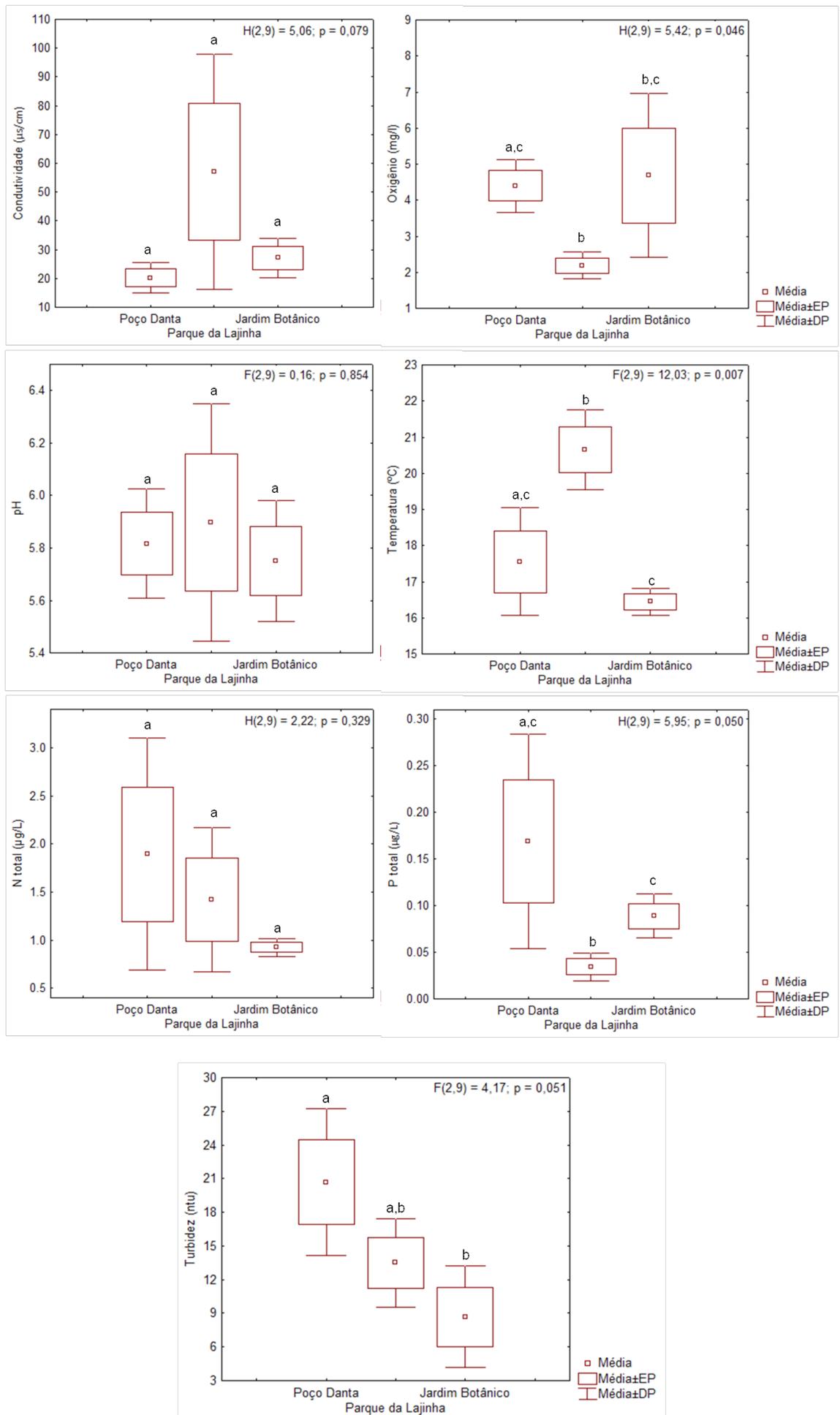


Figura 2: Box plot das variáveis abióticas analisadas nas nascentes de Poço D'Anta, Parque da Lajinha e Jardim Botânico, em Juiz de Fora, Minas Gerais. EP= erro padrão; DP= desvio

padrão. Letras iguais indicam ausência de significância estatística entre os locais.

3.3 Avaliação de impacto ambiental

As nascentes estudadas apresentaram valores diferentes do índice de impacto ambiental, sendo enquadradas nas categorias ótima, boa, razoável e ruim, como mostrado pela análise de agrupamento (Figura 3). Nascentes do Parque da Lajinha tiveram pior classificação em relação às demais.

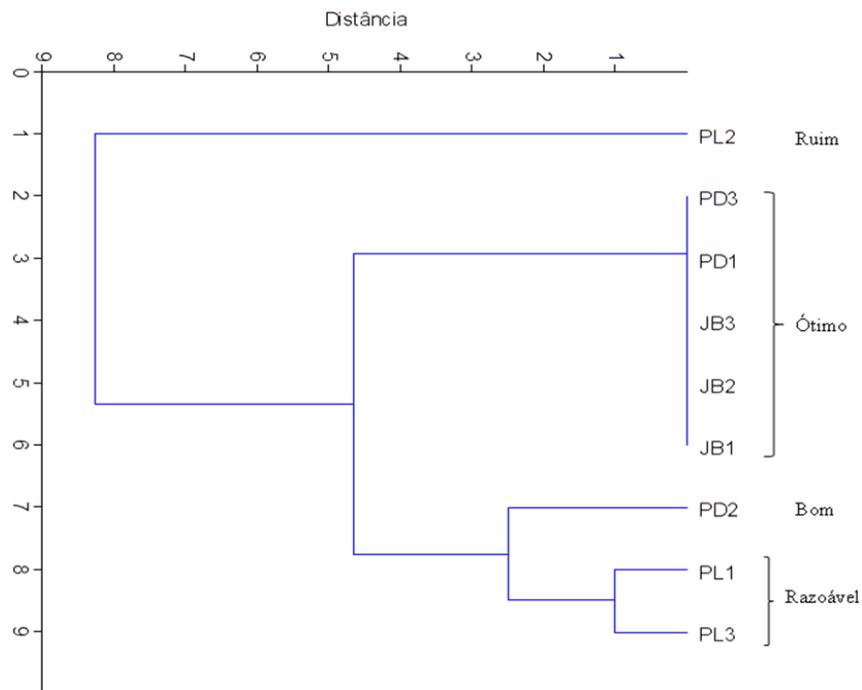


Figura 3: Análise de agrupamento das nascentes de Poço D'Anta (PD), Parque da Lajinha (PL) e Jardim Botânico (JB), em Juiz de Fora, Minas Gerais, de acordo com os valores do protocolo de avaliação de impacto ambiental. Correlação cofenética: 0,90.

4 | DISCUSSÃO

A abundância e a riqueza de espécies de oligoquetas variaram entre as nascentes de diferentes locais e entre os diferentes tipos de nascentes. No presente estudo foi registrada predominância numérica de exemplares da família Enchytraeidae. Elevada representatividade dessa família em nascentes é frequentemente observada como mostrado nos estudos de Lencioni *et al.* (2005) e Dumnicka (2006). Segundo Kirgiz *et al.* (2005), enquitreídeos são considerados por alguns autores como primariamente terrestres, no entanto espécies aquáticas representam mais de um terço das espécies de enquitreídeos conhecidas (WETZEL *et al.*, 2000).

Dentre as nascentes estudadas, as do tipo helocreno apresentaram maior abundância de enquitreídeos. Esse tipo de nascente forma áreas alagadas como se fossem brejos, onde a altura da lâmina d'água é muito pequena. Adicionalmente, pelo fato das nascentes serem ecótonos entre ambientes aquáticos e terrestres, é grande a possibilidade de amostrar representantes de ambos os ambientes. Dessa forma é muito provável que nessas áreas enquitreídeos do solo tenham sido amostrados juntamente

com o substrato da nascente, resultando assim, em uma maior abundância. Em nascentes do tipo limnocreno, onde há a formação de um poço d'água mais profundo, esses organismos foram menos abundantes.

As demais espécies de oligoquetas encontradas nas nascentes estudadas são também comuns em córregos de baixa ordem (GORNI; ALVES 2012, RODRIGUES *et al.*, 2012), não sendo relatada, portanto, nenhuma espécie crenobionte (encontrada apenas em nascentes) ou crenofílica (que preferem habitats de nascentes, mas que podem também ocupar outros habitats de água doce).

De modo geral as nascentes do tipo limnocreno diferiram na maioria das métricas estudadas em relação às nascentes do tipo helocreno. De acordo com Sambugar (2007) a tipologia da nascente é um dos fatores que afetam a composição e estrutura da fauna de oligoquetas, sendo as nascentes do tipo helocreno as mais abundantes, em função da maior heterogeneidade dos substratos e acúmulo de detritos. Tal fato foi registrado nas nascentes de Poço D'Anta e Jardim Botânico (helocreno) em relação às do Parque da Lajinha (limnocreno) onde foram registrados apenas dois espécimes.

Não apenas a fauna, mas também as variáveis abióticas foram diferentes em relação à tipologia das nascentes. Temperatura e condutividade foram maiores em nascentes do tipo limnocreno, assim como os menores valores de oxigênio dissolvido. Como mencionado por França *et al.* (2006), as comunidades bentônicas são diretamente influenciadas pela situação ambiental dos corpos d' água e seu entorno e essa variação é refletida diretamente pela comunidade bentônica em nascentes.

Apesar de estarem localizadas em áreas de proteção, nem todas as nascentes apresentaram total isolamento em relação à visitação humana. As nascentes do Parque da Lajinha ficam, separadas de uma avenida apenas por uma cerca de arame, o que facilita a invasão, mesmo que esporádica, de pessoas. Foi constatada presença de lixo (latinhas, embalagens plásticas) próximo às nascentes desse Parque, fato que contribuiu para menores pontuações no protocolo de avaliação de impacto ambiental e menor similaridade dessa área em relação às demais, como mostrado pela análise de agrupamento.

De acordo com Donadio *et al.* (2005), os recursos hídricos localizados em áreas florestadas e não perturbadas estão mais protegidos, de forma que o monitoramento hidrológico dessas microbacias serve como referência na comparação com outras microbacias impactadas. Dessa forma, esse estudo reflete a importância de se conhecer os corpos d'água de áreas protegidas, sua fauna e variáveis ambientais para sua conservação e manejo. Este trabalho relata o primeiro registro de oligoquetas em nascentes de Minas Gerais, contribuindo para a ampliação do conhecimento sobre esses organismos e os diversos habitats nos quais podem estar presentes. Além disso, mostra a importância da heterogeneidade física e da conservação das condições naturais das nascentes como componentes essenciais para a manutenção do equilíbrio ecológico destes habitats.

REFERÊNCIAS

- APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water e wastewater**. 20. ed. Nova Iorque: 2005.
- BRASIL. Lei Federal nº **12.727, de 17 de outubro de 2012**. Novo Código Florestal: Brasília, 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12727.htm>. Acesso em: 14/06/2018.
- BRINKHURST, R. O.; MARCHESE, M. R. **Guía para la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica**. Santa Fe: Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, 207 p., 1989.
- BUTAKKA, C. M. M.; RAGONHA, F. H.; TRAIN, S.; PINHA, G. D., TAKEDA, A. M. Chironomidae feeding habits in different habitats from a Neotropical floodplain: exploring patterns in aquatic food webs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 1, p. 117-125, 2016.
- CANTONATI, Marco; ORTLER, Karin. Using spring biota of pristine mountain areas for long-term monitoring. **IAHS PUBL**, n. 248, p. 379-385, 1998.
- CANTONATI, M.; GERECKE, R.; BERTUZZI, E. Springs of the Alps—sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. **Hydrobiologia**, v. 562, n. 1, p. 59-96, 2006.
- CHAUVET, Eric; GIANI, Narcisse; GESSNER, Mark O. Breakdown and Invertebrate Colonization of Leaf Litter in Two Contrasting Streams, Significance of Oligochaetes in a Large River. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, n. 3, p. 488-495, 1993.
- DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA R. C. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.
- DUMNICKA, E. Composition and abundance of oligochaetes (Annelida: Oligochaeta) in springs of Kraków-Częstochowa Upland (Southern Poland): effect of spring encasing and environmental factors. **Polish Journal of Ecology**, v. 54, n. 2, p. 231-242, 2006.
- FRANÇA, J. S.; MORENO, P.; CALLISTO, M. Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). **Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**, v. 7, p. 12-14, 2006.
- GOMES, P. M.; MELO, C.; VALE, V. S. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia-MG: análise macroscópica. **Sociedade & Natureza**, v. 17, n. 32, 2005.
- GORNI, G. R.; ALVES, R. G. Oligochaetes (Annelida, Clitellata) in a neotropical stream: a mesohabitat approach. **Iheringia Serie Zoológica**, v. 102, n. 1, p. 106-110, 2012.
- GOULART, M.; MELO, A. L.; CALLISTO, M. Qual a relação entre variáveis ambientais e a diversidade de heterópteros aquáticos em nascentes de altitude?. **Cadernos de Ciências Biológicas da PUC Minas**, v. 10, n. 10, p. 63-76, 2002.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 2001.
- KIRGIZ, T.; ÇAMUR-ELIPEK, B.; ARSLAN, N. Preliminary study of Enchytraeidae (Oligochaeta) in the Tunca River (Thrace, Turkey). **Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and**

Ecology, v. 54, n. 4, p. 310-314, 2005.

KOPERSKI, P.; DUMNICKA, E.; GALAS, J. Abiotic parameters determining fauna composition in karstic springs. **Polish Journal of Ecology**, v. 59, n. 1, p. 153-163, 2011.

KRESIC, N. **Hydrogeology and Groundwater Modelling**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press (Taylor and Francis Group), 807 p., 2007.

LENCIONI, F. A. A. **The damselfies of Brazil: an illustrated guide – The non Coenagrionidae families**. São Paulo: All Print Editora, 332 p., 2005.

LENCIONI, V.; MARZIALI, L.; ROSSARO, B. Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. **Freshwater Science**, v. 31, n. 2, p. 525-541, 2012

LIETZ, D. M. Potential for aquatic oligochaetes as live food in commercial aquaculture. **Hydrobiologia**, v.155, n. 1, p. 309-310, 1987.

MARTINS, R. T.; STEPHAN, N. N. C.; ALVES, R. G. Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 20, n. 3, p. 221-226, 2008.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD, version 5.0, Multivariate analysis of ecological data. MjM Software Design: Glaneden Beach, 40 p., 2006.

REBOUÇAS, A. **Uso inteligente da água**. São Paulo: Escrituras Editora e Distribuidora de Livros Ltda., 2015.

REYNOLDS, J. W.; WETZEL, M. J. **Nomenclatura Oligochaetologica** - A catalogue of names, descriptions and type specimens. 2. Ed. Disponível em: <<http://www.inhs.ellinois.edu/people/mjwetzelnomenclologo>>. Acesso em: 12 de janeiro de 2018.

RODRIGUES, L. F. T.; LEITE, F. S.; ALVES, R. G. Inventory and distribution of Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in first-order streams in preserved areas of the state of Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 245-254, 2012

SAMBUGAR, B. Oligochetes from Alpine springs: a review. The spring habitat: biota and sampling methods. **Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali**, v. 4, p. 185-192, 2007.

SCHENKOVÁ, J.; HELEŠIČ, J. Habitat preferences of aquatic Oligochaeta (Annelida) in the Rokytná River, Czech Republic-a small highland stream. In: **Aquatic Oligochaete Biology IX**. Springer, Dordrecht, p. 117-126, 2006.

SERRANO, M.A.S.; SEVERI, W.; TOLEDO, V.J.S. Comunidades de Chironomidae e outros macroinvertebrados em um rio tropical de planície - rio Bento Gomes/MT. **Séries Oecologia Brasiliensis**, v. 5, p. 265-278, 1998.

SPRINGER, A. E.; STEVENS, L. E. Spheres of discharge of springs. **Hydrogeology Journal**, v. 17, n. 83-93, 2008.

STATSOFT, Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 7. www.statsoft.com. 2004.

STAUDACHER, K.; FÜREDER, L. Habitat complexity and invertebrates in selected alpine springs (Schütt, Carinthia, Austria). **International Review of Hydrobiology**, v. 92, n. 4, p. 465-479, 2007.

STOCH, F.; GERECKE, R.; PIERI, V.; ROSSETTI, G.; SAMBUGAR, B. Exploring species distribution of spring meiofauna (Annelida, Acari, Crustacea) in the south-eastern Alps. **Journal of Limnology**, v.

WEBB, D. W.; WETZEL, M. J.; REED, P. C.; PHILLIPPE, L. R.; HARRIS, M. A. Aquatic biodiversity in Illinois springs. **Journal of the Kansas Entomological Society**, p. 93-107, 1995.

WETZEL, M. J.; OBERLIN, G.E.; BINN, W. The Aquatic Oligochaeta (Annelida: Clitellata) of Montezuma Well, Arizona: A near Thermally Constant Limnocrone. **The Southwestern Naturalist**, v. 44, n. 4, p. 514-518, 1999.

WETZEL, M. J.; KATHMAN, R. D.; FEND, S. V.; COATES, K. A. Taxonomy, systematics, and ecology of freshwater Oligochaeta. Workbook prepared for North American Benthological Society Technical Information Workshop. In: **48th Annual Meeting**, Keystone Resort, 2000.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. Inorganic nutrients: nitrogen, phosphorus, and other nutrients. In: **Limnological analyses**, New York, p. 85-111, 2000.

ANEXO 1- PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL

Índice de Impacto Ambiental				Valor
Cor da água	(1) Escura	(2) Clara	(3) Transparente	
Odor	(1) Cheiro forte	(2) Cheiro fraco	(3) Sem cheiro	
Lixo ao redor	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Sem lixo	
Materiais flutuantes	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Sem material flutuante	
Espumas	(1) Muita	(2) Pouca	(3) Sem espumas	
Óleos	(1) Muito	(2) Pouco	(3) Sem óleos	
Esgoto	(1) Esgoto doméstico	(2) Fluxo superficial	(3) Sem esgoto	
Vegetação (preservação)	(1) Alta degradação	(2) Baixa degradação	(3) Preservada	
Uso por animais	(1) Presença	(2) Apenas marcas	(3) Não detectado	
Uso por humanos	(1) Presença	(2) Apenas marcas	(3) Não detectado	
Proteção do local	(1) Sem proteção	(2) Com proteção (mas com acesso)	(3) Com proteção (mas sem acesso)	
Proximidade com residência ou estabelecimento	(1) Menos de 50 m	(2) Entre 50 e 100 m	(3) mais de 100 m	
Tipo de área de inserção	(1) ausente	(2) propriedade privada	(3) Parques ou áreas protegidas	
				Soma
				Classe

CLASSE	PONTUAÇÃO
Ótima	37-39
Boa	34-36
Razoável	31-33
Ruim	28-30
Péssimo	< 28

A FAUNA DE HYMENOPTERA PARASITOIDES (ICHNEUMONOIDEA) NA REGIÃO DA BAÍA DA ILHA GRANDE, PARATY, RJ, BRASIL.

Natália Maria Ligabô

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva
São Carlos – São Paulo

Allan Mello de Macedo

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva
São Carlos – São Paulo

Angélica Maria Penteado-Dias

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva
São Carlos – São Paulo

Luís Felipe Ventura de Almeida

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva
São Carlos – São Paulo

Carolina de Almeida Caetano

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva
São Carlos – São Paulo

RESUMO: A região neotropical vem sofrendo com a destruição de habitats e perda de biodiversidade, justificando a importância de estudos para a conservação destes locais. Os Hymenoptera constituem uma das ordens mais diversas com espécies predominantemente parasitoides. São considerados reguladores naturais de espécies de insetos herbívoros, sendo, portanto, essenciais para a manutenção

do equilíbrio nos ecossistemas, além de servirem como bioindicadores. Amostragens da fauna de ilhas são importantes para estudos ecológicos e biogeográficos e críticos para os propósitos de conservação, fornecendo subsídios para a compreensão dos processos de dispersão, competição e extinção das espécies. Amostramos a fauna de Ichneumonoidea em três localidades de Mata Atlântica, sendo duas ilhas e uma área continental. Foram utilizadas as armadilhas Moericke e Malaise no continente e somente armadilhas Malaise nas ilhas. Nestas os valores de abundância e diversidade foram menores com relação ao continente. A ilha de maior tamanho apresentou maior diversidade e abundância, provavelmente devido a uma maior disponibilidade de nichos nesta localidade. Estudos anteriores envolvendo a fauna de parasitoides em ilhas demonstraram que espécies generalistas podem se adaptar melhor e serem mais abundantes nestes ambientes. Os dados aqui apresentados parecem concordar com essa hipótese, ao menos para os Braconidae, já que, nas ilhas, a subfamília Doryctinae (considerada mais generalista) foi mais abundante que Microgastrinae (especialista).

PALAVRAS-CHAVE: Biogeografia, neotropical, vespas parasitoides

ABSTRACT: The neotropical region has

been suffering with the destruction of habitats and loss of biodiversity, justifying the importance of studies for the conservation of these sites. Hymenoptera is one of the most diverse orders, with predominantly parasitoid species. They are considered natural regulators of herbivorous insect species and so are essential for maintaining equilibrium in ecosystems and can be used as bioindicators. Sampling of island fauna is important for ecological and biogeographical studies and critical for conservation purposes, providing insights into the processes of species dispersal, competition and extinction. We sampled the fauna of Ichneumonoidea in three localities of atlantic forest, being two islands and one continental area. Moericke and Malaise traps were used on the mainland and only Malaise traps on the islands. In the islands the abundance and diversity were smaller, when compared to the mainland. The larger island has greater diversity and abundance, and this may be due to a greater availability of niches in this locality. Previous studies involving parasitoid fauna on islands have shown that generalist species can adapt better and be more abundant in these environments. The data presented here seem to agree with this hypothesis, at least for the Braconidae, since the subfamily Doryctinae (considered more generalist) was more abundant than Microgastrinae (specialist) in the islands.

KEYWORDS: Biogeography, neotropical, parasitic wasps

1 | INTRODUÇÃO

Há muito se sabe que a diversidade biológica não se distribui de forma homogênea sobre a superfície terrestre. Mesmo áreas pertencentes ao mesmo bioma podem apresentar grandes diferenças na composição de suas faunas. Estas diferenças podem estar associadas tanto a fatores climáticos e físicos (e.g. clima local, solo, topografia) quanto a eventos históricos, que moldaram a comunidade de espécies local. Neste contexto, os ambientes insulares são frequentemente utilizados no teste de hipóteses evolutivas e a teoria de Biogeografia de ilhas tem auxiliado os estudos sobre os efeitos da fragmentação de habitat, gerada pelas atividades humanas, sobre as populações (LAURANCE, 2008).

Atualmente a região neotropical é uma das que mais vem sofrendo com a destruição de habitats e perda de biodiversidade. No Brasil um dos biomas mais afetados é a mata Atlântica, considerada um dos *hotspots* de biodiversidade devido ao grande número de espécies endêmicas presente e os riscos a que estão sujeitas (MYERS et al., 2000).

A Mata Atlântica, a formação florestal mais antiga do Brasil, estabelecida há pelo menos 65 milhões de anos (COLOMBO; JOLY, 2010) era uma formação florestal praticamente contínua ao longo de grande parte da região litorânea, entendendo-se do Ceará até Santa Catarina. O processo de colonização e ocupação do território brasileiro desenvolveu-se inicialmente nas regiões próximas ao litoral, fazendo com que este bioma experimentasse séculos de devastação contínua. Hoje restam menos de 16% da área original da floresta; 36% da área remanescente está localizada

em pequenos fragmentos (<100 ha de área). Estes fragmentos formam manchas disjuntas de floresta que, em sua grande maioria, não estão protegidos por unidades de conservação (RIBEIRO et al. 2009).

Mesmo reduzida e muito fragmentada, possui importância enorme, pois exerce influência direta na vida de mais de 60% da população brasileira que vive em seu domínio (LIMA; CAPOBIANCO, 1997). Nas cidades, áreas rurais, comunidades caiçaras e indígenas, ela regula o fluxo dos mananciais hídricos, assegura a fertilidade do solo, controla o clima e protege as escarpas e encostas das serras, além de preservar um patrimônio histórico e cultural imenso (SOUZA et al., 2012).

Apriorização de áreas para a conservação é dependente do grau de conhecimento sobre as mesmas. Desta forma existe a necessidade de contemplar a biota como um todo e suas funções nos ecossistemas. As informações sobre invertebrados, no entanto, são irrisórias comparadas a sua diversidade. Os invertebrados têm papel importante no funcionamento das comunidades naturais (NEW, 1995). Diferem em seu papel ecológico, desempenhando uma função trófica particular e interagem de formas diversas com as outras espécies (e.g. polinizadores, parasitoides e predadores). Levantamentos de biodiversidade e a aplicabilidade desse conhecimento são informações essenciais para cientistas e legisladores, além de reforçar o valor das áreas de conservação para a comunidade em geral. Para tais avaliações é sempre necessário o conhecimento taxonômico dos grupos envolvidos, especialmente quando se trata da fauna neotropical, que continua muito pouco conhecida.

Os insetos compreendem mais da metade de todos os organismos vivos descritos e exercem um grande impacto em ecossistemas terrestres, mais do que qualquer outro tipo de animal (LASALLE; GAULD, 1993). Apesar da preocupação atual em relação aos efeitos antrópicos sobre a biodiversidade, as pesquisas com artrópodes neotropicais ainda encontram-se nos estágios iniciais (ADIS, 1988). Os Hymenoptera estão entre os grupos de insetos que dominam os habitats terrestres e são facilmente amostrados, sendo adequados para inventários rápidos e úteis no monitoramento da biodiversidade.

Os Hymenoptera parasitoides correspondem ao grupo de maior riqueza de espécies dentro da Ordem, tanto que Eggleton (1990) destacou que a sua diversidade é tão grande que a necessidade de coletas básicas tem precedido às observações ecológicas. Considera-se inseto parasitoide aquele, cuja larva se desenvolve alimentando-se dentro ou junto a um hospedeiro artrópode que, na maioria das vezes, é morto com o desenvolvimento da larva parasitoide (GODFRAY, 1994). Parasitoides ocorrem somente entre os insetos holometábolos, sugerindo um hábito de vida mais recente, enquanto espécies predadoras são encontradas em quase todas as ordens.

Atuam como reguladores naturais de diversos grupos de insetos herbívoros, servindo também como indicadores da presença ou ausência dessas populações. Sem a ação controladora dos parasitoides, poderia haver uma explosão nas populações de herbívoros, o que levaria a uma destruição das espécies vegetais por eles consumidas.

Isto os torna essenciais para a manutenção do equilíbrio ecológico e uma força que contribui para a diversidade de outros organismos (LASALLE; & GAULD, 1993; GRISSELL, 1999). No aspecto econômico o grupo inclui muitas espécies utilizadas em programas de controle biológico em ecossistemas agrícolas tropicais e subtropicais.

Amostragens da fauna de ilhas são importantes para estudos ecológicos e biogeográficos e críticos para os propósitos de conservação, fornecendo subsídios para a compreensão dos processos de dispersão, competição e extinção das espécies (MACARTHUR; WILSON, 1967). Levando isso em consideração, neste estudo amostramos as espécies de Hymenoptera parasitoides pertencentes à superfamília Ichneumonoidea em área de Mata Atlântica, tanto no continente como em ilhas da região de Paraty, RJ.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

Os espécimes estudados foram coletados em três áreas distintas de Mata Atlântica, nos meses de fevereiro e maio de 2016 (Figura 1) situadas no Estado do Rio de Janeiro, sendo duas insulares, Ilha de Sandri (114,5 ha de extensão, situada à 2.100 m do continente - S23° 02'49.3" W044°29'32.6"), Ilha Pingo D'Água (2,7 ha de extensão, a 90m do continente - S23°00'09.0"W 044°25'59,5") e uma continental situada na Estação Ecológica dos Tamoios (S23°01'54" W44°33'31"), no município de Paraty.



Figura 1. Mapa da área de estudo, indicando as três localidades de coleta (área continental, Ilha de Sandri e Ilha Pingo D'água).

Em cada ilha foram montadas três armadilhas Malaise (modificadas a partir de TOWNES, 1972), e seis no continente, que ficaram no campo durante 34 dias (30/03 a 02/05/2016). No continente também foram utilizadas 1.800 armadilhas Moericke, por

9 dias entre 09 e 17/02/2016.

Do material coletado inicialmente foram triados os Hymenoptera, em especial os Braconidae e Ichneumonidae. identificados em subfamílias. (WHARTON et al. 1997; FERNANDEZ; SHARKEY, 2006).

Todos os espécimes coletados foram incorporados à Coleção Entomológica do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva da Universidade de São Carlos (DCBU).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas três áreas de coleta foram amostrados 1686 espécimes de Ichneumonoidea, sendo 682 Ichneumonidae e 1004 Braconidae (Tabela 1). A maior parte do material foi obtida no continente (1337 Ichneumonoidea, sendo 507 Ichneumonidae e 830 Braconidae) (Tabela 1), já que o esforço amostral foi o dobro. Na ilha de Sandri foram amostrados 321 Ichneumonoidea, sendo 147 Braconidae e 174 Ichneumonidae (Tabela 1). Na ilha Pingo D'água foram amostrados 28 Ichneumonoidea, 27 Braconidae e 32 Ichneumonidae (Tabelas 2 e 3).

	Moericke Continente ESEC Tamoios	Malaise Continente ESEC Tamoios	Malaise Ilha Pingo D'Água	Malaise Ilha Sandri
Total Braconidae	379	451	27	147
Total Ichneumonidae	225	282	32	174

Tabela 1. Número total de indivíduos das famílias Braconidae e Ichneumonidae, amostrados na área do continente da Estação Ecológica de Tamoios, por Armadilhas Moericke e Malaise, e nas Ilhas Pingo D'Água e Sandri, capturados por armadilhas Malaise.

Subfamílias/Armadilhas	Moericke Continente ESEC Tamoios	Malaise Continente ESEC Tamoios	Malaise Ilha Pingo D'Água	Malaise Ilha Sandri
Anomaloninae	5	2	0	0
Banchinae	3	3	2	0
Campopleginae	2	9	0	2
Cre mastinae	0	19	6	21
Cryptinae	130	48	7	66
Ichneumoninae	30	21	1	27
Labeninae	1	0	0	0
Metopiinae	2	1	0	2
Nesomesochorinae	1	0	0	0
Ophioninae	0	3	1	16
Orthocentrinae	37	31	6	29
Pimplinae	8	145	6	9

Tersilochinae	6	0	3	1
Tryphoninae	0	0	0	1
Total	225	282	32	174

Tabela 2 - Número de indivíduos das subfamílias de Ichneumonidae amostrados na área do continente da Estação Ecológica de Tamoios por Armadilhas Moericke e Malaise e nas Ilhas Pingo D'Água e Sandri, capturados por armadilhas Malaise.

	Moericke Continen- te ESEC Tamoios	Malaise Continen- te ESEC Tamoios	Malaise Ilha Pingo D 'Água	Malaise Ilha Sandri
Agathidinae	0	12	0	1
Alysiinae	28	13	0	2
Blacinae	5	1	0	0
Braconinae	6	9	0	6
Cenocoelinae	0	2	1	0
Cheloninae	5	72	1	28
Doryctinae	264	132	15	46
Euphorinae	0	0	0	2
Gnamptodontinae	0	1	1	1
Helconinae	5	3	0	0
Hormiinae	22	8	0	3
Meteorinae	1	3	0	0
Microgastrinae	9	166	5	32
Miracinae	2	3	1	1
Opiinae	28	16	0	24
Orgilinae	1	1	0	1
Rogadinae	4	8	3	0
Total	379	451	27	147

Tabela 3 - Número de indivíduos das de Braconidae amostrados na área do continente da Estação Ecológica de Tamoios, por Armadilhas Moericke e Malaise e nas Ilhas Pingo D'Água e Sandri, capturados por armadilhas Malaise.

Na Ilha Sandri foi coletado um maior número de indivíduos da família Braconidae (N=147) e uma maior riqueza (14 subfamílias), em comparação a Ilha Pingo D'Água, onde foram coletados 27 indivíduos de apenas sete subfamílias. Em ambas as ilhas estudadas a subfamília Doryctinae foi a mais abundante, enquanto Microgastrinae foi a mais abundante no continente (Tabela 2). Na Ilha Pingo D'Água foram coletados 32 indivíduos da família Ichneumonidae, sendo Cryptinae a subfamília mais abundante (N=7). Na Ilha Sandri foram coletados 174 indivíduos, sendo a subfamília mais abundante Cryptinae (66 indivíduos), seguida por Orthocentrinae (29 indivíduos).

Estudos anteriores envolvendo a fauna de parasitoides em ilhas demonstraram que espécies generalistas podem se adaptar melhor e serem mais abundantes nestes ambientes (SANTOS, 2011). Os dados aqui apresentados parecem concordar

com essa hipótese, ao menos para os Braconidae, já que a subfamília Doryctinae (considerada mais generalista) foi mais abundante que Microgastrinae (especialista) nas ilhas. Esses dados poderão ser melhor discutidos e confirmados em nível de gênero, evidenciando melhor as características de biologia dos espécimes coletados.

A diferença na abundância de espécimes coletados entre as ilhas Sandri e Pingo D'água pode estar associada às suas distâncias do continente e às suas extensões. Devido à pequena distância da Ilha Pingo D'água ao continente seria esperado que a sua diversidade e abundância fossem similares às do continente. Entretanto, os resultados encontrados, com baixa diversidade e abundância de subfamílias nesta ilha, podem ser devido a sua menor extensão o que limita a disponibilidade de nichos e recursos.

De uma forma geral, os dois métodos de coleta utilizados, resultaram em valores de riqueza de subfamílias e abundância maiores para os Braconidae (Tabela 1). Para a família Ichneumonidae a abundância foi maior na Ilha Sandri (147 Braconidae; 174 Ichneumonidae), entretanto, a riqueza de subfamílias de Braconidae foi maior do que de subfamílias de Ichneumonidae (14 subfamílias de Braconidae; 10 subfamílias de Ichneumonidae) (Tabelas 2 e 3).



Figuras 2-5: Subfamílias de Braconidae 2, Doryctinae; 3, Microgastrinae e Ichneumonidae, 4, Cryptinae; 5, Pimplinae coletados com maior abundância na região da Baía da Ilha Grande, Paraty, RJ.

4 | CONCLUSÕES

Estudos que buscam a compreensão da fragmentação de habitat são necessários a fim de que se possa desenhar planos de manejo com maior eficiência. No presente estudo pode-se verificar a diferença na comunidade de vespas parasitoides em três localidades distintas de Mata Atlântica. Esses dados somados a estudos futuros sobre capacidade de dispersão de vespas em corredores ecológicos e áreas de matriz, e conhecimento sobre a biologia das mesmas poderão dar suporte a implementação de planos de manejo de fauna e flora nas áreas estudadas.

REFERÊNCIAS

ADIS, J. On the abundance and density of terrestrial arthropods in Central Amazonian dry landforests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, p. 19-24, 1988.

COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 697-708, 2010.

EGGLETON, D. Male reproductive behavior of parasitoid wasp *Lytarmes maculipennis* (Hymenoptera: Ichneumonidae). **Ecological Entomology**, v. 15, p. 357-360, 1990.

FERNÁNDEZ, F.; SHARKEY, M. J. (EDS). **Introducción a los Hymenoptera de La Región Neotropical**. Bogotá: Sociedad Colombiana de Entomología, 2006. 893 p.

GODFRAY, H. C. J. **Parasitoids**. Princeton: Princeton University Press, 1994. 473pp.

GRISSEL, E. E. Hymenoptera biodiversity: some alien notions. **American Entomologist**, v. 45, p. 235-244, 1999.

LASALLE, J.; GAULD, I. **Hymenoptera and Biodiversity**. Wallingford, C.A.B. International, 1993. 348 p.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, v. 141, n. 7, p. 1731-1744, 2008.

LIMA, A.; CAPOBIANCO, J. P. **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação**. São Paulo: Instituto socioambiental, 1997. 111 p.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NEW, T. R. **Introduction to invertebrate conservation biology**. Oxford: Oxford University Press, 1995. 194 p.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

SANTOS, A. M. C. et al. Species pool structure determines the level of generalism of island parasitoid

faunas. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 9, p. 1657-1667, 2011.

SOUZA, M. M. et al. Biodiversidade de vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae) do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **MG-Biota**, v. 5, n. 1, p. 4-19, 2012.

WHARTON, R. A.; MARSH, P. M.; SHARKEY, M. J. (Eds). **Manual of the New World Genera of the family Braconidae (Hymenoptera)**. Washington DC: Special Publication of the International Society of Hymenopterists, 1997. 486 p.

FAUNA DE ICHNEUMONIDAE (HYMENOPTERA) NO PLANALTO DA CONQUISTA, BAHIA, BRASIL

Vaniele de Jesus Salgado

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
(UESB)

Vitória da Conquista – Bahia

Catarina Silva Correia

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
(UESB)

Vitória da Conquista – Bahia

Rita de Cássia Antunes Lima de Paula

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
(UESB)

Vitória da Conquista – Bahia

Jennifer Guimarães-Silva

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
(UESB)

Vitória da Conquista – Bahia

Raquel Pérez-Maluf

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
(UESB)

Vitória da Conquista – Bahia

RESUMO: Ichneumonidae (Hymenoptera) é uma família considerada de grande importância por possuir espécies que regulam a população de outros insetos, sendo muito empregada em programas de controle biológico. Apesar da grande importância que exerce, principalmente em monoculturas agrícolas e florestais, ainda percebeu-se poucos estudos sobre a diversidade deste grupo associado aos plantios florestais

e áreas nativas. O objetivo deste trabalho foi realizar o levantamento preliminar da fauna de Ichneumonidae, avaliando a abundância e a riqueza do grupo em plantio de *Eucalyptus urophylla* e em vegetação nativa (Floresta Estacional Semidecidual Montana e Capoeira) no Planalto da Conquista, Bahia, Brasil para que se possa realizar futuros trabalhos de biomonitoramento. Foram efetuadas amostragens mensais de janeiro a agosto de 2016, com armadilhas Malaise. Foram identificados 150 espécimes de Ichneumonidae (107 machos e 43 fêmeas), distribuídos em doze subfamílias. Verificou-se que Cryptinae é a subfamília mais frequente, com 45% dos insetos coletados, sendo encontrada principalmente no ambiente de eucalipto (86%). Na área florestal, essa mesma família, juntamente com Banchinae representaram 65% dos indivíduos coletados. A Floresta Estacional Semidecidual Montana foi a área mais abundante, com 65% dos Ichneumonidae coletados, seguido do eucalipto (25%) e da capoeira (10%). Quanto à riqueza de subfamília, verificou-se um maior número na Floresta Estacional Semidecidual Montana, apresentando um total de nove subfamílias, seguida de Capoeira e eucalipto, ambos com cinco subfamílias. Campopleginae, Tersilochinae e Tryphoninae ocorreram somente na mata e Anomaloniinae, Metopiinae e Ophioninae somente na Capoeira.

Os resultados revelaram que a Floresta Estacional Semidecidual Montana é o local com maiores valores de abundância e riqueza, demonstrando que esta área é de grande importância para a manutenção da biodiversidade deste grupo, sendo assim necessária a conservação deste tipo de ambiente. Além disso, as diferenças nos resultados entre as localidades revelam que a fauna de Ichneumonidae pode ser utilizada como bioindicadores no monitoramento ambiental, além de possíveis agentes no controle de pragas do eucalipto.

PALAVRAS-CHAVE: Ichneumonoidea. Eucalipto. Floresta Estacional. Parasitoide. Controle biológico.

1 | INTRODUÇÃO

Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) é uma família de parasitoides com maior número de espécies dentro da classe Insecta, aproximadamente 60.000 espécies (TOWNES 1969). São caracterizados por serem endo e ectoparasitas de outros artrópodes, como aranhas, lepidópteros, coleópteros, neurópteros, dípteros, tricópteros, outros himenópteros, entre outros (QUICKE, 2013).

Esta família apresenta uma grande abundância em regiões como nordeste da América do Norte e Europa, bem como norte do Japão. A diversidade em áreas temperadas ocorre devido a alguns fatores, tais como a flora e a sazonalidade características destas localidades (OWEN, 1981).

No Brasil, têm sido realizados estudos que associam entomofauna e culturas agrícolas. Em monoculturas, como o café, por exemplo, ocorre uma alta diversidade de Ichneumonidae, estando as espécies associadas ao controle natural de outros insetos-pragas (FERNANDES, 2012). Silva (2017), no Planalto da Conquista, no sudoeste da Bahia, identificou as principais espécies deste grupo de parasitoide, pela importância que os mesmos possuem em regular o equilíbrio de lepidópteros desfolhadores em cafezais. Na cultura do milho desta mesma região, os Ichneumonidae também foram estudados por Barbosa (2016). Já pesquisas em outras monocultivos, como em eucaliptais, existe uma ausência de pesquisa deste tipo, principalmente nos plantios localizados no sudoeste da Bahia. Conhecer as subfamílias de Ichneumonidae é fundamental por se tratar de uma das principais famílias utilizadas em programas de controle biológico de pragas agrícolas e florestais no Brasil e no mundo (FERNÁNDEZ, 2006;).

Guerra e Penteado-Dias (2002), ao analisarem a abundância de subfamílias em região de mata mesófila, verificaram uma relação entre abundância de determinados táxons e aspectos biológicos do inseto, como o tipo de desenvolvimento e a capacidade de ocupação de diferentes nichos. Além disso, a disponibilidade de hospedeiros também influencia. Essa associação foi observada na subfamília Phygadeuontinae.

Desta forma, como a fauna dessa família ainda é pouco estudada em plantios de eucalipto e em áreas de vegetação nativa no sudoeste baiano e pela sua importância

bioecológica exercida nos agroecossistemas objetivou-se neste trabalho realizar o levantamento preliminar da fauna de Ichneumonidae, avaliando a abundância e a riqueza do grupo em plantio de eucalipto e em vegetação nativa (Floresta Estacional Semidecidual Montana e Capoeira) no Planalto da Conquista, Bahia, Brasil para que se possa realizar futuros trabalhos de biomonitoramento aplicado ao controle de insetos-praga.

2 | METODOLOGIA

A área de estudo fica situada no Planalto da Conquista na região sudoeste do estado da Bahia no município de Barra do Choça, (latitude 14°52′52″S e longitude 40°34′46″O), caracterizado pelo clima subúmido a seco (SEI, 2016).

Foram efetuadas amostragens mensais de janeiro a agosto de 2016 utilizando um total de cinco Malaise. Duas armadilhas foram instaladas em um plantio de 30 ha de *Eucalyptus urophylla*, originário de semente. As outras duas em um fragmento de mata nativa com aproximadamente 86 ha constituída de Floresta Estacional Semidecidual Montana e uma na Capoeira, na qual possui 6 ha (Figura 1).

Optou-se pelo uso de armadilha do tipo Malaise (armadilha de interceptação de voo) pois de acordo com MELO *et al.* (2012) é a armadilha mais adotada e eficiente na captura massiva de Ichneumonoidea. Em trabalhos de diversidade de himenópteros parasitoides utilizando essa armadilha obteve-se um número considerável de indivíduos de Ichneumonidae (AMARAL, *et al.*, 2005; DALL’OGLIO, *et al.*, 2003). Os potes coletores permaneceram no campo por uma semana e continham no seu interior cerca de 500 ml de solução de álcool etílico a 70%.



Figura 1: Armadilhas Malaise nas três áreas de estudo: (1A) Eucalipto; (1B) Capoeira; (1C): Floresta Estacional Semidecidual Montana. Barra do Choça-BA. Brasil. Foto: PAULA, R.C.A.L.

Os pontos amostrais das armadilhas foram: Ponto 1- $14^{\circ} 52'33.59''S$ e $40^{\circ} 41'45.25''W$ e Ponto 2- $14^{\circ} 52'35.99''S$ e $40^{\circ} 41'43.03''W$ (localizados no plantio de eucalipto); Ponto 3- $14^{\circ} 52'45.99''S$ e $40^{\circ} 41'40.3403''W$ (capoeira); Ponto 4- $14^{\circ} 52'57.16''S$ e $40^{\circ} 41'37.78''W$ e Ponto 5- $14^{\circ} 52'55.3''S$ e $40^{\circ} 41'36.00''W$ (mata) (Figura 2).

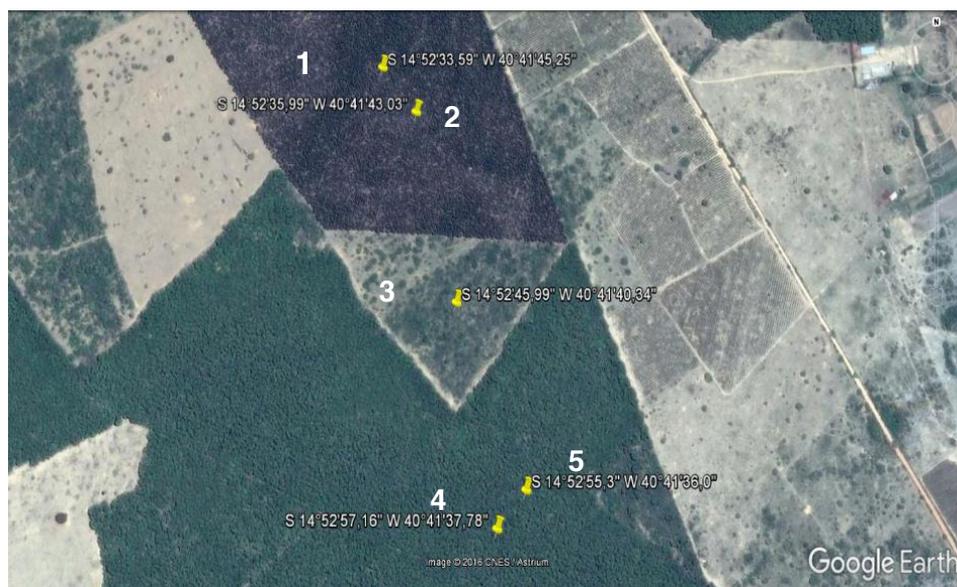


Figura 2: Imagem aérea da localização dos pontos amostrais nas áreas estudadas com as respectivas coordenadas geográficas. Pontos 1 e 2 : *Eucalyptus urophylla*. Ponto 3: Capoeira e Pontos 3 e 4: Floresta Estacional Semidecidual Montana. Barra do Choça-BA. Fonte: Google Earth (2017).

Os insetos capturados foram levados para o Laboratório de Biodiversidade do Semiárido (LABISA) lotado na Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), para a realização da triagem do material (Figura 3).



Figura 3: Insetos coletados para a realização da triagem. Fotos: PAULA, R.C.A.L.

A identificação das subfamílias de Ichneumonidae seguiu Hanson e Gauld (2006).

Analisou-se a frequência relativa (FR) das subfamílias de Ichneumonidae através da razão entre os indivíduos coletados de uma subfamília e a frequência absoluta de todos os indivíduos coletados (SILVEIRA NETO e outros, 1976), de acordo com a fórmula:

$$F:n/N \times 100$$

Onde:

F: percentagem de indivíduos coletados; n: número de indivíduos de cada subfamília;

N: número total de indivíduos amostrados.

A riqueza (S) das subfamílias foi dada pelo número total das subfamílias amostradas na área (SILVEIRA NETO e outros, 1976).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados 150 espécimes de Ichneumonidae (107 machos e 43 fêmeas), distribuídos em doze subfamílias (Figura 3).

Verificou-se que Cryptinae é a subfamília mais frequente, com 45% dos insetos coletados, sendo a subfamília predominante no ambiente de eucalipto (86%). (Figura 4). Resultado semelhante foi observado no levantamento de Comério *et al.* (2012) associada a cultivo de coco. Uma grande frequência de Cryptinae também foi encontrada por Kumagai (2002), em ambiente de Floresta Estacional Semidecidual Montana e em fragmentos florestais de Mata Atlântica Ombrófila Densa em diferentes estágios sucessionais, por Melo (2015).

Cryptinae é a maior subfamília de Ichneumonidae, amplamente distribuída na região Neotropical (HANSON; GAULD, 2006) e possuem grande variedade de hospedeiros, como Lepidoptera, Coleoptera, Diptera e ootecas de Aranae e Pseudoescorpionida (GOULET; HUBER, 1993).

A Floresta Estacional Semidecidual Montana foi a área mais abundante, com 65% dos Ichneumonidae coletados, seguido do eucaliptal (25%) e da capoeira (10%).

Quanto à riqueza de subfamília, verificou-se um maior número na Floresta Estacional Semidecidual Montana, apresentando um total de nove subfamílias, seguida de Capoeira e Eucalipto, ambos com cinco subfamílias. Campopleginae, Tersilochinae e Tryphoninae ocorreram somente na Floresta Estacional Semidecidual Montana e Anomalonimae, Metopiinae e Ophioninae somente na Capoeira (Figura 4).

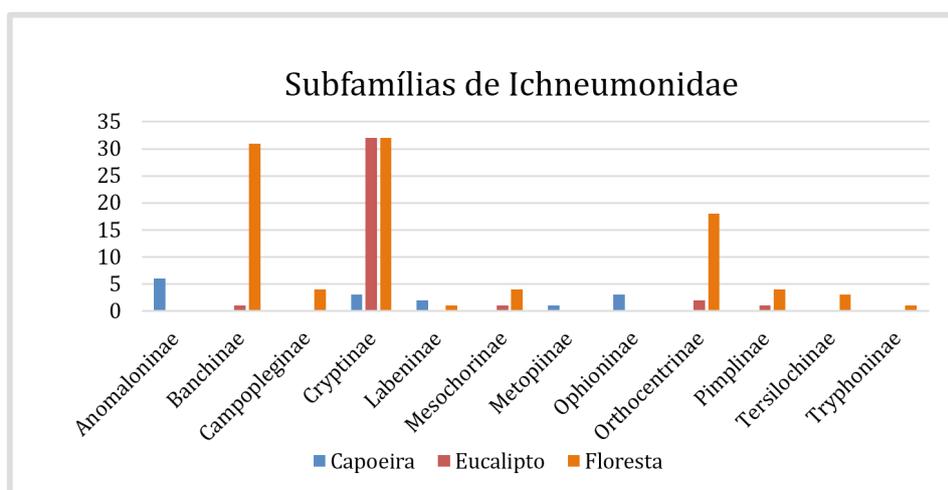


Figura 4: Subfamílias de Ichneumonidae encontradas no eucaliptal, na mata e na capoeira e sua abundância. Barra do Choça-BA. Brasil.

É provável que valores maiores de riqueza e abundância na área da mata estejam intimamente relacionados à umidade característica do habitat. De acordo com Townes (1972), a disponibilidade de água é um fator decisivo para a ocorrência de Ichneumonidae. Além disso, neste ambiente existe uma diversidade de flora que pode ter contribuído com o fornecimento de recursos, como hospedeiros e alimentos para os adultos, pois de acordo com Quicke (2015) fêmeas adultas de Ichneumonidae necessitam de uma alimentação rica em açúcares para a longevidade e para a viabilidade dos ovos.

Dall'oglio (2003) destacou que plantios de eucalipto contribuem para a diversidade de Ichneumonidae e, conseqüentemente, para a redução de insetos que podem ser considerados pragas para a plantação.

Zanuncio et al. (1993); Gallo et al. (2002) e Carrano-Moreira(2014) citaram várias espécies de Ichneumonidae que são consideradas parasitoides de pragas em eucaliptais, inclusive algumas espécies pertencentes às subfamílias encontradas no presente estudo como *Casinaria brasiliensis* (Campopleginae), *Ephialtes zapotecus sarsinae* (Pimplinae), *Neotheronia* sp. (Pimplinae) e *Theronia coaequata* (Pimplinae),

podendo existir outras.

Com relação às áreas de capoeira, a redução na abundância de parasitoides também foi observada por Thomazini e Thomazini (2002), no sudeste do Acre.

Durante o período estudado, os meses de maior ocorrência desses insetos foram fevereiro (verão chuvoso) e julho (inverno seco) (Figura 5) com predominância de Cryptinae no mês de fevereiro e Orthocentrinae em agosto (Figura 6). Tanque (2013) também encontrou maior abundância no período chuvoso que correspondeu entre os meses de outubro e abril. O autor ainda explicou que durante esse período há mais disponibilidade de recursos alimentares devido ao aumento de hospedeiros. Kumagai (2002) também obteve um aumento na abundância de indivíduos capturados devido a ocorrência de chuvas.

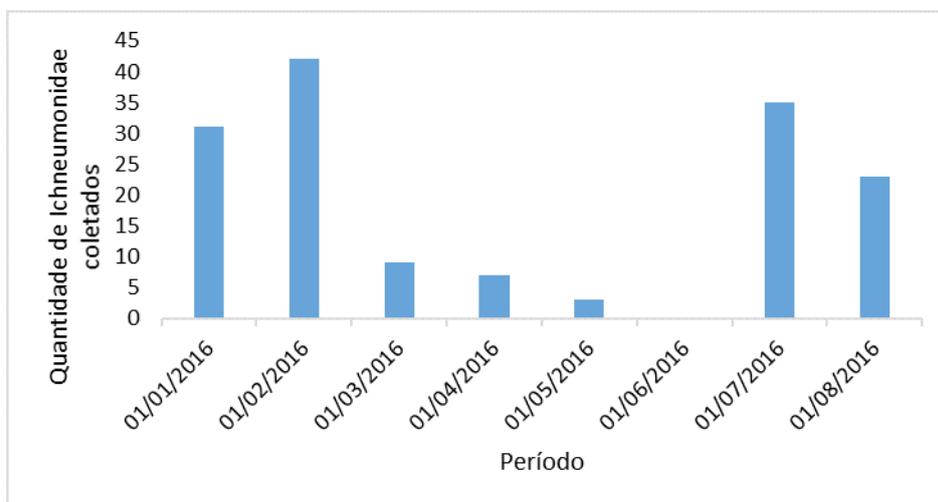


Figura 5: Flutuação populacional de Ichneumonidae capturados com armadilhas Malaise no eucaliptal, na mata e na capoeira, entre janeiro e agosto de 2016. Barra do Choça-BA. Brasil.

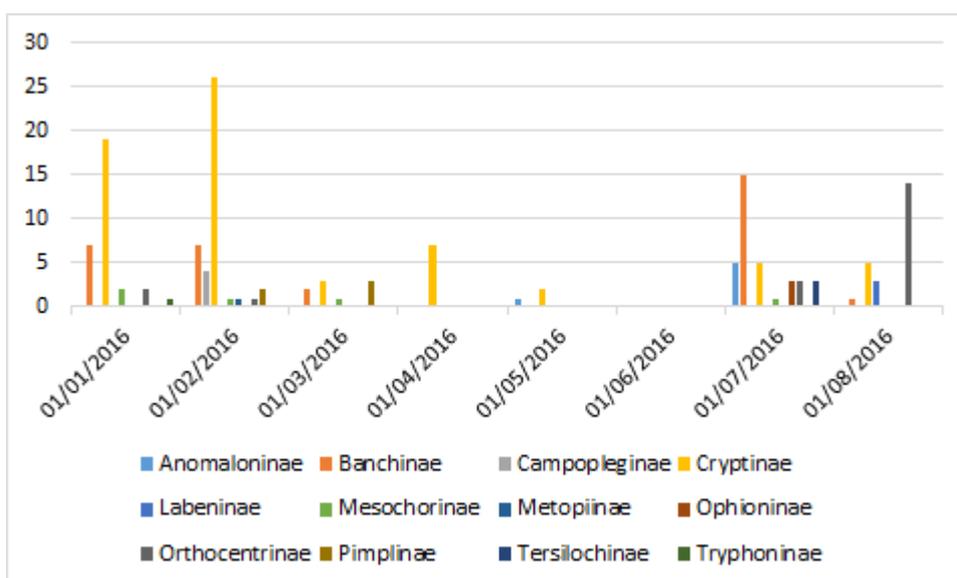


Figura 6: Flutuação populacional das subfamílias de Ichneumonidae capturadas entre janeiro e agosto de 2016. Barra do Choça-BA. Brasil. 2018

4 | CONCLUSÃO

A Floresta Estacional Semidecidual Montana é o local com maiores valores de abundância e riqueza, demonstrando que esta área é de grande importância para a sustentação da biodiversidade deste grupo, sendo assim necessária à manutenção e conservação deste tipo de ambiente, principalmente em proximidade de plantios de eucalipto. Além disso, as diferenças nos resultados entre as localidades revelam que a fauna de Ichneumonidae pode ser utilizada como bioindicadores no monitoramento ambiental. Maiores estudos devem ser realizados, em nível de espécie, pois existem nas áreas, presenças de subfamílias importantes para o controle de espécies-pragas da monocultura estudada.

5 | AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Luiza Figueiredo Camargo pela identificação dos Ichneumonidae.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, D. P.; FONSECA, A. R.; SILVA, C. G.; SILVA, F. M.; ALVARENGA JÚNIOR, A. **Diversidade de Famílias de Parasitóides (Hymenoptera: Insecta) Coletados com Armadilhas Malaise em Floresta Nativa em Luz, Estado de Minas Gerais, Brasil.** Arq. Inst. Biol., v.72, n.4, p.543-545, out./dez., 2005.
- BARBOSA, T.G. **Vespas parasitoides e predadoras (Hymenoptera) associadas ao cultivo de milho solteiro e consorciado em Vitória da Conquista -BA.** Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Vitória da Conquista, BA. 117f. 2016.
- CARRANO-MOREIRA, A. F. **Manejo Integrado de Pragas Florestais: conceitos, fundamentos ecológicos e táticas de controle.** 1ª edição. Rio de Janeiro: Technical Books, 349p. 2014
- COMÉRIO, E. F.; ONODY, H. C. ;BENASSI, V. L. R. M. **Levantamento da Fauna de Ichneumonidae (Hymenoptera) em Cultivo de Coqueiro Anão Verde Associado à Plantas Invasoras.** EntomoBrasilis (Vassouras), v.5, p. 109-114, 2012.
- DALL’OGLIO, O. T. **Heterogeneidade da vegetação vs. diversidade de Hymenoptera Parasitoides e Lepidoptera em plantios de eucalipto.** Tese (Doutorado em Entomologia) - UFV, Viçosa, 2003.
- DALL’OGLIO, O. T.; ZANUNCIO, J. C.; FREITAS, F. A.; PINTO, R. **Himenópteros Parasitóides Coletados em Povoamento de *Eucalyptus grandis* e Mata Nativa em Ipaba, Estado de Minas Gerais.** Ciência Florestal, v. 13, n.1, p. 123-129, 2003.
- FERNANDES, D. R. R. F. **Fauna de Ichneumonidae (Hymenoptera: Ichneumonoidea) em um Agroecossistema Cafeeiro no Estado de São Paulo.** Tese (Doutorado em Agronomia na área de Entomologia Agrícola) - UNESP, Jaboticabal, 2012.
- FERNÁNDEZ, F. Sistemática de los himenópteros de la Región Neotropical: Estado del conocimiento y perspectivas. In: FERNÁNDEZ, F. SHARKEY, M.J.(Eds). **Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical.** Sociedad Colombiana de Entomología Y Universidad Nacional de Colombia. P.7-35. 2006.

GALLO, D., NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S.; CARVALHO, R. P. L., BATISTA, G. C.; BERTI FILHO, E.; PARRA, J. R. P., ZUCCHI, R. A.; ALVES, S. B.; VENDRAMIN, J. D.; MARCHINI, L. C.; LOPES, J. R. S.; OMOTO, C. **Entomologia Agrícola**. Piracicaba: FEALQ. 920p. 2002.

GUERRA, T. M.; PENTEADO-DIAS, A. M. **Abundância de Ichneumonidae (Hymenoptera) em área de mata em São Carlos, Estado de São Paulo, Brasil**. Acta Scientiarum (UEM), v. 24, n.2, p.363-368, 2002.

GOULET, H.; HUBER, J.T. **Hymenoptera of the World: an identification guide to families**. Ottawa, Canada Communication Group, Publishing, p.668, 1993.

HANSON, P. E. & GAULD, I. D. **The Hymenoptera de la Region Neotropical**. Memoirs of the American Entomological Institute, Gainesville, n.77, p.1-994, 2006.

KUMAGAI, A. F. **Os Ichneumonidae (Hymenoptera) da Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, com ênfase nas espécies de Pimplinae**. Revista Brasileira de Entomologia, v.46. p.189-194, 2002.

MELO, I. F. **Estudo Taxonômico e Ecológico dos Ichneumonidae (Hymenoptera, Ichneumonoidea) em Área de Mata Atlântica em Diferentes Estágios Sucessionais, no Parque Estadual da Serra do Mar, São Luiz do Paraitinga, SP, Brasil**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015.

OWEN, J. **Species diversity of Ichneumonidae and Serphidae (Hymenoptera) in an English suburban garden**. Biological Journal of The Linnean Society, v. 16, p. 315-336, 1981.

Quicke, D.L.J. **The Braconidae and Ichneumonidae Parasitoid Wasps: Biology, Systematic, Evolution and Ecology**. 704p. 2015.

SEI - **Superintendência dos Estudos Econômicos e Sociais da Bahia**. 2016. Disponível em: http://www.sei.ba.gov.br/site/resumos/notas/2902906_NOTA.pdf. Acesso em: 22.mar. 2017.

SILVA, J.G. **Abelhas e parasitoides em diferentes sistemas de cultivo de café na região produtora do Sudoeste da Bahia**. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Programa de Pós-Graduação em Agronomia. 92f. 2017.

SILVEIRA NETO, S., NAKANO, O.; BARBIN, D.; VILLA NOVA, N.A., **Manual de ecologia dos insetos**. Piracicaba: Ceres. 1976.

TANQUE, R. L. **Composição, riqueza e abundância estacional de Ichneumonidae (Insecta: Hymenoptera) em fragmento florestal em área urbana e rural**. Tese (Doutorado em Entomologia) - Universidade Federal de Lavras – UFLA, Lavras, 2013.

TOWNES, H. **Ichneumonidae as biological control agents. Proc. Tall Timbers Conf. Ecol. Anim. Control Habitat Manage**, v.3, p. 235-248, 1972.

TOWNES, H. 1969. Genera of Ichneumonidae (Part 1). Memoirs of the American Entomological Institute 11:1-300.

THOMAZINI, M.J.; THOMAZINI, A. D. **Levantamento de insetos e análise entomofaunística em floresta, capoeira e pastagem no sudeste acreano. Embrapa Acre-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**. 2002.

ZANUNCIO, J.C.; SANTANA, D.L.Q.; NASCIMENTO, E.C.; SANTOS, G.P.; ALVES, J.B.; SARTÓRIO, R.C.; ZANUNCIO, T.V. **Manual de pragas em florestas: biologia, ecologia e controle**. Programa cooperativo de monitoramento de insetos em florestas-IPEF- SIF. Editora Folha Florestal. Vol. I. 1993. 143p.

THE BRAZILIAN FOREST CODE: IS IT AN ACT OF GREEDINESS OR A NEED FOR REALITY ADEQUACY?

Maria Conceição Teixeira

CIEP 347 Dr. Jorge Miguel Jayme, Sítio Bom Destino, Toyota, CEP 27510-970
Resende – Rio de Janeiro

Felipe Santana Machado

DCF UFLA, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000
Lavras – Minas Gerais
Escola Estadual Profª Ana Letro Staacks, Governo do Estado de Minas Gerais, Avenida Senador Milton Campos, 1 - Quitandinha, CEP 35180-058
Timóteo – Minas Gerais
Autor para correspondência: epilefsama@hotmail.com

Aloysio Souza de Moura

DCF UFLA, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000
Lavras – Minas Gerais

Ravi Fernandes Mariano

DCF UFLA, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000
Lavras – Minas Gerais

Marco Aurélio Leite Fontes

DCF UFLA, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000
Lavras – Minas Gerais

Rosângela Alves Tristão Borém

DBI UFLA, Campus Universitário, Caixa Postal 3037, CEP 37200-000
Lavras - MG.

ABSTRACT: Is the forest code really necessary

to maintain the competitiveness of the Brazilian agribusiness? This work explores the pros and cons of this Forest Code in order to evaluate the influence of environmental changes on water resources, and diversity of fauna and flora species, as well as commenting about lawmakers. Therefore, a literature review was used for a critical analysis and base of conflicting points of the aspects related to the theme. Nature responses came right after the promulgation of the Forest Code because for decades there has been no precautionary principle regarding environmental preservation, which generated an unprecedented water crisis. The consequences of the Forest Code go unnoticed by the society that, faced with so many emergencies, does not realize that the ecological balance is its ally and the only guarantee for a less arid future.

KEYWORDS: Ecology. Environmental politics. Forest Code 2012.

RESUMO: Seria o novo código florestal realmente necessário para manter a competitividade do agronegócio brasileiro? Este trabalho explora os prós e contras deste novo Código Florestal com o objetivo de avaliar a influência das alterações ambientais sobre os recursos hídricos, diversidade de espécies da fauna e flora, bem como apresentar alguns comentários sobre os autores da lei. Para tanto, se usou referências bibliográficas para

uma análise crítica e embasamento de pontos conflitantes dos aspectos relacionados à temática. Logo após a promulgação do novo código florestal veio a resposta da natureza, pois a décadas não há princípio de precaução quanto à preservação ambiental que gerou uma crise hídrica sem precedentes. As consequências do código florestal passam despercebidas pela sociedade que diante de tantas urgências não percebe que o equilíbrio ecológico é seu aliado e única garantia para um futuro menos árido.

PALAVRAS-CHAVE: Ecologia. Política ambiental. Código Florestal de 2012.

INTRODUCTION

The current national environmental scenario highlights an important sustainability issue. The water crisis, and consequently the energy crisis, came immediately after the approval of the Brazilian Forest Code (Brasil, 2012). A code that made environmental preservation less onerous, pardoned the environmental liabilities of farmers, and made the delicate situation of Brazil's forest remnants and their inherent diversity even more fragile. However, would such a change bring the law into line with the irremediable condition of national ecological and economic zoning or would it be a "ruralist" coup to exploit every square inch of arable areas?

Brazil is one of the most biodiverse countries on the planet. In addition to the Amazon Hileia, the largest tropical forest in the world, Brazil has two morphoclimatic domains: the Cerrado and the Atlantic Forest, which is considered by Myers et al. (2000) as "Hotspots" that are represented by areas of high amount of endemism but extremely endangered. According to Fonseca (1985) and the NGO SOS Mata Atlântica (1993), the Atlantic domain was (and still is) threatened with disappearance when it was estimated that only approximately 7% of its original coverage remained. More recently, satellite data have shown that approximately 11.7% of the Brazilian Atlantic Forest remains (Ribeiro et al., 2009). This data did not modify the Atlantic Forest landscape since the advent of this more precise methodology demonstrated that 83.4% of the total is formed by fragments smaller than 50 hectares, which brings concern from an ecological and conservationist point of view. This concern refers not only to the loss of biodiversity itself (Butchart et al. 2010), but also to the performance of the fauna and flora such as the inability of persistent habitat species (Pardini et al., 2010), problems in the displacement through the matrix (Püttker et al., 2011) propagules dispersion problems (Tabarelli et al., 2012), among other factors.

For Myers et al. (2000), the Cerrado domain is also considerate a conservation hotspot because the percentage of remnants of primary forests was at 20%. Klink and Machado (2005) reported that 30,000 km² per year were modified as a result of the opening of agricultural fronts that occupies 53% of the total Cerrado area.

In addition, the Caatinga, represented by an exclusively Brazilian domain, is equally threatened and ignored by researchers and by the Brazilian population. It is

estimated that between 30.4 and 51.7% of its total area has already been modified by some anthropic activity. This information places the Caatinga as the third most threatened Brazilian domain to disappear. Furthermore, if this last estimate is confirmed the Caatinga can pass the Cerrado regarding its threat status (Leal et al., 2005). In a scenario of such diversity and environmental disasters, would the adoption of a forest code be a measure that takes into account the precautionary principle?

One of the altered points in the Brazilian Forest Code refers to Areas of Permanent Preservation (APPs) such as riverbanks and springs. Both what should be preserved and what must be reconstituted/reclaimed by farmers has been changed, making existing riparian forests even less protected and far less areas to be replanted, depending on the size of the rural property. Such changes were proposed and modified to favor those farmers who no longer had APPs on their properties with the justification of not making their business economically unviable. However, actions that unprotect rivers, lakes, ponds and springs might allow their silting and reduce the volume, or even deplete the water that today has become the most valued commodity in the country.

Areas of Permanent Preservation have the function of protecting water bodies borders. Those riparian areas prevent the soil to be carried by rains into the bed of rivers and springs, causing their silting. It also prevents leachate materials (such as pesticides, fertilizers and various effluents) from directly reaching the source, altering its physico-chemical qualities. Faced with the knowledge about the fragility of the ecological balance, the proposition of such a code seems incoherent (see Ferreira et al., 2014; Azevedo et al., 2017) and the most probable hypothesis is that it becomes an advent that contributes to the rural owners in an ephemeral way, without being valued the services of long term rendered by a balanced and healthy environment that is necessary to agricultural production.

This paper explores the pros and cons of the 2012 Brazilian Forest Code, listing the (immediate and/or long-lasting) gains, as well as losses of the ecological balance, biodiversity and quality of life of present and future generations as provided by Article 225 of the Federal Constitution (Jusbrasil, 2015).

A literature review and critical analysis of scientific articles and websites that are specialized on environmental themes of sustainability and conservation were conducted. The Forest Code will be discussed under the current water crisis and its threat on the diversity of species - from invertebrates to mammals.

Main changes

The changes in this forest code are mainly due to five aspects: Legal Reservation (LR), Permanent Protection Area (PPA), Riparian forests (pertinent to PPAs), consolidated rural area and amnesty. Regarding LR, there have been changes in the LR calculation since areas of up to four fiscal modules does not need to be recomposed; the end of the endorsement and the permission of economic exploitation. The PPA

had its area defined from the regular water level of the water body; Floodplain areas, mangrove swamps, hillside forests, hilltops and areas with an altitude above 1800 meters can be used for economic activities.

The protection area of the riparian forest has been modified to: a) thirty meters for water courses of less than ten meters wide; b) fifty meters for water courses that are from ten to fifty meters wide; c) one hundred meters for water courses that are from fifty to two hundred meters wide; d) two hundred meters for water courses that are from two hundred to six hundred meters wide; and e) five hundred meters for water courses that are more than six hundred meters wide.

Furthermore, in the areas surrounding lakes and natural lagoons the minimum width is: (a) one hundred meters in rural areas, except for a body of water of up to twenty hectares, with a marginal margin of fifty (50) meters; and b) 30 (thirty) meters in urban areas. In addition, there was the establishment of the concept that consolidated rural areas up to four tax modules do not need to rebuild the native vegetation. Finally, the exemption of rural property owners from fines and penalties in force for irregular use of protected areas until July 22, 2008.

The Forest Code and the current water shortage

Vegetation integrity is fundamental to maintain the climatic stability in relation to the hydrological cycle, since approximately 38% of the rainwater of a given locality comes from the evapotranspiration of native vegetation or, more commonly, allochthonous vegetation. The water regulation promoted by the natural vegetation cycle in addition to improving the water quality, is also able to maintain the water volume of the rivers practically constant during the seasonal (see Tundisi & Tundisi, 2010).

Such hydro geomorphological factors must be considered in addition to the economic value, since the natural vegetation is necessary to maintain water quality, to recharge aquifers and atmospheric replacement by evapotranspiration in the control of the sedimentation, avoiding the silting (which preserves the volume of water), to the supply of organic matter fundamental to aquatic life, as well as being fundamental to terrestrial life as a refuge, shelter, foraging and reproduction site. Therefore, the suppression of these forests has an extreme impact on water quality and ecosystem services (Machado & Dupas, 2013). The deterioration of native vegetation decreases water quality and increases the costs of treatment for public water supply, while fountains located in protected and preserved areas require little treatment subsidy (Tundisi & Tundisi, 2010).

In addition to rivers and lakes, flooded areas are of ecological importance and also the least valued. They are fundamental as a buffer system, in the dissipation of erosive forces, in the control of floods, in the maintenance of water quality, in the recharge of aquifers, in the conservation and protection of terrestrial and aquatic biodiversity. The suppression of such flooded areas for any economic and/or social purposes would have

a much more negative than positive result (see Vilaça, 2015) for the local and regional socioeconomic system itself, causing water shortages and rising costs of treatment (Tundisi & Tundisi, 2010).

The arguments of Tundisi and Tundisi (2010) are taxactive to the real need for preservation. While in 2010 the water crisis was not yet announced, at least not so immediately, the statements of these authors show that knowledge about the consequences already existed and was eminent. However, knowledge can not overlap with the interests of public power. In this way the policies are focused on emergency actions that soften the public opinion, in addition to being more profitable, while long term policies do not exist and give place to the speculative policy of immediate results like the current forest code that would be more correctly if it were denominated “Ruralist Code”.

Influence of the forest code on biodiversity

The Convention on Biological Diversity (CBD/UN) of 2002 stated that biological diversity is being lost due to human activities. The causes are hunting (see Machado et al., 2013a), habitat loss, overexploitation, pollution, invasion of exotic species and climate change (Ribeiro & Freitas, 2010). According to Imperatriz-Fonseca and Nunes-Silva (2010), the Earth’s ecosystems have already lost 35% of mangroves, 40% of forests and 50% of flooded areas; In addition to overfishing that reduced fishing stocks by 80%. All this leads to a loss of 100 to 1000 times greater biodiversity than data from past centuries. Although Brazil is a signatory to the CBD, changing environmental legislation further increases biodiversity losses. Although a revision of the legislation is salutary to adapt it to the knowledge, the change of the SC did not fit in that context (Ribeiro & Freitas, 2010).

Among the ecosystem services essential to life and consequently the productive process of large and small rural producers is the pollination provided by insects of the *Apidae* family (bees). According to the FAO (Food and Agricultural Organization) 33% of the food produced by mankind depends on pollination by bees (Klein et al., 2007). In South America the pollination service was valued at 11.6 billion euros per year. The most effective way to maintain pollinators is to preserve their nesting sites and this will only be possible by conserving and improving the conditions of the remaining forest fragments (Imperatriz-Fonseca & Nunes-Silva, 2010).

Some groups are useful as environmental quality bioindicators. Freitas (2010) reports the implications of the forest code on the diversity of butterflies, which are important bioindicators, and points out the reduction of riparian forests (important points of connectivity) and the lower protection of areas of altitude and hill tops as the greatest disservices rendered by the Forest Code.

The reduction of areas destined to the maintenance of riparian forests, legal reserve and areas of altitude superior to 1800 meters proposed by the code will affect

the maintenance of the diversity of the ichthyofauna, causing species loss, faunistic homogenization and diminution of fish biomass due to the reduction of the role played by such ecosystems, such as: transfer of solar energy to the aquatic environment, interception of nutrients and sediments that would enter the water bodies and exchange of organic material between the terrestrial and aquatic environments. Most species of fish in Brazil are habitants of streams and this increases this relation with the riparian forests. These species are predators regulating populations of aquatic insects and algae, are important in the processing of organic matter, serving as major fish preys that are important to fishing activities (Casatti, 2010).

Amphibians are declining across the planet and certainly the loss of habitat caused by anthropic activities is the main factor (Toledo et al., 2010). Brazil is home to 17% of the global diversity of amphibians and the largest number of endemic species in the world with species being described each year. In this way, native vegetation and its associated fauna ought to be preserved (Toledo et al., 2010).

The Forest Code will also cause amphibian decline while encouraging deforestation and non-recovery of already deforested areas, as well as generating a cascade effect where states and municipalities will also review their Legislation based on the code. Suppression of vegetation causes consequences such as inbreeding depression due to habitat fragmentation, loss of microhabitats needed by specialized species (e.g., bromeliad species, that is, they depend on bromeliads for their reproduction) (Pederassi et al., 2012), increase in direct sunlight and consequent increase in UV-B radiation, higher volatilization of temporary water bodies causing greater loss of eggs and larvae (tadpoles), which contribute greatly to global warming, affecting the entire planet (Toledo et al., 2010).

In addition to these predictable general effects, there is the specificity of the Amphibia group that depends on the areas of riparian forest due to its ecological and evolutionary characteristics. The reduction of streams is one of the most worrisome factors since it reaches areas of great specificity and endemism. The diversity of amphibian species that inhabit streams is inversely proportional to the width of the water body, precisely where the protection area will be reduced (Toledo et al., 2010).

Among the approximately nine thousand species of reptiles in the world, 760 occur in Brazil (SBH, 2014). There are estimates that approximately 20% of species are at risk of extinction, with habitat loss being the most impacting anthropic factor (Marques et al., 2010). Reptiles have more localized distribution patterns and, as a consequence, are poorly represented in unique areas of preservation. Therefore, conservation at reduced scales in natural units such as microcatchments is better suited to cover as many species as possible. The end of the microbasins as a planning unit favors the concentration of Legal Reserves in single blocks, which do not represent the real diversity of local microhabitats (Marques et al., 2010).

Reducing protection in high altitude areas also negatively influences the preservation of reptiles, as they are typically rich in endemism. In addition, many of the

species that are not yet endangered may be harmed by the reduction of PPAs around water bodies because of their dependence on these riparian environments (Marques et al., 2010). Another factor would be the replacement of legal reserves by areas of silviculture (with exotic planting), since many species do not tolerate areas so altered by anthropic activities. Among the species that can be extinguished are those with molecules with pharmaceutical potential such as snakes. For instance, captopril is an antihypertensive from the venom of the jararaca (*Bothrops jararaca*) that could save countless human lives (Marques et al., 2010).

Brazil has the highest number of endangered birds; from the approximately 1834 bird species, 234 are endemic to that country (Develey & Pongiluppi, 2010). The further reduction of forests will be very detrimental to this zoological group as they are extremely dependent on the foraging, sheltering and breeding forests. Even the smallest forest fragments are important, for example, the trampolines (see Moura et al., 2015), which disperse specimens and prevent inbred reproduction and consequent inbreeding depression (Develey & Pongiluppi, 2010). Birds are important ecological components of the landscape (Moura et al., 2018; Moura et al., 2015). In addition to contributing to the dispersal of native plant species (Moura et al., 2016; Moura et al., 2017a; Moura et al., 2017b) and some to pollination, they are also important predators, capable of controlling pests that are harmful to human cultures, and the elimination of this environmental service would cause serious damage to the agroecosystem (Develey & Pongiluppi, 2010).

Regarding mammals, one-third of the worldwide species are at risk and, once again, among other factors, habitat loss is one of the main problems of preservation. Brazil has the second largest variety of species from the Mammalia class with 701 native species (Paglia et al., 2012), and legal reserves and PPAs are the main habitats that maintain these species. Mammals play key ecological roles in ecosystems (Machado et al., 2017; Machado et al., 2016; Machado et al., 2013b). For example, they can be pollinators, seed dispersers, and insectivores that aid in pest control. The reduction of natural habitat areas would represent, in addition to the risk of extinction of species of this group, an increase in the risk of disease transmission with a consequent deterioration of Brazilian public health (Galleti et al., 2010).

The real interests of the forest code

The main argument for the flexibilization of the Forest Code was the claim that compliance with the old law could reduce the competitiveness or even make the Brazilian agribusiness unfeasible, since external competitors did not face such a restriction. However Brancalion and Rodrigues (2010) evaluated that the current influence of the old Forest Code on production is negligible and largely compensated by considering the environmental services provided by ecologically preserved areas, in addition to enabling environmental certification that would add value to the Brazilian product.

Taking into account the gigantism of a continental country like Brazil and the reality of its macro and mini biomes, any attempt to change the Forest Code would have to be conducted by competent and bioethically sensitive people (Ab'Sáber, 2010). However, it was led by neophytes on sustainability issues subordinated to a parallel army of farmers who have more power than governors and mayors (Ab'Sáber, 2010). In this sense, the code has become another ruralist instrument to open fronts of production at any cost while there is no research to reuse degraded land or the interest of governments in fostering technologies to revitalize silty soils. In addition, the alleged promise of the code to enable small farms or to promote the employment bond of rural workers falls to the ground when the details of the precarious rural conditions prevailing in the interior of Brazil are analyzed (Ab'Sáber, 2010).

The "Forest Code" goes against the planetary counterpart of CO₂ reduction policies since such a liberalizing code will generate a wave of deforestation and uncontrollable emissions of this greenhouse gas. It cannot be conceivable that a project of national interest should be made with a view to favoring only a small part of the present generation (Ab'Sáber, 2010).

Ab'Sáber (2010) exposes the political deviation of the proposal that instead of serving the people, robs the people of their most precious possession, the constitutional right to a balanced and healthy environment necessary for life itself. Although as a disguise the elaboration of this code has been the viability of small properties, the water crisis subsequent to its approval demonstrates its moral fragility and usefulness as an instrument that should serve the sustainable development of the nation.

CONCLUSION

The Forest Code as a preservation tool serves to dissuade society since it will be directly and indirectly affected by the environmental impacts arising from a greater permissiveness of the legislation in relation to agribusiness actions and the lack of clarification on the theme of the National politicians.

It is evidenced that the Forest Code is against sustainability, reducing the chances of a healthy future. There are no favorable factors with its implementation.

The precautionary principle is completely ignored, as well as so many needs of the Brazilian population that in the face of so many urgencies cannot realize that a balanced environment is their ally and the only guarantee of a less arid future.

Reducing or simplifying preservation areas is not economically feasible; on the contrary, it is a suicidal decree practiced by every society that is alien to its own choice and relegated to the background along with its natural heritage, which is much more profitable than any annual monoculture, enriching a few part of the population and causing the marginalization of an entire ignorant society. There will be no profitable agribusiness without a balanced environment that subsidizes it ecologically.

REFERENCES

- Ab'Sáber, A. N. Do código florestal para o código da biodiversidade. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 331-335, 2010.
- Azevedo, V. M. et al. Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, p. 1-8, 2017. DOI: 10.1007/s10531-017-1316-x
- Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa [...] e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, n. 102, 28 maio, 2012.
- Brançalion, P. H. S. & Rodrigues, R. R. Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 63-66, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400009>
- Butchart, S. H. M et al. Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164-1168, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1187512>
- Cassati, L. Alterações no código florestal brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31-34, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400002>
- Develey, P. F. & Pongiluppi, T. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 43-45, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400005>
- Ferreira, J. et al. Brazil's environmental leadership at risk. **Science**, v. 346, n. 6210, p. 706-707, 2014. DOI: 10.1126/science.1260194
- Freitas, A. V. L. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 53-58, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400007>
- Fonseca, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 34, n. 1, p. 17-34, 1985. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(85\)90055-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(85)90055-2)
- Galetti, M. et al. Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 47-52, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400006>
- Imperatriz-Fonseca, V. L. & Nunes-Silva, P. As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 59-62, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400008>
- Jusbrasil. **Constituição Federal de 1988**. Available in: <http://www.jusbrasil.com.br/busca?q=Art.+225+da+Constitui%C3%A7%C3%A3o+Federal++Constitui%C3%A7%C3%A3o+Federal+de+88&c=1>. Accessed in July, 30, 2015.
- Klein, A. M. et al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 274, n. 1608, p. 303-313, 2007. DOI: 10.1098/rspb.2006.3721
- Klink, C. A. & Machado, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x
- Leal, I. R. et al. E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 139-146, 2005.

- Machado, F. H. & Dupas, F. A. Valoração de recursos hídricos como subsídio na gestão do manancial urbano do ribeirão do Feijão, São Carlos–SP. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, v. 33, p. 111-126, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2013.74305>
- Machado, F. S. et al.. Registros ocasionais de mamíferos de médio e grande porte na microrregião de Lavras e São João del Rei, Campo das Vertentes, Minas Gerais. **Revista Agrogeoambiental**, v. 9, p. 35-44, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v9n12017930>
- Machado, F. S. et al. New occurrences and biological aspects to four species of rodents (Mammalia: Cricetidae) from Brazil. **Revista Agrogeoambiental**, v. 8, p. 35-51, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v8n22016800>
- Machado, F. S. et al. Será que a temática da caça no Brasil tem recebido a atenção necessária?. **Revista Agrogeoambiental**, v. 5, n. 2, p. 49-60, 2013a. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v5n22013495>
- Machado, F. S. et al. Small mammals in high altitude phytophysiognomies in southeastern Brazil: are heterogeneous habitats more diverse?. **Biodiversity and Conservation**, v. 1, p. 1, 2013b. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0511-7>
- Marques, O. A. V. et al. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre os répteis brasileiros. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 39-42, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400004>
- Moura, G. W. et al. Diversidade de aves em praças de cidades do Triângulo Mineiro: riqueza, similaridade e aspectos biológicos. **NATUREZA ON LINE**, v. 16, p. 28-30, 2018.
- Moura, A. S. et al. Fruit consumption and dispersion to *Siparuna guianensis* Aublet, by *Guerlinguetus (ingrami) brasiliensis* Gmelin, to Minas Gerais State, Southeastern Brazil. **NATUREZA ON LINE**, v. 15, p. 14-17, 2017a.
- Moura, A. S. et al. Frugivory by birds in *Siphoneugena widgreniana* O. Berg (Myrtaceae) in the Chapada dos Perdizes, Minas Gerais, Brazil. **NATUREZA ON LINE**, v. 15, p. 35-40, 2017b.
- Moura, A. S. et al. Novos registros de interação de aves com recursos florais da corticeira, *Erythrina falcata* Benth., no Brasil. **Regnella Scientia**, v. 1, p. 23-29, 2016.
- Moura, A. S. et al. Riqueza, composição e similaridade da avifauna em remanescente florestal e áreas antropizadas no sul de Minas Gerais. **Revista Agrogeoambiental**, v. 7, n. 1, p. 41-52, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v7n12015656>
- Myers, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>
- Paglia, A P. et al. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional Papers in Conservation Biology**, v. 6, 2012.
- Pardini, R. et al. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos One**, v. 5, e13666, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- Pederassi, J. et al. The choice of bromeliads as a microhabitat by *Scinax argyreornatus* (Anura, Hylidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 2, p. 229-233, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842012000200001>
- Püttker, T. et al. Immigration Rates in Fragmented Landscapes Empirical Evidence for the Importance of Habitat Amount for Species Persistence. **Plos One**, v. 6, e27963, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1371/>

Ribeiro, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

Ribeiro, K.T. & Freitas, L. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 239-246, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400029>

SBH. Sociedade Brasileira de Herpetologia. **Lista de Répteis do Brasil**. Versão 2014. Available in <http://www.sbherpetologia.org.br/index.php/repteis>. Accessed in August, 14, 2015.

SOS Mata Atlântica. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1985–1990**. São Paulo, 1993.

Tabarelli, M. et al. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 7, v. 319-328, 2012.

Toledo, L. F. et al. A revisão do Código Florestal Brasileiro: impactos negativos para a conservação dos anfíbios. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 35-38, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400003>

Tundisi, J. G. & Tundisi, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-76, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400010>

Vilaça, D. R. C. O processo de transformação de uma lagoa em brejo e suas implicações conceituais na degradação ambiental: o caso da Lagoa Maria do Pilar. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 5, n. 2, p. 135-171, 2011.

DEFORESTATION SCENARIO IN THE SUSTAINABLE INCOME STATE FOREST (SFSI) GAVIÃO IN RONDÔNIA, WESTERN AMAZON.

Marcelo Rodrigues dos Anjos

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA/UFAM, Laboratório de Ictiologia e Ordenamento Pesqueiro do Vale do Rio Madeira – LIOP, Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente. Rua Vinte Nove de Agosto, n 786, Humaitá/AM

Rodrigo Tartari

Universidade Estadual de Maringá, Campus de Umuarama-PR, Departamento de Meio Ambiente DAM. Umuarama -PR

Jovana Chiapetti Tartari

Universidade Estadual de Maringá, Campus de Umuarama-PR, Programa de Pós-Graduação Nível Mestrado em Sustentabilidade, Umuarama -PR

Lorena de Almeida Zamae

Universidade Estadual de Maringá, Campus de Umuarama-PR, Departamento de Meio Ambiente DAM. Umuarama -PR

Nátia Regina Nascimento Braga Pedersoli

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA/UFAM, Laboratório de Ictiologia e Ordenamento Pesqueiro do Vale do Rio Madeira – LIOP, Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente. Rua Vinte Nove de Agosto, n 786, Humaitá/AM

Mizael Andrade Pedersoli

Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – PPGCA/UFAM, Laboratório de Ictiologia e Ordenamento Pesqueiro do Vale do Rio Madeira – LIOP, Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente. Rua Vinte Nove de Agosto, n 786, Humaitá/AM

Moisés Santos de Souza

Universidade Federal do Amazonas, Colegiado de Agronomia, PPG-BIONORTE, Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal, Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente. Rua Vinte Nove de Agosto, n 786, Humaitá/AM

Igor Hister Lourenço

Graduando em Agronomia pela Universidade Federal do Amazonas, Laboratório de Ictiologia e Ordenamento Pesqueiro do Vale do Rio Madeira - LIOP - Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente. Rua Vinte e Nove de Agosto, n 786, Humaitá/AM

ABSTRACT: The deforestation of protected areas in Amazon unleashes a series of negative social and environmental factors. Among the most well known are the social conflicts, biodiversity impoverishment, soil degradation and the generation of pollution sources in watersheds, reduction of offered social services, which are not yet considered in studies of environmental impacts, and when considered, don't have its proper economical value or end up undersized, resulting in lost of economic opportunities associated to the unsustainable use of natural resources in areas with conservation interests. This study have for objective to characterize the activities that are not in compliance with the legislation foreseen

in the “Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC” (Conservation Units National System), inside and around the “Floresta Estadual de Renda Sustentadas - FERS” (State Forest of Sustainable Income) “Gavião”, in the state of Rondônia. Using a series of Landsat images, it was found that, when created, the unit had 100% of its vegetation intact. Approximately one decade later, 8.5% of its vegetal cover was already suppressed, and in 2017, this number rose to 41%. The study showed that the temporary disordered occupation leads to suppression of vegetal cover in areas important to the biodiversity maintenance and environmental services, making the Conservation Units lose its main purpose.

KEYWORDS: Rondônia, Deforestation, Amazon.

INTRODUCTION

Along the evolution, humanity faced extensive geographic spaces with abundance of natural resources, in areas favorable to advance the processes of use, occupation and expansion.

The vision of the environment as an inexhaustible source of resources that came from the industrial revolution triggered exclusively economic development processes, resulting in severe environmental problems due to the unsustainable development model (LIMA et al., 2002).

In the industrial phase, the results from disturbances caused by human actions like the destruction and alteration of biological balance and terrestrial ecosystems are frequent. The intense industrialization process, associated to the population growth presses native areas, generate indiscriminate deforestation and disordered occupation, which are aggravating factors to the environmental imbalance (LIMA et al., 2002). In this context, the main environmental problems are related to the loss of biodiversity, the water cycle alteration and contributions to the global warming (FEARNSIDE, 2005).

The investments in Amazon began around the 70's (FEARNSIDE, 2005), however, the massive migratory flux to Amazonian lands, only began in the 80's and 90's, what promoted the occupation and the need of soil changes for agricultural purposes, construction of urban complexes and exploration of natural resources.

The Amazonian region is historically known by its accelerated deforestation rates. The loss of vegetal cover reached, in the 90's, around 1.9 million hectares, as stated by Laurence (2000). Besides the considerable reduction between 2005 and 2013 (NEPSTAD et al., 2014), the size of the annual deforestation area still at alarming levels. In 2015 the estimated deforestation rates in the Legal Amazon reached the mark of 5.831 km², what, compared to the registered in the previous year, represented an increase of 16%, according to data provided by PRODES/INPE (2017). Comparing to this data to the registered in 2004, a reduction of 79% can be observed, highlighting a significant decrease of the deforestation rate. A few hypothesis can explain what happened, like the recognition of the environmental and financial benefits from the

forest maintenance and even the lack of adequate infrastructure, like the highway paving that makes the load flow unfeasible (NEPSTAD et al., 2014),

The unordered land use tends to generate negative environmental impacts. The state of Rondônia for example, stand out as the third more deforested in the Legal Amazon, losing only to Mato Grosso and Pará states. In the 80's, thousands immigrants reached the state moved by promises of land, a result of occupation policies implanted in the past decades, which initiated an accelerated settlement program, facilitating the occupation processes and attracting people from all around the country. Nowadays the state represents one of most recent agricultural frontiers (SAMPAIO et al., 2003), with its economy concentrated in the agriculture, livestock and mineral and vegetal extractivism.

In order to change this reality, a few normative actions were made in the government sphere, where the forest areas were classified according to its finality and manage type. According to the Law nº 9,985 form 2000, instituted by the SNUC, there are norms and criteria for the creation, implementation and management of Conservation Units (CU's) as Integral Protection Conservation Units or of Sustainable Use (BRASIL, 2000).

In this context, the SFSI belongs to the category of conservation units of direct use, in other words, these are areas where the direct economic use and exploration of natural resources are permitted as long as it occurs planned and regulated by responsible organs (BRASIL, 1988).

The deforestation in the Brazilian Amazon Rainforest has attracted the attention of researches and public authorities in its diverse spheres, in search for policies that involves its measurement and control (CARVALHO et al., 2016). The deforestation increases can be easily associated to the opening and expansion of economic frontiers, an integral part of development strategies from many countries that compose the Amazonian basin (DINIZ et al., 2009). The discussions over the frontiers, however, is a subject that pervades a considerable part of the history from the National States formation, cause its associated, after all, to the incorporation and consolidation from the physic spaces and its domains, carrying interests and needs from the dominant production mode.

The actors and forces that conduce to deforestation varies over time and region, being the medium and large producers the main responsables, while the small producers can also act as important forces where concentrated (FEARNSIDE, 2005). From the areas occupied by small producers that have in its base a sustainable model, there are the Environmental Protection Areas - EPA (Áreas de Proteção Ambiental - APA), which belongs to the direct use conservation units category, as stated before, but unfortunately this production models contrasts with the reality.

The SFSI Gavião was created by the State Decree nº 7,604 from October 8, 1996, which predicted an area of approximately 440,396 hectares. It is situated in the Rondônia State and has its origin from one of the "block reserves" on phase III from the "POLONOROESTE" (NORTHEAST POLE), a management reserves plan elaborated

in 1996, through the Technical Cooperation from PNUD to PLANAFORO. The SFSI area belongs to the Union, and trails and signalization pillars mark it. The unit is located inside the Settlement Project Cujubim, created in July 7, 1984, consolidated by the resolution 51 from June 6, 2000.

In these areas is legally permitted the sustainable use of multiple forest resources and scientific research, with emphasis in methods for sustainable native forests exploration. That is in conformity with the law nº 9,985 from July 8, 2000, which institutes the SNUC and gives other arrangements in the article 2º, incise I. However, the consequence of this kind of use converges to the biodiversity protectionist ideology and orders area occupation dynamics, guaratiing the sustainable use of resources and common ecological services of private and public areas (BRASIL, 2000).

In practice, these principles are not applied. Deforestation fronts and its dynamic actions are investigated in this work through remote sensing techniques and geoprocessing.

BIBLIOGRAPHIC REVIEW

The Amazonian Hydrographical Basin comprehends an area of approximately 6.3 million square kilometers distributed among Brazil, Peru, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname and Bolivia (IBGE, 2018). These countries have responsibilities over the borders and the management and maintenance of the Amazonian ecosystem and its territories.

In Brazil, the Amazonian biome occupies approximately 5.4 million square kilometers, corresponding to 45% over the national territory, followed by the “Cerrado” (23.92%), the Atlantic Forest (13.04%), the “Caatinga” (9.92%), the “Pampas” (2.07%) and the “Pantanal” (1.76%) (IBGE, 2018). The Legal Amazon comprehend the states of Pará, Amazonas, Rondônia, Roraima, Acre, Amapá and parts of Tocantins, Mato Grosso e Maranhão.

The Amazonian biome is constituted by 1.6 million km² of Dense Ombrophilous Forest, 1.3 million km² of Open Ombrophilous Forest, 700 thousand km² of Savana, while the rest by Semidecidual and Decidual Seasonal Forest, Campinarana, Sapphic Savannah and Pioneer Ecotone Formation (Figure 1) (VELOSO et al., 1991)

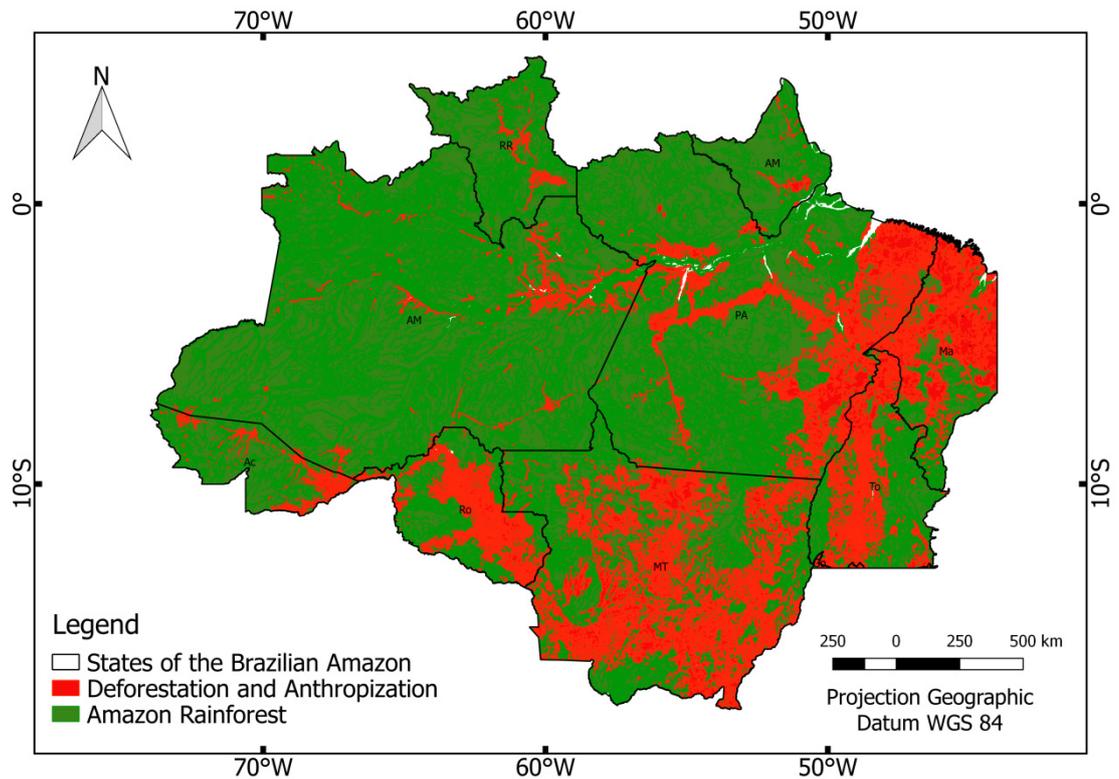


Figure 1. Brazilian Legal Amazon deforestation and anthropization. Source: Prodes/INPE (2017).

Over the years, in the South America occupation and development, most part of the native vegetation outside the Amazonian basin were eliminated, resting only as an example, just 12.5% of the original Atlantic Forest Biome (INPE, 2017). The deforestation activity over the Legal Amazon already reached almost 30 thousand $\text{km}^2 \cdot \text{year}^{-1}$ in 1995 and up to 20 thousand $\text{km}^2 \cdot \text{year}^{-1}$ in 2002 and 2004 (Figure 2).

This scenario has been decreasing over time, with deforestation index per state less than 5 thousand km^2 , accumulating, in 2018, an area superior to 420 thousand km^2 of identified deforestation. According to results provided by PRODES/INPE (2017), the Legal Amazon had already loss 22,56% of forest area to shallow cutting, where the states of Mato Grosso, Rondônia and Pará are responsible for 18.41% of this loss. If these values are added to other human activities, the estimations, according to Nobre (2014), can go up to 29.1%.

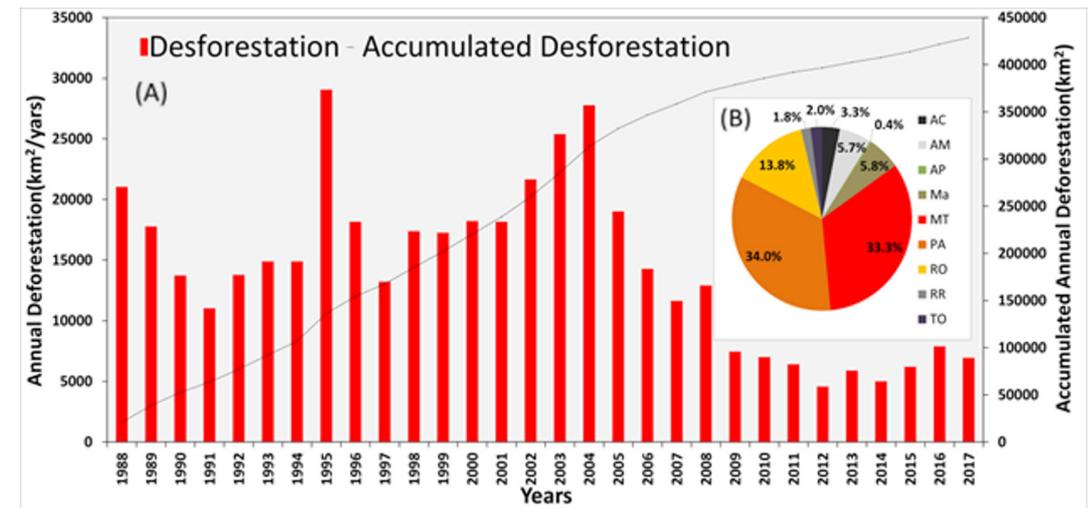


Figure 2. (A) Legal Amazon deforestation evolution. (B) Legal Amazon deforestation percentage per state. Source: PRODES/INPE (2017).

The regions that more suffered with the deforestation processes are: the Southern and Eastern portions of Pará, influenced by the construction of the highway Belém - Brasília; parts of Mato Grosso; and the axis that parts from the Rondônia state Southern region in Vilhena and goes until the Northern region of the state, in Porto Velho (Figure 1).

Exploration and development processes in the Southern Amazonian region were incentivized by the Brazilian government since the military regime, which fomented the construction of the highways: Belém – Brasília (BR-153); Manaus – Boa Vista (BR-174); Cuiabá – Porto Velho (BR-364); Transamazônica (BR-230); Cuiabá–Santarém (BR-163); among others that ramify from these (SORES-FILHO et al., 2006; NEPSTAD, et al., 2014; FEARNSSIDE, 2005).

The Rondônia state territorial occupation happened concomitant to the commodities market expansion, which occasioned the consolidation of its economy based on exporting extractive-agriculture, as previously occurred in other economic cycles, such as the rubber, chestnut and cassiterite (Dos Santos, 2014).

With the BR-364 construction in the 60's, which connected Cuiabá to Porto Velho, an intense colonization and exploration processes started in the so called Rondônia Federal Territory, with the occupation of lands along the highway, that, in its turn, incentivized by governmental propaganda, occasioned the intense migratory flux to the region (NUNES, 1997; DOS SANTOS, 2014). In the 70's, with the creation of the Programa de Integração Nacional - PIN (National Integration Program - NIP), the government aimed to integrate the North and Northeast Brazilian regions to the national economy, having as its milestone the construction of the BR's 230 and 163 (CARNIELLO et al., 2010).

Yet in the 70's, with the argument “integrar para não entregar” (integrate to not hand over), under the “Instituto de Colonização e Reforma Agrária - INCRA” (Agrarian Reform and Colonization Institute) coordination, integration projects with the slogan

“Rondônia, um novo Eldorado” (Rondônia, a new Eldorado) were implanted, looking to attract the South-Central country population, obfuscating the local conflicts already in course (DOS SANTOS, 2014).

Inside this migratory processes, not only the “nordestinos”, expelled by the dry, but also the Southern-Central people, expelled by the commodities popularization (both under the government flag), ended up incentivizing the deforestation, once the accelerated population growth (14.36% per year), raised even more the demand for natural resources such as wood, arable lands and areas for mineral exploration (SEDAM, 2017).

The highways in this region (Figure 3) are in its final stage of reconstruction, and will promote a great forest devastation. Quick transformation processes of the landscape for pasture use without deep survey studies over the genetic stocks, can cause the extinction of countless fauna and flora species (NEPSTAD et al., 2014).

Nowadays, besides its unpaved stretches and damaged bridges, the BR-319 is perfectly passable. There are strong political signs of commercial and population interests over the BR-319 reconstruction, aiming to provide terrestrial load flow to the industrial production in Manaus and provide access between the capitals of the Rondônia, Amazonas and Roraima states, yet facilitating the access to Caribbean in Venezuela through the BR-174 and the Guyana through the BR-401.

Soares-Filho et al., (2006) shows how alarming are the future scenarios for the Amazonian region, foreseeing countless forms of pressure over the forest, through the construction of highways, hydroelectrics, gas pipelines, besides agriculture and wood exploration; rather considering or not some kind of governance scenario over the deforestation control in the next years.

Soares-Filho et al., (2005) conducting a study covering the Amazonian basin, projected deforestation rates around 680 thousand km² until 2050, induced by the influence of opening new highways and reconstructing old ones. Fearnside & Graça, (2009) also highlights that the BR-319 reconstruction will affect the small interfluvium of rivers Purus e Madeira, and consequently affect countless endemic species, once the highway will connect cities that are located in these rivers channels.

Fearnside & Graça, (2009), considering the effect of the BR-319 in scenarios with and without the implantation of new Conservation Units (CU's), stated that the deforestation effects without the CU's can reach 5.1 million hectares. While the deforestation estimates with the CU's this number is lower to 3.4 million hectares until 2050.

Foreseeing the deforestation impacts in areas considered unclaimed, the Brazilian government established the creation of new CU's around the BR-319 as a tool to promote anticipated preservation, generating restrictions to the advance of occupation led by land invaders. The influence region of the possible impacts upcoming from the BR-319 reconstruction constitutes a territorial space of direct coverage of 164 thousand km², which in its turn, is composed by 46.3% of Federal CU's, 24.9% of State CU's,

18.9% of settlements and 9.8% of free areas (SOAVINSKI, 2009).

MATERIAL AND METHODS

The SFSI Gavião is located at the Northeast region of Rondônia State, inside the administrative political limits of Cujubim municipality. When created, in 1996, the vegetation was intact and preserving the hydrographical network as well as its biome found inside its limits (Figure 3).

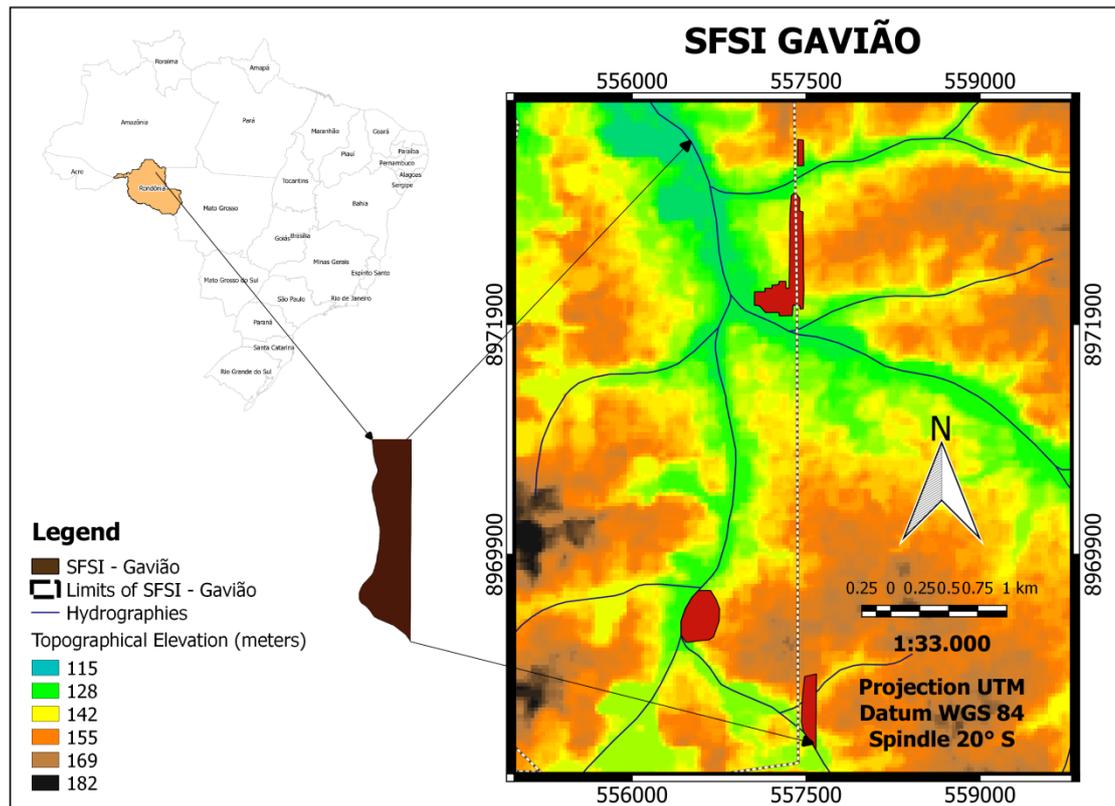


Figure 3. SFSI Gavião location in Rondônia state when created in 1996.

There is the presence of a school close to the SFSI Northwest limit, inside its amortization area ($62^{\circ} 30' 58''$ W / $09^{\circ} 14' 58''$ S). There are also many ranches of small dimensions in the SFSI surroundings, and close to the Southwest region (around 10 km), there is the nucleus urban formation of the Cujubim municipality. Close to the SFSI East limit (1.2 km) lies the rural occupation movement regarding to the year of 2004 ($62^{\circ} 27' 55''$ W / $09^{\circ} 19' 23''$ S).

According to INCRA-RO registers (Locations and Settlements), in the proximities (up to 20 km), other settlements can still be seen, like: the PA Cujubim II, created in December 11, 1995 - consolidated by the resolution 23 from December 5, 2002; the PA Machadinho, created in February 2, 1982 - consolidated by the resolution 28/98 e decree 101 from September 9, 2000; the PA Amigos do Campo, created in January 18, 1999 - in consolidation; the PA Agostinho Becker, created in August 17, 1999 - under structuring; and the PA Renascer, created in August 17, 1999 - under structuring.

A considerable part of its territorial extension is represented by the vegetation type: Open Ombrophilous Forest in lowlands with palm trees (Abp). It can also be observed, in its edges, areas of Open Ombrophilous Forest in submontane with palm trees (Asp) and others that belongs to the Anthropogenic Unit Category Ap+A = Livestock (pasture) + Agriculture (Figure 4)

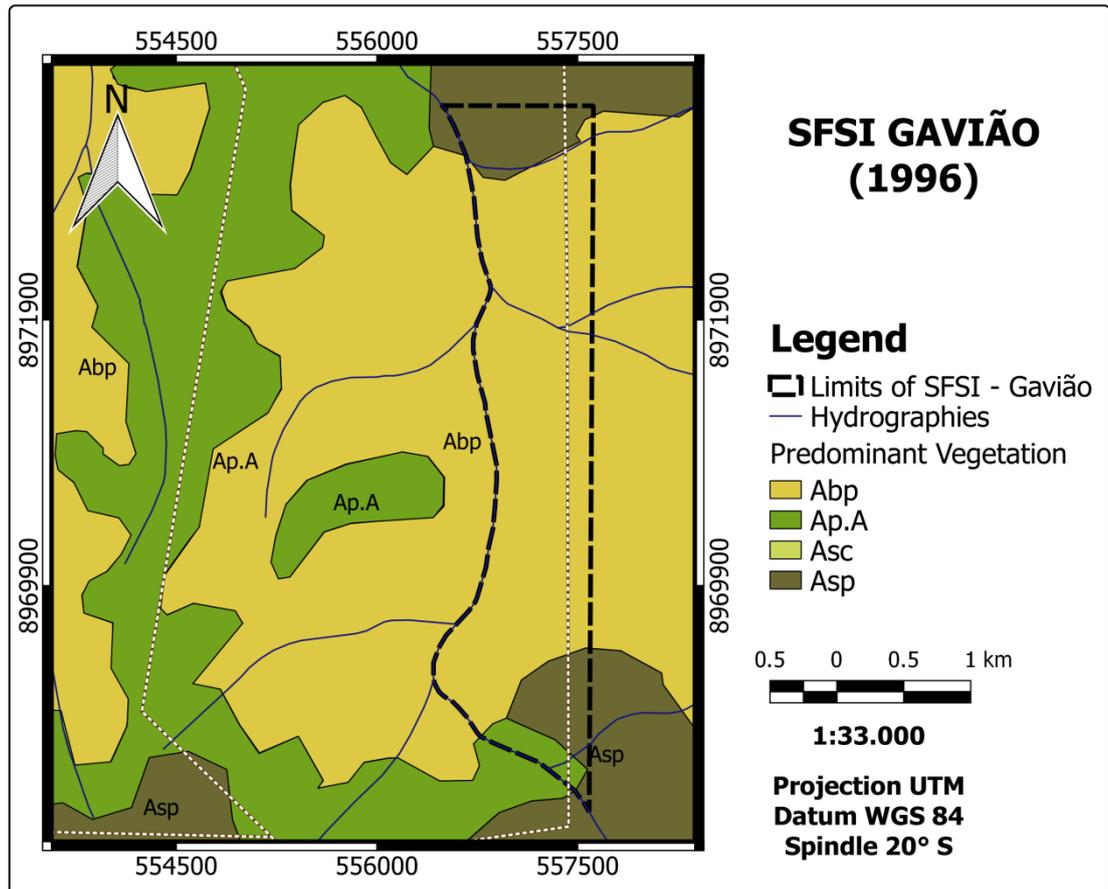


Figure 4. Vegetal cover categories in SFSI limits and surroundings (1996).

To analyze the visual interpretation of the real deforestation situation inside the SFSI, satellite images from years 1996 and 2006 were taken from Landsat 5 Sensor TM, while the images from 2017 were obtained from Landsat 8 Operational Land Imager (OLI). The images were obtained from the U.S. Geological Survey (USGS) available in (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). The chosen scenes do not present clouds and correspond to Orbit/Point 231/67, with passage dates in: July 20, 1996; may 13, 2006; and July 30, 2017.

Data were processed and manipulated in a Geographic Information System (GIS) through the program Qgis 2.8. The correction of the atmospheric effect was done by the Dark Object Subtraction (DOS). After the atmospheric corrections the bands were re-projected to the South hemisphere, cause the obtained images presents in North latitude for Datum WGS84 (World Geographic System 1984) (Latorre et al., 2002)

For the color composition, the bands 6(R), 5(G), 4(B) were used, once it possess equivalent results to the Landsat 5 (composition 5(R),4(G),3(B)). To obtain a image

with better spatial resolution, the 30 meters band merged with the band 8, which have 15 meters of spatial resolution from Landsat 8.

To the visual interpretation, polygons were delimited with the aid of a raster calculator, which has done the sum of deforested areas by the exportation of the metadata from the polygons to the software Excel.

“*In loco*” surveys were done with the aid of formularies, satellite images, a GPS Garmin and other field notes. The region occupants, employees, neighbors and other possible informants were interviewed. Consults to the responsible organs such as IBAMA, INCRA and the Federal Justice were also made in order to identify the occupations and the alteration of natural environment.

The proposed method follows a pattern for the SFSI evaluation in the Rondônia state, looking for assess the classes that composes the whole unit distributed in selective cuts, areas supposedly explored for the extraction of fine woods, formation of natural fields, exposed soil and regeneration areas.

RESULTS

Access roads

The SFSI surroundings are modified and constitutes the Cujubim urban nucleus (10 km). Roads and trails cut its interior, where its main access are lines LH CP-14, LH CA-02 and LH MO-07. This factor favors the access, and by consequence, the unit presents high rates of human occupation with an area of exposed soil around 17,2% of its total area.

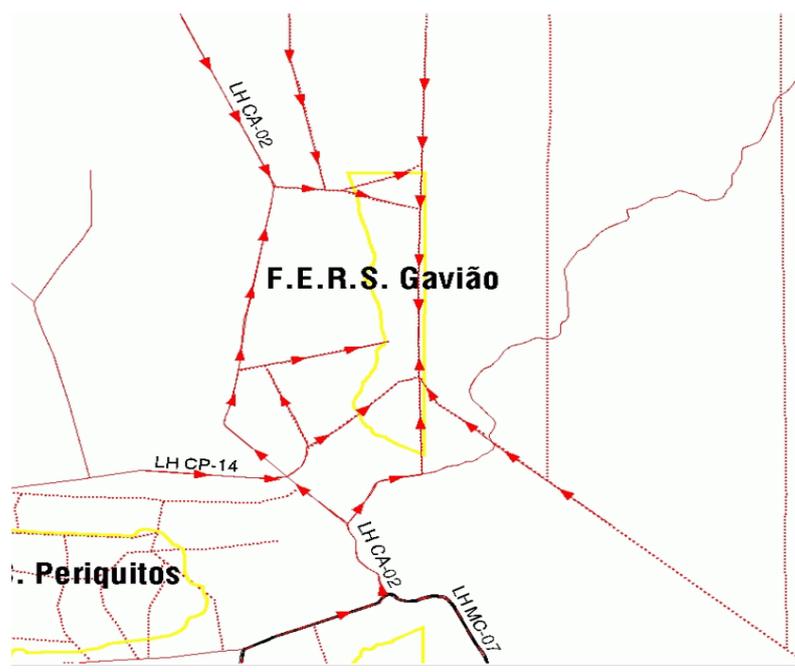


Figure 5. Main unit's access roads. Source: SIPAM (CTO/PV) - Trails; INCRA-RO - Roads and SEDAM-RO - Interurban lines (1:100.000).

Among the main observed consequences over the generated impacts in the

SFSI, the alteration of the hydrological cycle is one of the more concerning. Once the evapotranspiration processes are reduced due to the loss of natural vegetation, micro climate changes are generated through the air temperature and convective currents increases, consequently reducing rain clouds formation.

From a wider point view, it is commented that the Amazon represents an important source of humidity to other regions in Latin America, contributing to the precipitation regime in other areas of the continent. It also represents an important source of humidity to other regions in Brazil as well, such as: Central-West, Southeast and South region, contributing, according to Rocha et al., (2017) to the precipitation regime in these areas. This way, anthropogenic actions can affect the recycling and the hydrological cycle in a micro and macro scale.

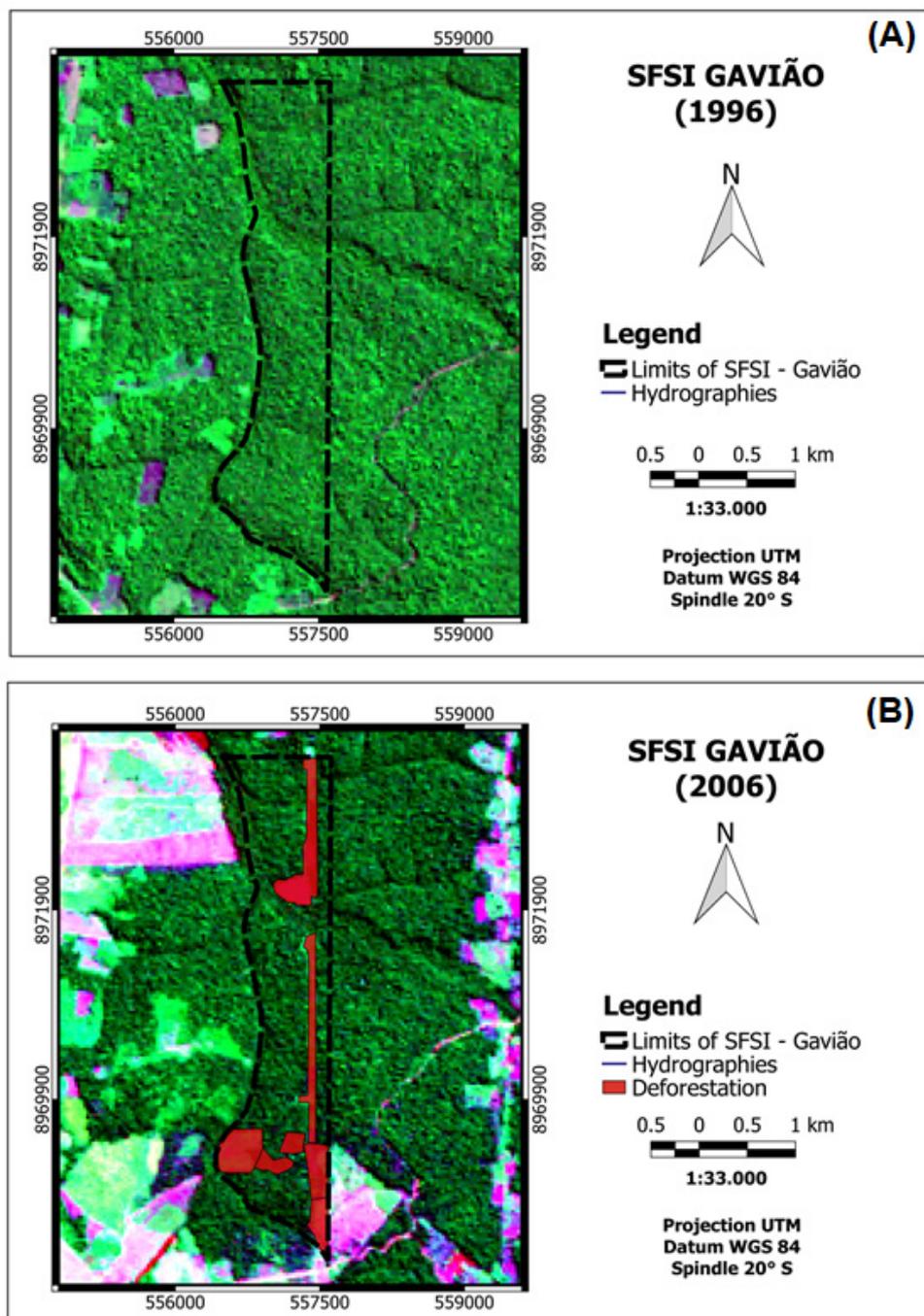


Figure 6. (A) SFSI's vegetational cover in the year of its implantation (B) SFSI's deforestation polygons in 2006 (Landsat 8).

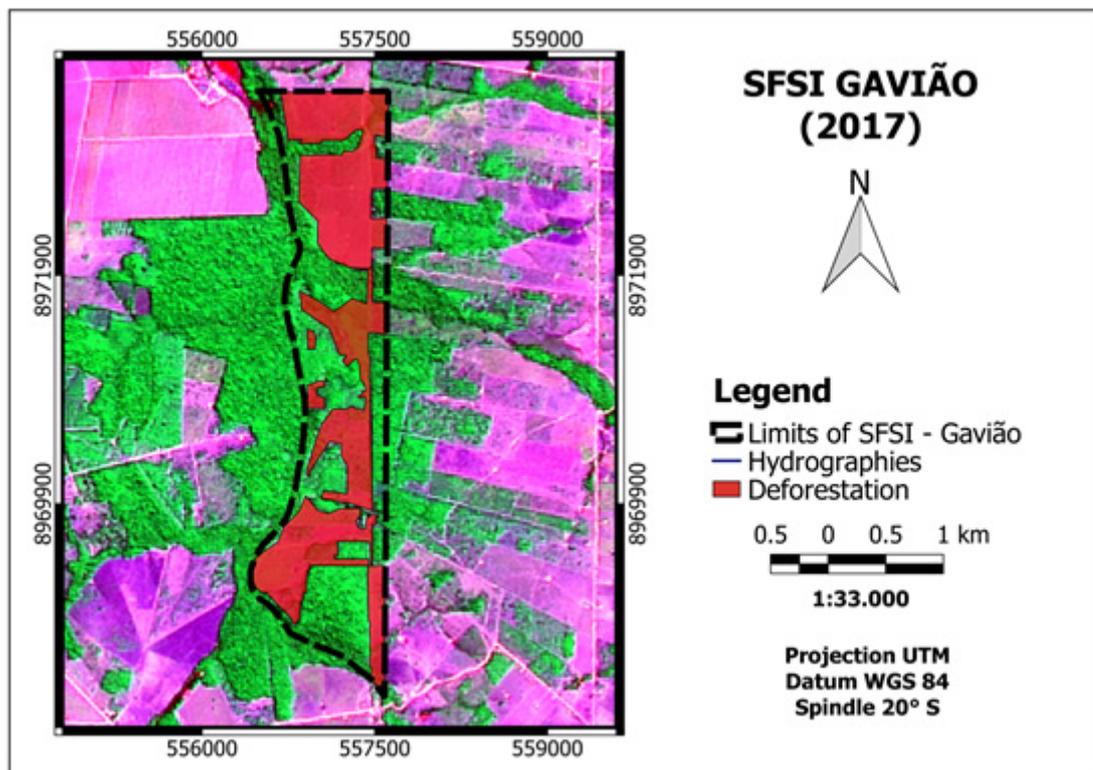


Figure 7. SFSI's deforestation polygons in 2017 (Landsat 8).

The erosion and the silting of water bodies resulting from the suppression of natural vegetation can let the soil uncovered and more susceptible to the erosive processes, leading to its impoverishment and compaction. The eroded material, by its turn, can be washed away to water bodies and consequently arise its water turbidity, what reduces the primary productivity, affecting the whole biodiversity dependent to this ecosystem and altering na natural basin dynamics.

In this study, as result obtained from the images analysis, we concluded that the unit presents high anthropization levels, with an area of exposed soil around 52.7% (Table 1). What can represent a huge problem, once exposed soils are more prone to suffer degradation, being one of the main consequences of this condition, the erosion, which in its turn can promote other major problems, as stated by Resende et al., 2013. In addition, the removal of vegetal cover compromises the soil microbial biomass, interfering in important biogeochemical processes. The tendency of the soil carbon stocks and other humic substances decrease is related, according to Araújo et al., (2011), to the suppression of vegetal cover.

Total Area = 437,2 hectares	1996	2006	2017
Deforestation (hectares)	0	98,4	230,4
Deforestation (%)	0	22,5	52,7

Table 1. SFSI's historical deforestation progress.

For the year of 2017, the deforestation scenario reached the mark of 230.4 hectares, representing 52.7% of the SFSI total area. In comparison to 2006, it had an expansion of 2.34 times the area. Another factor to be taken in consideration is the

lack of ecological corridors, what can heavily prejudice not only the medium and large mammals' dislocation, but also the small mammals, birds, reptiles and invertebrates (BROCARD & CÂNDIDO, 2012).

Large mammals are important agents in the forest maintenance for spreading seeds (in the case of herbivorous species), and as population controllers (in the case of carnivorous species). Despite, the other non mentioned populations also has very important functions in the forest ecosystem, such as pollination and organic matter decomposition.

The lack of ecological corridors promotes yet the decrease of genic flux between the fauna populations in a general form, what occasions the decrease of the individual's genetic variability, making these populations more susceptible to diseases, genetic fails, and other essential factors for their survival. Some of these threatened populations are very important for human activities (BROCARD & CÂNDIDO, 2012)

FINAL CONSIDERATIONS

Soil erosion and agriculture walks together. Since humans left nomadism and moved to fixed life systems, there was a need for intensive soil use, implying in a greater exposure to erosion (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2008). Poorly managed occupations favors accelerated indexes of erosion, consequently causing soil reserves exhaustion, destroying in a short period what nature took thousands of years to build (MALAVOLTA, 1989).

Rondônia is a clear example of a poorly managed occupation. It suffered accelerated deforestation ever since its creation, never taking in consideration the natural organisms and resources present in its territory. This process is continuous, don't respect CU's limits and it is boosted by the search for fine raw materials that are still abundant in the region. The constant vegetal suppression, if continue, can invariably extinct some fauna and flora species, including those not yet discovered by the science.

For Aaron et al., (2001) the environmental protection areas implanted in the national territory have the function of decrease the deforestation process, especially in the Brazilian Legal Amazon, figuring as an important instrument of public policies. Unfortunately, these results cannot be seen given the little amount of CU's implanted over the country, the failure of the past public policies applied in the region and the growing demand for lands.

REFERENCES

Aaron, G. B; Raymond, E. G.; Rice, R. E. E Fonseca, G. A. "Effectiveness of Parks in Protecting Tropical Biodiversity". Science 291, 2001, pp. 125-128.

ARAÚJO, E.A.; KER, J.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R. & OLIVEIRA, E.K. **Impacto da conversão**

floresta - pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. Acta Amazônica, v. 41, p.103-114, 2011.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. Ícone. ed. 6, p. 355. São Paulo, 2008.

Brasil. **Lei n.º 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.

Brasil. **Resolução Nº 10, de 14 de dezembro de 1988** - O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, no uso das atribuições que lhe confere o art. 8º, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e o art. 7º, do Decreto nº 88.351, de 1º de junho de 1983.

BROCARDI, C. R.; CÂNDIDO JÚNIOR, J. F. **Persistência de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de floresta ombrófila mista no estado do Paraná, Brasil.** Revista Árvore, v. 36, n. 2, 2012.

CARNIELLO, M. F.; RICCI, F.; TADEUCCI, M. S. R.; FERREIRA, V. M. S. **O Estado de Rondônia e os programas de desenvolvimento regional.** In: X Encontro Latino Americano de Pós-Graduação, 2010, São José dos Campos. Biodiversidade: conservação, preservação e recuperação, 2010.

CARVALHO, T. S.; MAGALHÃES, A. S. DOMINGUES, E. P. **Desmatamento e a contribuição econômica da floresta na Amazônia.** Estudos Econômicos, v. 46, n. 2, p. 499-531, São Paulo, 2016.

DINIZ, M. B.; OLIVEIRA J., J. N.; NETO, N. T.; DINIZ, M. J. T. **Causas do desmatamento da Amazônia: uma aplicação do teste de causalidade de Granger acerca das principais fontes de desmatamento nos municípios da Amazônia Legal brasileira.** Nova Economia, v. 19, n. 1, Belo Horizonte, 2009.

DOS SANTOS, V. . **O Processo de ocupação de Rondônia e o impacto sobre as culturas indígenas.** Revista Fórum Identidades, v. 16, n. 16, 2014.

FEARNSIDE, P. M. **Deforestation in the Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences.** Conservation Biology, v. 19, p. 680–688, 2005.

FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A. **Br-319: a rodovia Manaus-Porto Velho e o impacto potencial de conectar o arco de desmatamento à Amazônia central.** Novos Cadernos NAEA, v. 12, n. 1, p. 19-50, 2009.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapas de Vegetação** Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/website/vegetacao/viewer.htm>>. Access in April 18, 2018.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **CCD-CBERS2 e TM-LANDSAT5.** Available in: <<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>>. Access in April 18, 2018.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos.** CPTEC. Available in: <http://www.cptec.inpe.br/>>. Access in April 18, 2018.

LATORRE, M.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; CARVALHO, A. P. F.; SHIMABUKURO, Y. E. **Correção atmosférica: conceitos e fundamentos.** Espaço & Geografia, v.5, n.1, p.153-178, 2002.

LAURANCE, W. F. **Mega-development trends in the Amazon: implications for global change.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 61, p. 113-122, 2000.

LIMA, J. S.; SANTO, A. A.; GOMES, S. S.; AGUIAR, A. C.; SALLES, P. A.; CARVALHO, G. C. **Biossistemas na Avaliação do Efeito de Biossólido na Recuperação de Áreas Impactadas.** Anais

do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Vitória - ES, 2002.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. Ed. Agronômica. ed. 5. São Paulo, 1989.

NASA. National Aeronautics and Space Administration. **Geocover Landsat Global Coverage**. Available in: <<https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid>>. Access in April 18, 2018.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; MOTTA, R. S.; ARMIJO, E.; CASTELL, L.; BRANDO, P.; MATT. C. H.; MCGRATH-HORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. **Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains**. Science, v. 344, 1118-1123, 2014.

Nobre, A. D. O. **Futuro Climático da Amazônia. Relatório de Avaliação Científica**. Articulación Regional Amazônica. 42 p. 2014.

NUNES, D. **Desmatamento e unidades de conservação em Rondônia**. PRESENÇA, p. 61, 1997.

PLANAFLORO. **As Unidades de Conservação de Rondônia**. 2.ed. Porto Velho, 2002. 97p.

PRODES/INPE. **Projeto PRODES - monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite**, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE, 2017.

RESENDE, A. S.; CHAER, G. M.; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, A. P.; LIMA, K. D. R.; CURCIO, G. R. **Uso de leguminosas arbóreas na recuperação de áreas degradadas**. Tópicos em Ciência do Solo, ed. 8, p. 71 – 92. Viçosa, 2013.

Rocha, V. M.; Correia, F. W. S.; Silva, P. R. T.; Gomes, W. B.; Vergasta, L. A.; Moura, R. G.; Trindade, M. S. P.; Pedrosa, A. L.; Silva, J. J. S. **Reciclagem de Precipitação na Bacia Amazônica: O Papel do Transporte de Umidade e da Evapotranspiração da Superfície**. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 32, n. 3, p. 387-398, 2017.

SAMPAIO, F. A. R.; FONTES; F. A. R.; COSTA; L.E.F.; L.M & JUCKSCH, I. **Balço de nutrientes e da fitomassa em um argissolo amarelo sob floresta tropical amazônica após a queima e cultivo com arroz**. Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 27, p. 1161-1170, 2003.

SECRETARIA DE ESTADO DO DESENVOLVIMENTO AMBIENTAL (SEDAM). **Diagnóstico do desmatamento nas unidades de conservação estaduais de Rondônia 2015-2016**. Available in: <http://www.sedamro.gov.br/images/COGEO_DOWNLOADS/Diagnostico_desmatamento> Access in: 01.04.2018.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L. M.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R. A., RAMOS, C. A.; SCHLESINGER, P. **Modelling conservation in the Amazon basin**. Nature, v. 440, n. 7083, p. 520, 2006.

SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D. C.; CURRAN, L.; CERQUEIRA, G. C.; GARCIA, R. A.; RAMOS, C. A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; McGRATH, D. **Cenários de desmatamento para a Amazônia**. Estudos Avançados, v. 19, n. 54, p. 137-152, 2005.

SOAVINSKI, R. J. **Unidades de Conservação na área de influência da BR 319**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, PowerPoint Presentation, June, 2009.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, Jorge Carlos Alves. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Ibge, 1991.

DIVERSIDADE DE ESTRUTURAS SECRETORAS VEGETAIS E SUAS SECREÇÕES: INTERFACE PLANTA-ANIMAL¹

Daiane Maia de Oliveira

UNESP, Instituto de Biociências de Botucatu, SP, Brasil. Departamento de Botânica. Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica).

Elza Guimarães

UNESP, Instituto de Biociências de Botucatu, SP, Brasil. Departamento de Botânica.

Silvia Rodrigues Machado

UNESP, Instituto de Biociências de Botucatu, SP, Brasil. Departamento de Botânica. Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Botânica).

RESUMO: Estruturas secretoras estão envolvidas com a síntese, armazenamento e liberação de diversas substâncias, muitas delas diretamente associadas com interações planta-animal. Espécies de Bignoniaceae são caracterizadas pela presença de diferentes estruturas secretoras como tricomas glandulares, glândulas pateliformes, idioblastos e nectários em órgãos vegetativos e reprodutivos. O conhecimento da diversidade morfológica e histoquímica das glândulas foliares e florais em espécies de *Jacaranda* Juss é fundamental sob o ponto de vista biológico, ecológico e farmacológico. Neste trabalho, serão apresentados resultados obtidos para *Jacaranda mimosifolia* D. Don, uma espécie

amplamente utilizada em arborização urbana e programas de reflorestamento.

PALAVRAS-CHAVE: Anatomia, histoquímica, nectário, interações bióticas.

ABSTRACT: Secreting structures are involved with the synthesis, storage and release of various substances, many of them directly associated with plant-animal interactions. Bignoniaceae species are characterized by the presence of different secreting structures such as glandular trichomes, pateliformes glands, idioblasts and nectaries in vegetative and reproductive organs. The knowledge of the morphological and immunohistochemistry diversity of the foliar and floral glands in *Jacaranda* Juss species is fundamental from a biological, ecological and pharmacological standpoint. In this work, results will be presented to *Jacaranda mimosifolia* D. Don, a species widely used in urban forestry and reforestation programs.

KEYWORDS: Anatomy, histochemistry, nectary, biotic interactions.

1 | INTRODUÇÃO

Jacaranda Juss., da tribo Jacarandaeae, compreende 49 espécies, das quais 39

1- O presente trabalho foi agraciado com menção honrosa, selecionado entre os melhores trabalhos apresentados no XIII Congresso de Ecologia do Brasil e III International Symposium of Ecology and Evolution, realizados de 08 a 12 de outubro de 2017 na Universidade Federal de Viçosa – MG, Brasil.

são endêmicas do Brasil (Olmstead et al., 2009). Este gênero se destaca entre as Bignoniaceae pelo potencial farmacológico e medicinal de suas espécies (Hussain et al 2007). Embora estruturas secretoras sejam mencionadas para representantes deste gênero (Guimarães et al., 2015), pouco se conhece sobre a sua diversidade morfológica e funcional. Os compostos secretados por estas estruturas mediam a maioria das interações planta-animal (Valkama et al., 2005). Neste trabalho, serão apresentados resultados morfológicos e histoquímicos obtidos para *Jacaranda mimosifolia*, uma espécie arbórea bastante utilizada na arborização urbana (Fig.1).

2 | MATERIAL E METODOS

O presente estudo foi realizado na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus Universitário de Botucatu, no Laboratório de Anatomia Vegetal e Laboratório de ecologia e evolução das interações planta-animal. Imagens morfológicas foram obtidas com auxílio de microscópio estereoscópio Leica M205C equipado com câmera digital Leica DFC245 e software LAS. Para os estudos anatômicos, as amostras de folhas e verticilos florais foram fixados separadamente em solução de formalina neutra tamponada (FNT) e conservadas em álcool etílico 70% (Jensen 1962) e incluídos em glicol metacrilato (Historesin, Leica Instruments). Secções transversais, longitudinais e paradérmicas de 5 - 10 μm de espessura, foram obtidas em micrótomo rotativo e após coloração com azul de toluidina a 0,05%, pH 4,7 (O'Brien et al. 1964), os cortes foram montados em resina acrílica e observados no fotomicroscópio Leica com câmera digital acoplada Leica DFC 425. Secções transversais obtidas à mão livre de amostras de material recém-coletado foram submetidas aos seguintes testes histoquímicos: lugol para amido (Johansen 1940); vermelho de rutênio (Johansen 1940), ácido tânico (Pizzolato & Lillie 1973) para polissacarídeos; azul de bromofenol (Mazia et al. 1953) para proteína; Sudan IV, Sudan black (Pearce 1980); cloreto férrico (Johansen 1940), para fenólicos gerais; azul do Nilo (Cain 1947) para lipídios neutros e lipídios ácidos e α -naftol e cloridrato de dimetilparafenileno diamina - NADI (David & Carde 1964) para óleos essenciais e óleo-resina. Testes controle foram realizados simultaneamente, de acordo com as recomendações dos respectivos autores.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Glândulas do tipo cupular/pateliforme, com abundância de grãos de amido nas células da cabeça e espaço subcuticular amplo (Figs. 3,17-20) ocorrem no pedicelo floral. Este tipo de estrutura, considerado nectário extrafloral, está comumente associado a interações mutualistas com formigas (Correa et al., 2005). Tricomas peltados ocorrem em depressões epidérmicas das folhas (Figs. 4,5), sépalas e pétalas (Fig. 2) e contém secreções compostas por óleo-resina e proteínas (Figs.11-16). Essas substâncias geralmente estão associadas à proteção de órgãos vegetativos

e reprodutivos contra antagonistas (Knaak & Fiuza 2010). Tricomas glandulares capitados, produtores de óleos essenciais (mono e sesquiterpenos) ocorrem por todo o estaminódio (Fig. 6-8,21-27) e na base dos estames (Figs.9,28-35). Terpenos estão envolvidos na sinalização química relacionada à atração de polinizadores (Franco et al. 2015). Nectário floral, disco ovóide na base do ovário (Fig. 10), exibe região central parenquimática vascularizada e abundância de grãos de amido (Fig. 36-40). O néctar secretado pelo disco acumula-se na câmara nectarífera e representa um recurso trófico, altamente energético, para diversos visitantes florais. As diversas substâncias detectadas nas glândulas foliares e florais de *J. mimosifolia* podem desempenhar importante papel ecológico nas interações bióticas.

REFERÊNCIAS

- CAIN, A. J. **The use of Nile blue in the examination of lipoids.** Quarterly Journal of Microscopical Science. v. 3, n. 3, p. 383-392. 1947.
- CORREIA, M. C. R.; PINHEIRO, M. C. B.; LIMA, H. A. **Biologia floral e polinização de *Arrabidaea conjugata* (Vell.) Mart. (Bignoniaceae).** Acta Botanica Brasilica. v. 19, n.3, p. 501-510. 2005.
- DAVID, R.; CARDE, J.P. **Coloration différentielle des pseudophylles de *Pin maritime* au moyen du réactif de Nadi.** Paris. Comptes Rendus De l'Academie Des Sciences. v. 258, n. 1, p. 1338–1340. 1964.
- FRANCO, D. P.; GUERREIRO, J. C.; RUIZ, M. G.; SILVA, R. M. G. **Evaluación del potencial insecticida del néctar de *Spathodea campanulata* (Bignoniaceae) sobre *Sitophilus zeamais* (Coleoptera: Curculionidae).** Revista Colombiana de Entomología. v. 41, n. 1, p. 63-67. 2015.
- GUIMARÃES, E.; NOGUEIRA, A.; NETTO, C. G. D.; MACHADO, S. R. **Pollination of *Anemopaegma album* (Bignoniaceae) with focus on floral nectar as the mediator of interactions with mutualistic and antagonistic bees.** International Journal of Plant Reproductive Biology. v. 7, n. 1, p. 177-188. 2015.
- HUSSAIN, H.; KROHN, K.; AHMAD, V. U.; MIANA, G. A.; GREEN, I. R. **Lapachol: an overview.** Arkivoc. v. 2, n.1, p 145-171. 2007.
- JENSEN, W. A. **Botanical histochemistry: principles and practice.** San Francisco: Freeman Press. 480 pp. 1962.
- JOHANSEN, D. A. **Plant microtechnique.** New York: McGraw-Hill. 523pp. 1940.
- KNAAK, N.; FIUZA, L. M. **Potencial dos óleos essenciais de plantas no controle de insetos e microrganismos.** Neotropical Biology and Conservation. v. 5, v.2, p.120-132. 2010.
- MAZIA, D.; BREWER, P. A.; ALFERT, M. **The cytochemistry staining and measurement of protein with mercuric bromophenol blue.** The Biological Bulletin. v. 104, n. 1, p. 57-67. 1953.
- O'BRIEN, T. P.; FEDER, N.; MCCULLY, M. E. **Polychromatic staining of plant cell walls by toluidine blue O.** Protoplasma. v. 59, n.1, p. 368-373. 1964.
- OLMSTEAD, R. G.; ZJHRA, M. L.; LOHMANN, L. G.; GROSE, S. O.; ECKERT, A. J. **A molecular phylogeny and classification of Bignoniaceae.** American Journal of Botany. v. 96, n. 1, p. 1731–

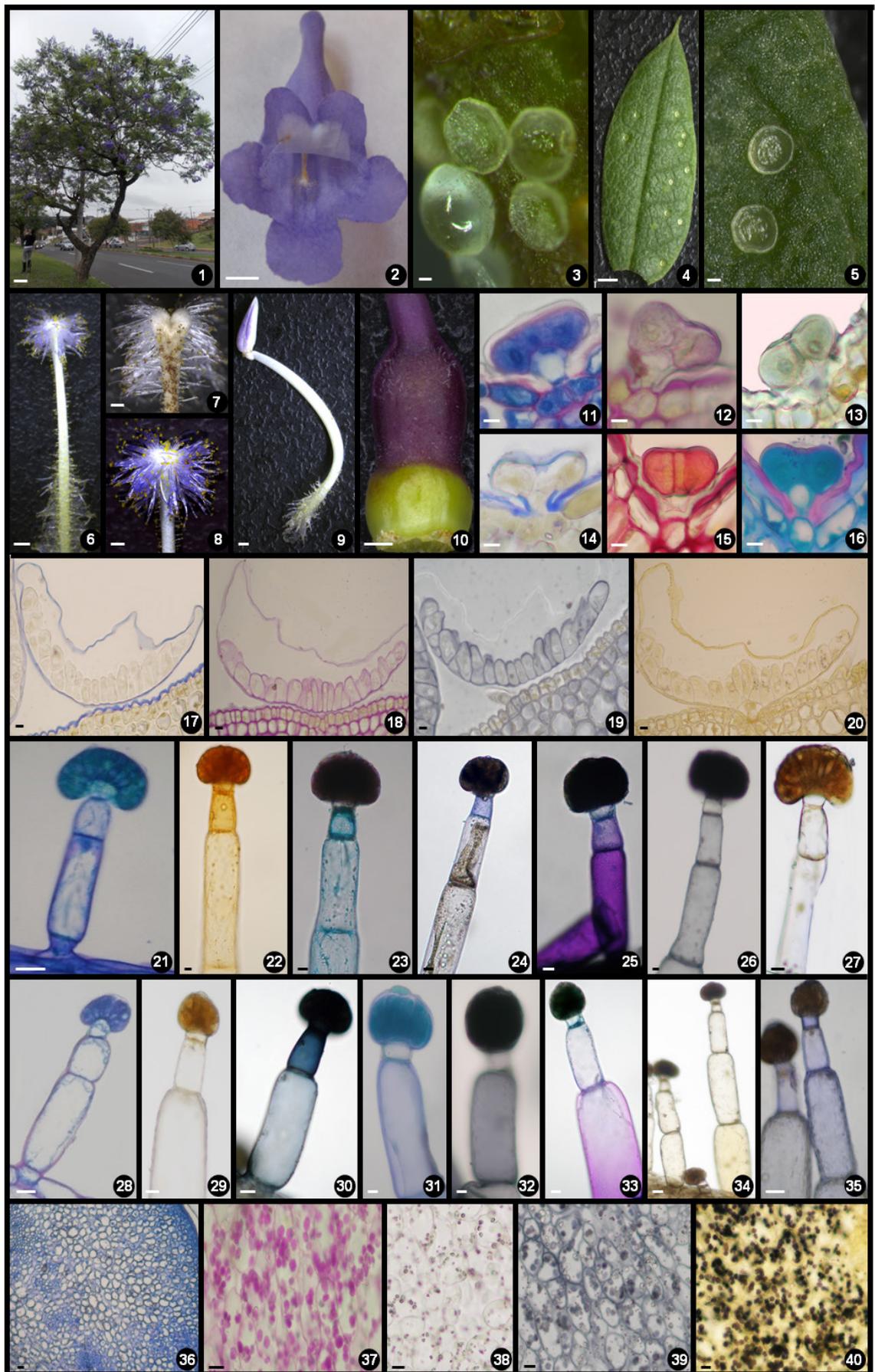
1743. 2009.

PEARSE, A. G. E. **Histochemistry theoretical and applied**. Vol. II, 4ed. London: Longman Press. 439pp. 1980.

PIZZOLATO, T. D.; LILLIE, R. D. **Mayer's tannic acid-ferric chloride stain for mucins**. Journal of Histochemistry and Cytochemistry. v. 21, n.1, p 56-64. 1973.

VALKAMA, E.; KORICHEVA, J.; SALMINEN, J. P.; HELANDER, M.; SALONIEMI, I.; SAIKKOMEN, K.; PIHLAJA, K. **Leaf surface traits: overlooked determinants of birch resistance to herbivores and foliar micro-fungi?** Trees. v. 19, n. 1, p. 191-197. 2005.

VIDAL, B. C. **Dichroism in collagen bundles stained with Xylidine Ponceau 2 R**. Annales d'histochimie.15(1): 289-296. 1970.



Legendas: Figuras 1-40= Características morfológicas e anatômicas de *J. mimosifolia*. Figs. 1- Individuo em período de floração de *J. mimosifolia*. Fig. 2- Flor; Fig. 3- Nectários extraflorais no pedicelo; Fig. 4- Foliólulo; Fig. 5- Detalhe da folha evidenciando nectários extraflorais; Fig. 6- Estaminódio; Fig. 7 e 8- Detalhe abaxial e adaxial da cabeça do estaminódio; Fig. 9- Estame; Fig. 10- Ovário e disco nectarífero; Figs. 11 à 16- Tricomas peltados; Figs. 17 à 20- Tricomas cupular/pateliformes; Figs. 21 à 27- Tricomas captados dos estaminódios; Figs. 28 à 35- Tricomas captados do estame; Figs. 36 à 40- parênquima nectarífero floral. **Testes**

Histoquímicos: Branco (27,29); Ácido Tânico (19,26,32,39); Azul de Bromofenol (13); Azul de Toluidina (25,33); Azul do Nilo (16,23,31); Cloreto férrico (34); Dragendorff (40); Lugol (20,38); Saflablau (11,21,28,36); Sudan Black (30); Sudan IV (22); PAS (12,18,37); Nadi (14,17,24,35); Vermelho de Rutênio (15). **Barra:** 0,6m (1); 0,5cm (2); 1mm (4,6); 0,5mm (7-10); 300 μ m (24); 200 μ m (17-20,26,32-36); 150 μ m (25); 100 μ m (21-23,27-31,37,39,40); 50 μ m (38); 30 μ m (3,5); 20 μ m (11-16).

COMPOSIÇÃO DE MÉDIOS E GRANDES MAMÍFEROS DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL SERRA DO JAPI

João Mendes Gonçalves Junior

Programa de Pós-graduação em Conservação e Manejo de Fauna Silvestre, Universidade de Santo Amaro – UNISA.

Santo Amaro – SP.

Professor do departamento de Ciências Biológicas, Centro Universitário Nossa Senhora do Patrocínio – CEUNSP.

Itu – SP.

Marcelo Stefano Bellini Lucas

Museu Biológico do Instituto Butantan.

São Paulo – SP.

Valéria Leite Aranha

Coordenadora do departamento de Ciências Biológicas, Centro Universitário Nossa Senhora do Patrocínio – CEUNSP.

Itu – SP.

RESUMO: Decretada em 1984 como Área de Proteção Ambiental de Uso Sustentável (APA), a Serra do Japi é um dos últimos remanescentes de floresta contínua do estado de São Paulo, que abriga uma rica biodiversidade, que vem sendo ameaçada por ações antrópicas. O conhecimento atual da sua biodiversidade é escasso principalmente quando diz respeito à mastofauna, em especial os mamíferos de médio e grande porte. A compreensão e estudo da diversidade, distribuição e história natural da mastofauna de médio e grande porte da área é

necessário. Para contribuir com informações que suportem direcionamentos para a conservação da mastofauna, um levantamento de mamíferos foi realizado através da amostragem em um fragmento de Mata Atlântica da Serra do Japi, Cabreúva - SP. Os métodos amostrais não invasivos utilizados, como a busca ativa (rastros, vestígios, visualização e registros fotográficos), armadilhas fotográficas e parcelas de areias com uso de iscas, possibilitou durante 10 dias de abril 2014, o registro de mamíferos pertencentes a sete ordens, 16 famílias e 22 espécies, dentre elas, três exóticas. A amostragem proporcionou uma visão geral da composição de mamíferos. Espécies consideradas de topo de cadeia alimentar ou espécies “bandeira” como onça-parda (*Puma concolor* - Linnaeus, 1771) e jaguatirica (*Leopardus pardalis* - Linnaeus, 1758) foram registradas e indicam que a área contém condições e recursos para a sua presença. Sendo assim é importante à implementação de um plano de manejo para um futuro Parque Estadual, com o objetivo de potencializar a conservação da biodiversidade local e regional.

PALAVRAS-CHAVE: Serra do Japi; Biodiversidade; Mamíferos; Mata Atlântica.

ABSTRACT: Decreed in 1984 as Environmental Protection Area of Sustainable Use (APA), Serra do Japi is one of the last remnants of continuous

forest in the state of São Paulo, home to a rich biodiversity, which is being threatened by anthropic actions. The current knowledge of its biodiversity is scarce, principally when it refers to mastofauna, especially mammals of medium and large size. The understanding and study of the diversity, distribution and natural history of mastofauna of medium and large of the area it is necessary. To contribute information that supports directions for the conservation of the mastofauna, a survey of mammals was carried out by sampling in an Atlantic Rainforest fragment of Serra do Japi, Cabreúva - SP. The non-invasive sampling methods used, such as active search (traces, vestiges, visualization and photographic records), photographic traps and sand plots with the use of baits, made possible during 10 days of April 2014, the registration of mammals belonging to seven orders, 16 families and 22 species, among them, three exotic. Sampling provided an overview of mammals composition. Species considered top of the food chain or species "flag" as puma (*Puma concolor* - Linnaeus, 1771) and ocelot (*Leopardus pardalis* - Linnaeus, 1758) were registered and indicate that the area contains conditions and resources for its presence. Therefore, it is important to implement a management plan for a future State Park, with the aim of potentialize the conservation of local and regional biodiversity.

KEYWORDS: Serra do Japi; Biodiversity; Mammals; Atlantic forest.

1 | INTRODUÇÃO

O Brasil abriga uma megadiversidade incrível de seres vivos, possuindo de 15 a 20% do total de espécies de todo planeta (CONSERVATION INTERNACIONAL, 2000). Só na Floresta Atlântica, há aproximadamente 15.782 espécies de plantas, correspondendo cerca de 5% da flora de todo globo terrestre, e sendo considerado o quinto *hotspots* mais rico em endemismo (STEHMANN et al., 2009), mas a Mata Atlântica vem sofrendo ações antrópicas desde a época da colonização do Brasil, perdendo quase que por completo sua cobertura florestal original, restando apenas menos que 8% do total (AYRES et al., 2005), e com o uso não sustentável dos recursos naturais, como o extrativismo, monocultura, pecuária e silvicultura com espécies exóticas, isso tem acarretado a destruição e fragmentação da Mata Atlântica nativa (DUPRAT; ADRIOLO, 2011). Devido à fragmentação da Mata Atlântica por decorrência das ações antrópicas e a falta de conhecimento sobre essas regiões no Brasil, onde são comuns às praticas de caças e o extrativismo nas suas áreas ainda florestadas, os esforços para a conservação da fauna e da flora da Floresta Atlântica vem enfrentando grandes desafios, e por esse bioma apresentar altos índices de biodiversidade e endemismo as alterações de seus ecossistemas naturais estão criticamente ameaçados (CONSERVATION INTERNACIONAL, 2000; PIANCA, 2004), isso infelizmente é bastante preocupante considerando o ritmo atual de destruição de ecossistemas naturais, como ações mitigadoras o desenvolvimento de programas de conservação é a única forma conhecida para desacelerar a perda de biodiversidade, o primeiro passo para sua conservação é o estudo da sua diversidade biológica, bem

como sua ecologia e sistemática (SANTOS, 2004). Ultimamente tem aumentado consideravelmente o número de trabalhos relacionado aos mamíferos, por outro lado dentro desse grupo taxonômico os mamíferos de médio e grande porte das florestas neotropicais principalmente os de hábitos terrestres, têm sido muito pouco abordados em estudos quanto a sua ecologia, por conta de seus hábitos crepusculares e noturnos e também por necessitarem de áreas de vida relativamente grandes e por possuírem baixas densidades populacionais (PARDINI et al., 2004).

Os inventários e diagnósticos ambientais se faz necessário para incluir informações sobre os mamíferos terrestres de médio e grande porte podendo se utilizar diversos métodos de amostragem, os diretos como a busca ativa através de visualização e vocalização, também como os indiretos vestígios e rastros e a utilização de métodos não invasivos que atualmente esta sendo mais usados em levantamentos rápidos como o uso de armadilhas fotográficas e parcelas de areias, mas ambos necessitam a utilização de alguns atrativos, podendo ser iscas naturais ou essências artificiais odoríferas (CARVALHO, 2011; DINIZ, 2008; ESPARTOSA, 2009; MELLO, 2006; PARDINI et al., 2004). Contudo, devido a ações antrópicas e a ocupação de populações humanas causando impactos e a fragmentação de grandes remanescentes que ainda por sua vez constitui um potencial enorme na manutenção de espécies silvestres e de suas interações ecológicas, que é o caso da Mata Atlântica, merecem uma dedicação especial para direcionar esforços que visem à conservação para conseguir reverter o processo de perda da biodiversidade do bioma (BROCARDI et al., 2012).

Formado por um contínuo Florestal, a Serra do Japi é uma das últimas grandes áreas de Mata Atlântica do Brasil (MORELLATO, 1992), estando situada em uma região de interface entre duas fisionomias de vegetação distintas podendo se notar claramente as zonas ecotonais entre a floresta mesófila semidecidual e floresta mesófila semidecidual de altitude, e por isso a Serra do Japi ocupa geograficamente uma posição muito peculiar no estado de São Paulo, possuindo a maior região de florestas mesófilas semidecíduais do estado (LEITÃO-FILHO, 1992). Outro ponto peculiar é que a Serra do Japi é considerada a única floresta tropical do mundo sobreposta em solo de quartzito como afirma Gatti e Eugênio (2012). A região da Serra do Japi, onde está localizada a Fazenda Corcovado situada no município de Cabreúva – SP apresenta um grande vazio de informações quanto à ecologia, distribuição e sistemática das populações de mastofauna, e em especial aos mamíferos de médio e grande porte. Diante disso, para contribuir e tentar preencher essa lacuna, a realização desse trabalho teve como objetivo amostrar os mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica da Serra do Japi na Fazenda Corcovado na região de Cabreúva – SP, utilizando-se de vários métodos de amostragens não invasivos, visando dar suporte a medidas de conservação não só local, mas também regional. Durante os 10 dias de amostragem pode se obter um resultado satisfatório de mamíferos de médio e grande porte pertencentes a 07 Ordens 16 Famílias e 22 Espécies.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

A Serra do Japi foi decretada como Área de Proteção Ambiental de Uso Sustentável (APA), criada pela Lei Estadual 4023 de 22 de maio de 1984, e regulamentada pelo Decreto Estadual 43.284 de 03 de julho de 1998 (PREFEITURA, 2014), onde esta situada a área de estudo, localizada na Fazenda Corcovado no município de Cabreúva – SP, uma propriedade particular pertencente ao Grupo Spina e seu principal ramo de atividade é a avicultura. A delimitação da área objeto deste estudo contemplou 400 hectares tendo seu ponto de início georreferenciado nas coordenadas (UTM) 23k Latitude 288549.00 e Longitude 7421063.00, tais dados foram obtidos através de um aparelho de GPS (Garmin GPS map 76 cx), alcançando um pico de 1.135 metros no ponto mais alto. A floresta presente na área é caracterizada como floresta mesófila semidecidual e floresta mesófila semidecidual de altitude, o clima esteve instável com variações de temperatura durante os dias de pesquisa, a mínima entre 19°C e a máxima entre 34°C, a pesquisa ocorreu durante 10 dias no mês de Abril de 2014.

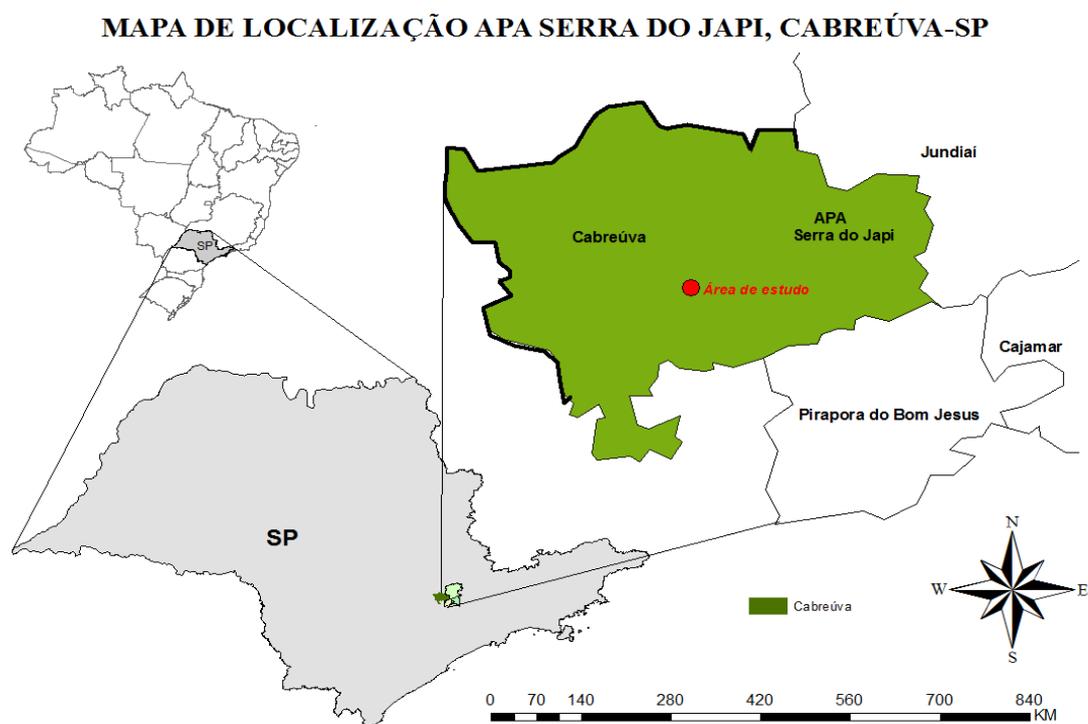


Figura 01: Mapa de localização da área de estudo na APA Serra do Japi no município de Cabreúva – SP, sudeste do Brasil.

Fonte: J. M. Gonçalves Jr.

Florestas neotropicais abrigam vários grupos de mamíferos de médio e grande porte, a maioria deles de hábitos terrestres e de predominância de hábitos noturnos, com uma variação de tamanho corpóreo relativamente muito grande e por possuírem hábitos de vida e preferências de habitat diferenciados, a utilização de metodologias específicas para cada grupo de espécies para fins de pesquisa e inventários é indispensável (PARDINI et al., 2004). Por isso a amostragem de mamíferos de médio e

grande porte neste trabalho foi realizada utilizando varias metodologias como; censos, armadilhas fotográficas, parcelas de areia e consulta bibliográfica para a correta identificação. Para cada metodologia foi calculado o número de ocorrência de espécie e o número de ocorrência total por espécime, ou seja, quantas vezes determinada espécie de uma determinada espécie foi registrado, considerando cada registro como uma ocorrência.

A metodologia utilizada para amostragem foi através de Censos com busca ativa por rastros, vestígios, visualização, vocalizações e registros fotográficos (figura 2), já que essas são a principal forma de identificar a presença de uma espécie, algumas áreas como trilhas, estradas de terra e margens de cursos d'água, apresentam boas condições para os registros (REIS et al., 2014. B), com censos livres diurnos no período das 04 horas até às 09 horas e censos livres noturnos das 18 horas às 21 horas, durante dez dias com esforço amostral de 08 horas/dia, obtendo 80 horas de esforço total.



Figura 02: Registros obtidos através da metodologia de Censos, (A) Carcaça de cateto (*Pecari tajacu*); (B) pegada de veado (*Mazama gouazoubira*). Fotos: J. M. Gonçalves Jr.

No método Parcelas de areia foi utilizado parcelas de 50 cm x 50 cm de diâmetros preenchidos com areia fina e úmida até uma altura de em média 03 cm essa metodologia foi baseada em Pardini et al. (2004). As parcelas foram distribuídas ao longo de trilhas e estradas, com intervalos de em média 200 metros de distância, também foram utilizados sobre as parcelas iscas como atrativo para aumentar a probabilidade de registros. As iscas utilizadas foram pedaços de banana, bacon e sardinha que foram distribuídas e intercaladas a cada 05 parcelas, utilizando somente um atrativo por parcela. As parcelas foram visitadas diariamente durante dez dias consecutivos, a cada visita se necessário o atrativo era recolocado e a areia era remexida e umedecida. O esforço amostral foi de 60 parcelas-dia, multiplicando pelos dias amostrado obtendo 600 parcelas de esforço amostral total, a identificação das pegadas registradas foi baseada em Becker e Dalponte (2013); Lima Borges e Tomás (2008).

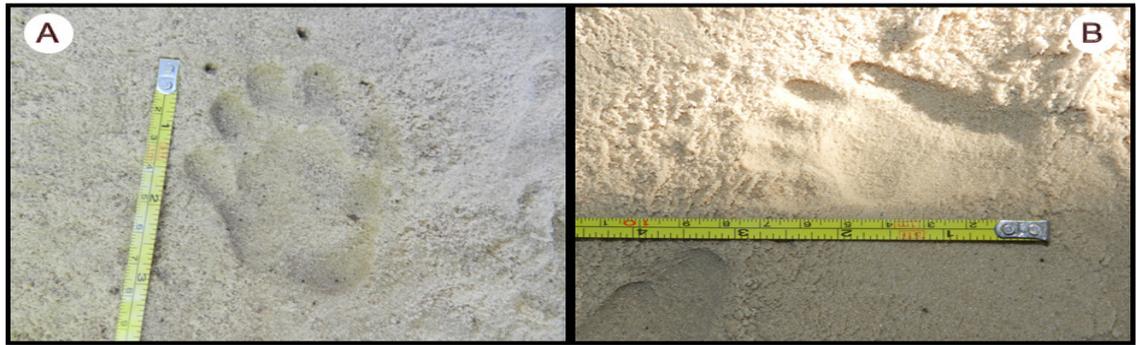


Figura 03: Registros obtidos através da metodologia de parcelas de areia, (A) pegada de irara (*Eira Barbara*); (B) pegada de macaco-prego (*Sapajus nigritus*). Fotos: J. M. Gonçalves Jr.

Na aplicação do método armadilhas fotográficas, foram utilizadas o modelo trap câmera Bushnell com sensor de disparo infravermelho, com funcionamento automático de dia e de noite capaz de detectar qualquer movimento. As armadilhas fotográficas foram amarradas nos troncos das árvores posicionadas a 30 cm do solo e montadas em pontos estratégicos como: trilhas, perto a corpos d'água, afloramentos rochosos e no interior da mata, distribuídas ao longo de toda área amostral. Para aumentar a probabilidade de captura fotográfica foi utilizado cevas na frente das câmeras com o intuito de atrair os animais, foram elas: frutas da época (banana, abacate, uva, manga, maçã e laranja), grãos (milho verde e seco), tubérculos (mandioca e cenoura) e sal grosso. O esforço amostral foi de 10 câmeras – dias, multiplicado pelos dias de amostragem tendo um esforço amostral total de 100 câmeras, considerando que as câmeras tiveram ativas em período integral, temos então 240 horas de registros câmeras – dia multiplicado pelo número de dias amostrados obtendo 2.400 horas de esforço amostral total. A identificação dos registros foi baseada em Reis et al. (2011); Reis et al. (2014. A); Auricchio e Auricchio (2006).



Figura 04: Registros obtidos através da metodologia de armadilhas fotográficas, (A) *Mazama gouazoubira*; (B) *Leopardus pardalis*. Fotos: J. M. Gonçalves Jr.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os 10 dias de amostragem foram possíveis registrar animais de 07 Ordens 16 Famílias e 22 Espécies de mamíferos de médio e grande porte, entre eles três de espécies exóticas, *Canis lupus familiaris* (Linnaeus, 1758), *Myocastor coypus* (Molina, 1782) e *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) (Tabela 02). Entre os métodos utilizados houve grande sucesso de registros como mostra a Tabela a seguir (Tabela 01).

<i>Método de amostragem</i>	<i>Armadilhas fotográficas</i>	<i>Censos</i>	<i>Parcelas de areia</i>
<i>Número de espécies</i>	16	13	09
<i>Esforço amostral / dia</i>	100	80hs	600

Tabela 01: Amostragem do número de registros para cada metodologia e o esforço amostral.

Fonte: J. M. Gonçalves Jr.

Analisando os dados obtidos, pode se notar claramente que a metodologia de armadilhas fotográficas foram as que obtiveram o maior número de espécies registradas, seguidas pelos Censos e as parcelas de areia. Um fator relevante que pode ter interferido nos resultados, é quanto ao posicionamento onde foram instaladas as parcelas de areia, que permaneceram em sua maior porcentagem em trilhas e a beira de estradas, sendo assim maiores as chances das espécies estarem expostas e vulneráveis a predação enquanto que, as armadilhas fotográficas permaneceram no interior da mata densa, por esse motivo talvez se sentisse mais seguras e por isso se dá o sucesso do número de registros de espécies.

<i>Táxon</i>		<i>Armadilhas fotográficas</i>	<i>Parcelas de areia</i>	<i>Censos</i>
<i>Família/Espécie</i>	<i>Nome popular</i>			
<i>Didelphidae</i>				
<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá-de-orelha-branca	136	273	01
<i>Dasypodidae</i>				
<i>Cabassous tatouay</i>	Tatu-de-rabo-mole	01	0	0
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	12	0	0
<i>Cebidae</i>				
<i>Sapajus nigritus</i>	Macaco-prego	0	06	0
<i>Callitrichidae</i>				
<i>Callithrix aurita</i>	Sagui-da-serra-escuro	0	0	14
<i>Pitheciidae</i>				
<i>Callicebus nigrifrons</i>	Saúa / guingó	0	0	08
<i>Sciuridae</i>				
<i>Guerlinguetus ingrani</i>	Caxinguelê	06	0	02
<i>Erethizontidae</i>				

<i>Sphiggurus villosus</i>	Ouriço-cacheiro	0	0	01
Caviidae				
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	01	0	0
Myocastoridae				
<i>Myocastor coypus</i>	Ratão-do-banhado	0	0	02
Leporidae				
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	05	109	06
<i>Lepus europaeus</i>	Lebre-europeia	03	0	02
Canidae				
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	22	56	02
<i>Canis lupus familiaris</i>	Cachorro-doméstico	26	28	04
Procyonidae				
<i>Nasua nasua</i>	Quati	76	18	01
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	54	24	0
Mustelidae				
<i>Eira Barbara</i>	Irara	20	06	02
Felidae				
<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato	01	0	0
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	09	0	0
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	0	0	02
Tayassuidae				
<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	01	0	0
Cervidae				
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	18	0	03
Total de espécies:22		Total: 391	Total: 520	Total: 50

Tabela 02: Lista de espécies de mamíferos registradas em um fragmento florestal na APA Serra do Japi no município de Cabreúva – SP e o número de registros para cada metodologia.

Fonte: J. M. Gonçalves Jr.

Diante dos dados obtidos pode se observar que a Ordem Carnívora foi a que mais se destacou, com quatro Famílias e oito Espécies de mamíferos. Analisando o número de registros de cada espécie individualmente pode se perceber que *Didelphis albiventris* (Lund, 1840) foi à espécie com maiores números de registro, mas isso não prova que há uma enorme densidade populacional já que os dados relacionados ao presente trabalho não representa a identificação dos espécimes, mas os altos índices de registros para metodologia de parcelas de areia possa estar relacionadas à localização das mesmas em trilhas mais abertas e com atrativos diferentes aos das outras metodologias, como a sardinha e o bacon que segundo Cáceres; Graipel; Monteiro Filho (2014) essas iscas de origem animal são mais atrativas e eficientes na captura de marsupiais. Por outro lado também obteve espécies com poucos números de registros, *Pecari tajacu* (Linnaeus, 1758), *Myocastor coypus* (Molina, 1782), *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1766) e *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) que pode estar relacionado a baixas densidades populacionais presente na área, e registros casuais de espécies raras ou difíceis de ser registrada, como *Cabassous tatouay* (Desmarest, 1804) e *Leopardus guttulus* (Hensel, 1872) por terem hábitos

noturno e crepuscular e preferência à cobertura vegetal densa (REIS et al., 2014. A).

Um ponto peculiar é que há indícios e informações obtidas através de entrevistas com moradores da Fazenda Corcovado que na área de estudo há ocorrência de *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1766) e um trabalho já realizado há dois anos nessa mesma área por Gatti e Eugênio (2012) prova realmente que essa espécie ocorrerá nesse ambiente, infelizmente no presente trabalho não houve registros dessa espécie, provavelmente pode estar relacionada à baixa densidade populacional, a atividades de caça muito comum nessa área ou pela presença de *Canis lupus familiaris* (Linnaeus, 1758) uma espécie exótica que teve altos índices de registros (Tabela 2), também seja provável que o tempo de amostragem não foi suficiente para a obtenção de registros dessa espécie.

Contudo para saber se no presente trabalho, os resultados obtidos foram de caráter satisfatório o esforço amostral foi expresso graficamente através da curva de acumulação de espécies registradas durante o período de amostragem, analisando o gráfico a seguir pode se notar que houve estabilidade no número de registros de espécies.

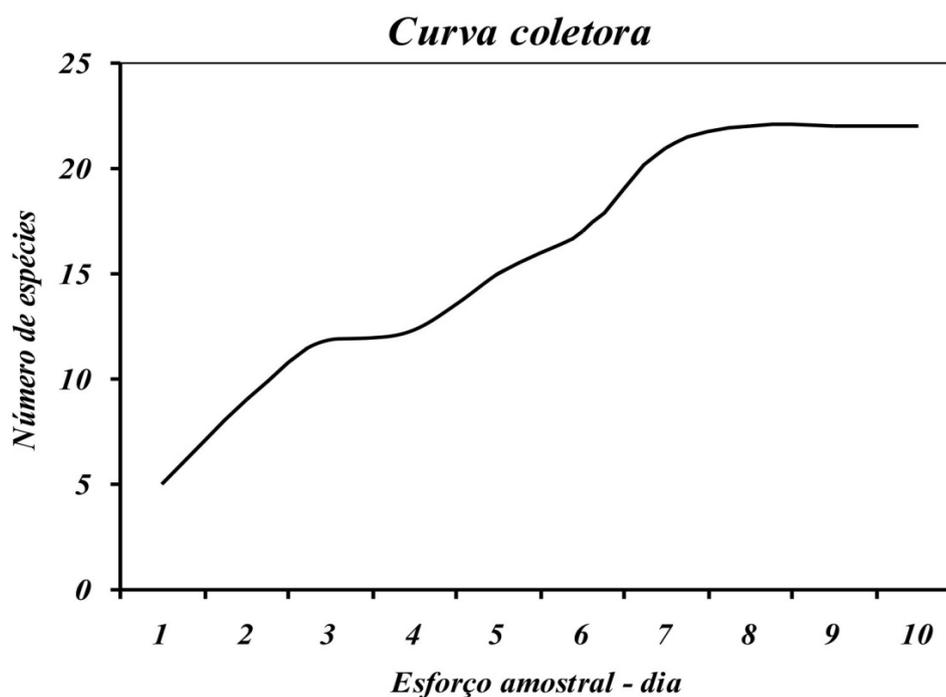


Gráfico 01: Curva coletora indicando o número acumulado de espécies pelo esforço amostral em dias de coleta.

Fonte: J. M. Gonçalves Jr.

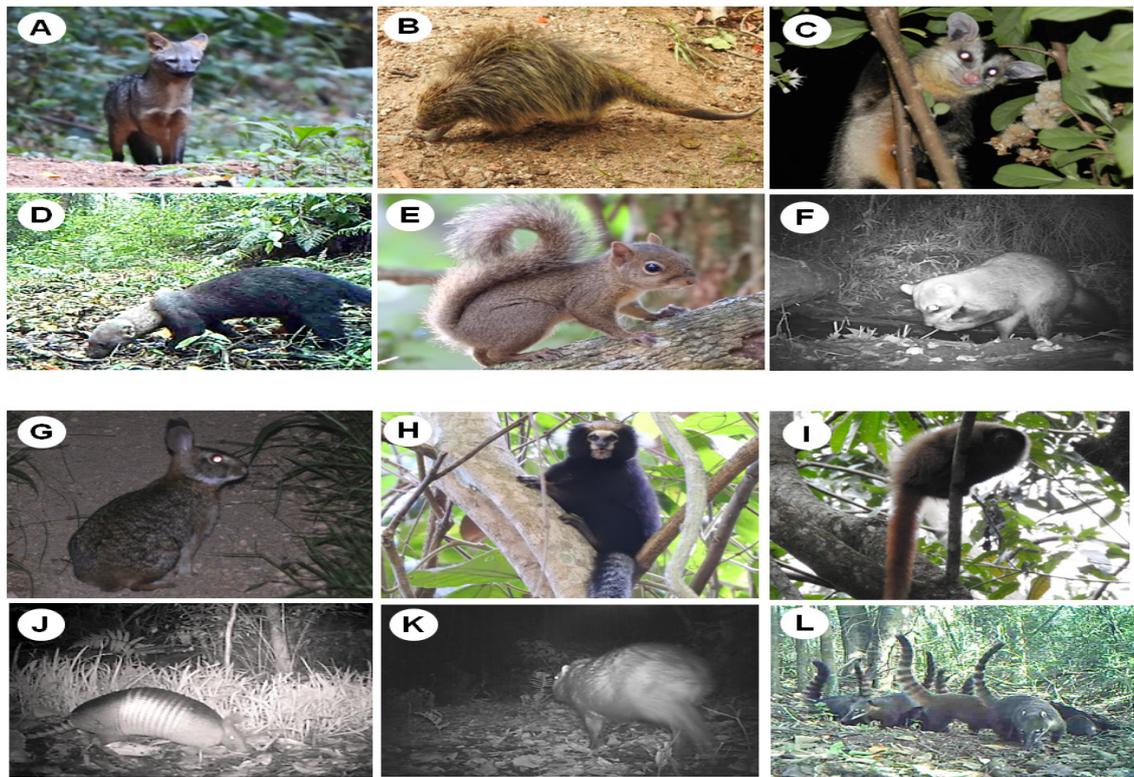


Figura 05: Registros das espécies de mamíferos encontrados no fragmento florestal na APA Serra do Japi. A) *Cerdocyon thous*; B) *Sphiggurus villosus*; C) *Didelphis albiventris*; D) *Eira Barbara*; E) *Guerlinguetus ingrami*; F) *Procyon cancrivorus*; G) *Sylvilagus brasiliensis*; H) *Callithrix aurita*; I) *Callicebus nigrifrons*; J) *Dasypus novemcinctus*; K) *Hydrochoerus hydrochaeris*; L) *Nasua nasua*. Fotos: J. M. Gonçalves Jr.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A amostragem de mamíferos de médio e grande porte proporcionou uma visão geral da composição mastofaunística, bem como seu estado de conservação e preservação da biodiversidade local. Mesmo que relativamente com baixo número de registros no presente trabalho espécies consideradas de topo ou espécies “Bandeira” como *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) e *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758) pelo fato de ainda serem encontradas nesse ambiente mostra que a área estudada possui condições e recursos para sua presença, mesmo sofrendo com as ações antrópicas, grandes pressões de caça e a presença de *Canis lupus familiaris* (Linnaeus, 1758) uma espécie exótica muito abundante no local. Os dados aqui descritos evidenciaram a importância da Serra do Japi ser uma Área de Proteção Ambiental (APA) contribuindo para manutenção da diversidade faunística da região, e na riqueza de espécies relatada por este trabalho em um fragmento de Mata Atlântica, que por sua vez tem papel fundamental nas relações ecológicas existentes e também considerado relativamente uma extensa área de transição, interligadas a outros fragmentos, garantindo assim a diversidade e riqueza das espécies remanescentes.

Apesar das dificuldades na realização deste trabalho e na aplicação das metodologias e pela área amostrada ser relativamente grande, os resultados obtidos foi

satisfatório quando comparado ao curto tempo de amostragem. Diante das metodologias utilizadas às armadilhas fotográficas mostrou nesse trabalho ser mais eficiente que as outras, e o uso de cevas a fim de atrair as espécies para frente das câmeras foi o que possibilitou o sucesso de registros, mas por outro lado o uso de câmeras em levantamentos costuma ter um custo muito alto do que outras metodologias utilizadas, pois podem ser danificadas por animais ou mesmo roubadas, como aconteceu nesse trabalho, já as parcelas de areia é um método mais barato para se aplicar, porém mais trabalhoso que exige do pesquisador tempo e a manutenção diária. Em relação às parcelas de areia também foi necessário à utilização de atrativos, entre eles os que proporcionaram mais atratividade foram à banana e o bacon proporcionado eficiência na metodologia. Contudo a utilização das três metodologias aplicadas no presente trabalho foi de suma importância e eficiência, pois possibilitou registrar em um curto período de tempo uma riqueza enorme de mamíferos de médio e grande porte, sendo assim recomendável a utilização dessas metodologias com o uso de iscas em levantamentos e inventários se o objetivo for amostrar maior quantidade de espécies em um curto período de tempo.

Levando em consideração o curto espaço de tempo ao tamanho do fragmento de Mata Atlântica não foi possível amostrar todas as espécies de mamíferos de médio e grande porte que possivelmente ocupam esse ambiente, esse trabalho mostrou que a área estudada tem um papel fundamental na conservação da biodiversidade inibindo o processo de extinção local das espécies raras e endêmicas de Mata Atlântica como o sagui-da-serra-escuro (*Callithrix aurita* É. Geoffroy in Humboldt, 1812), e este, consideravelmente ameaçado de extinção. Sendo assim é importante à implementação de um plano de manejo para um futuro Parque Estadual, com o objetivo de potencializar a conservação da biodiversidade local e regional.

REFERÊNCIAS

- AURICCHIO, A. L. R.; AURICCHIO, P. **Guia para mamíferos da Grande São Paulo**. São Paulo, Instituto Pau Brasil de Historia Natural / Terra Brasilis, 2006. 163 p.
- AYRES, José Márcio et al. **Os corredores ecológicos das Florestas Tropicais do Brasil**. Sociedade civil Mamirauá. Belém, PA. 2005. 256 p.
- BECKER, Marlise; DALPONTE, J. C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: Um guia de campo**. 3. ed. Rio de Janeiro, Technical Books, 2013. 166 p.
- BROCARD, Carlos Rodrigo et al. **Mamíferos não voadores do Parque Estadual Carlos Botelho, Continuum florestal do Paranapiacaba**. Biota Neotropica. 2012.
- CÁCERES, N. C; GRAIPEL, M. E; MONTEIRO FILHO, E. L. A. **Técnicas de observação e amostragem de Marsupiais**. In: REIS, N. R. et al. Técnicas de estudos aplicadas aos mamíferos silvestres brasileiros. 2. ed. Rio de Janeiro: Technical books, 2014. Cap. 1, p 21-36.
- CARVALHO, William Douglas De. **Mamíferos não-voadores da Reserva Biológica da Serra do**

Japi, São Paulo: Avaliação da eficiência e metodologia de captura. 2011. 96 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal. Rio de Janeiro.

CONSERVATION INTERNATIONAL, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo & Instituto de Florestas MG. 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Floresta Atlântica e Campos Sulinos.** MMA/SBF, Brasília, 41p.

DINIZ, Tatiana Rosa. **Influência do uso de iscas na amostragem da riqueza e frequência de captura de mamíferos de médio e grande porte utilizando armadilhas fotográficas.** 29 f. Trabalho de Conclusão (Ecologia). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociência de Rio Claro. Rio Claro, São Paulo. 2008.

DUPRAT, P. L.; ANDRIOLO, A. **Mastofauna não-voadora de médio e grande porte em um fragmento de Mata Atlântica no município de Rio Novo, MG.** Revista Brasileira de Zociências. 13 (1,2,3). 163-172. Rio Novo, Minas Gerais. 2011.

ESPARTOSA, K. D. **Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de mata atlântica: avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 2009.

GATTI, P. C; EUGÊNIO, R. N. **Levantamento das famílias de mamíferos existentes em um fragmento da Mata Atlântica da Serra do Japi, na região do Corcovado, Cabreúva, SP.** 57 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Faculdade de Biologia, CEUNSP, São Paulo, 2012.

LEITÃO FILHO, H. de F. 1992. **A flora arbórea da Serra do Japi.** In: **História natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma Área Florestal no Sudeste do Brasil** (L.P.C. Morellato, coord.). Editora da UNICAMP, p. 40-62.

LIMA BORGES, Paulo André; TOMÁS, Walfrido Moraes. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal.** Corumbá: Embrapa Pantanal, 2008. 148 p.

MELLO, Andrei. **Distribuição da mastofauna de médio e grande porte em um mosaico florestal.** São Leopoldo: UNISINOS, 2005, 52 p. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Diversidade e manejo de vida silvestre, Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo. 2005.

MORELLATO, Patrícia C. L. **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal do Sudeste do Brasil.** Campinas: UNICAMP, 1992.

PARDINI, R. et al. **Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte.** In: CULLEN JUNIOR, L; RUDRAN, R; PADUA-VALLADARES, C (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. Cap. 8, p. 181-201.

PIANCA, Camila Camara. **A caça e seus efeitos sobre a ocorrência de mamíferos de médio e grande porte em áreas preservadas de Mata Atlântica na Serra de Paranapiacaba (SP).** 2004. 74 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, São Paulo.

PREFEITURA de Cabreúva, disponível em (<https://www.cabreuva.sp.gov.br/noticias>) acesso em 31 de Mar. 2014.

REIS, N. R. et al. **Mamíferos do Brasil.** 2. ed. Londrina - PR: Nelio R. dos Reis, 2011. 439 p.

REIS, N. R. et al. **Mamíferos terrestres de médio e grande porte da Mata Atlântica:** Guia de

campo. Rio de Janeiro: Technical Books, 2014(A).

REIS, N. R; PERACCHI, A. L; ROSSANEIS, B. K; FREGONEZI, M. N. **Técnicas de estudos aplicadas aos mamíferos silvestres brasileiros**. 2. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2014(B). 317 p.

SANTOS, A. J. **Estimativa de riquezas em espécies**. In: CULLEN JUNIOR, L; RUDRAN, R; PADUA-VALLADARES, C (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. Cap. 1, p. 19-41.

STEHMANN, João Renato et al. **Plantas da Floresta Atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2009. 516 p.

EFEITO DO RUÍDO ANTROPOGÊNICO NA VOCALIZAÇÃO DO BEM-TE-VI, *Pitangus sulphuratus* PASSERIFORME, TYRANNIDAE: UM ESTUDO DE CASO

Victor Lopes Das Chagas Monteiro

Universidade de Taubaté (UNITAU)

Taubaté – São Paulo

Maria Cecília Barbosa de Toledo

Instituto Básico de Biociências (IBB); Programa de pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade de Taubaté (UNITAU) – São Paulo

RESUMO: Os sinais acústicos da comunicação das aves podem sofrer variações dependendo do ruído do ambiente, que em áreas antropizadas pode afetar significativamente a transmissão da informação. Mas, a plasticidade vocal e variações de frequência de notas, podem ser variáveis importantes na adaptação desses animais em ambientes ruidosos. Por isso, nosso objetivo foi verificar se o ruído urbano afetaria o canto e a comunicação do Bem-te-vi, *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus, 1766). O trabalho foi realizado no Campus Bom Conselho da Universidade de Taubaté (UNITAU), onde foram gravados, com o auxílio de gravador e microfone, indivíduos de uma mesma população, em diferentes horários do dia. Posteriormente, os cantos foram analisados no Aplicativo Raven Pro 1.3. As variáveis observadas foram: Para o canto, duração e frequência total da nota; intensidade e frequência dos harmônicos de maior e menor frequência. Para o ruído ambiente, frequências

e intensidades máximas e mínimas. Obtivemos uma correlação significativa entre as variáveis do ruído e a potência da nota e do primeiro harmônico (H1), porém sua comunicação não foi alterada, pois o harmônico com maior energia acumulada não sofreu variação significativa.

PALAVRAS-CHAVE: Ecologia Urbana, Ruído, Vocalização, Bem-te-vi, *Pitangus sulphuratus*.

ABSTRACT: The acoustic signals of bird communication may vary depending on the environmental noise which in anthropic areas can significantly affect the transmission of information. However, vocal plasticity and note frequency variations can be important variables for the permanence of those animals in noisy environments. Therefore, our objective was to verify if the singing and the communication of the Great Kiskadee, *Pitangus sulphuratus* (Linnaeus, 1766). would be affected by anthropogenic noise. The work was carried out in the Campus Bom Conselho of the University of Taubaté (UNITAU), where they were recorded the call of the individuals of the same population, at different times on the day. Subsequently, the calls were analyzed in the Raven Pro 1.3. The observed variables were: For the calls, duration and total frequency of the note; intensity and frequency of the higher and lower frequency harmonics. For environmental noise, maximum and minimum intensities and frequencies. We

obtained a significant correlation between the noise variables and the note and first harmonic (H1) powers, but its communication was not altered, since the harmonic with higher accumulated energy did not suffer significant variation.

KEYWORDS: Urban Ecology, Noise, Vocalization, Great Kiskadee, *Pitangus sulphuratus*.

1 | INTRODUÇÃO

Na natureza os animais, principalmente os territorialistas, enfrentam uma variedade de ruídos que podem atrapalhar a comunicação acústica, tais como ruídos abióticos: vento induzindo o movimento da vegetação, chuva, rios, estradas, entre outros. E, ruídos bióticos: sons de outros animais (DUBOIS & MARTENS, 1984; BRUMM, 2004). Todavia, características da vocalização animal, como a plasticidade vocal e as variações de frequência de uma mesma nota, podem justificar a permanência dessa espécie em locais que apresentem ruído mais e menos barulhento (OLIVEIRA, 2014; VIELLIARD & CARDOSO, 1996; SLABBEKOORN & PEET, 2003). Um exemplo foi registrado por SLABBEKOORN & SMITH (2002) em que machos de *Andropadus virens* que vivem em floresta chuvosa cantam notas em baixa frequência que não eram emitidas em floresta de transição. Os autores comprovaram que a diferença na emissão das notas era um efeito do ruído de fundo dos diferentes tipos de habitat.

Como em qualquer sistema de comunicação, os sinais acústicos da comunicação animal precisam manter a informação que carregam ao longo das três etapas da comunicação (Emissão, Transmissão e Recepção). O sinal emitido deve chegar ao receptor de maneira que sua informação seja captada e identificada. Durante sua transmissão, o sinal acústico pode sofrer sobreposições com outros sons e alterações de seus parâmetros (...). A transmissão de um sinal sonoro em condições naturais dependerá das características acústicas do ambiente de onde vive a espécie, que exerce certas limitações na propagação, principalmente para comunicação a distância. Os fatores físicos e bióticos da transmissão podem exercer uma pressão evolutiva sobre a estrutura do sinal de comunicação (VIELLIARD & CARDOSO, 1996).

Johnston (2001) menciona que pelo menos 25% das aves Norte Americanas que vivem nas cidades são nativas sinantrópicas ou espécies nativas com alta plasticidade genética que permite um ajuste rápido aos novos desafios da vida na cidade (CLERGEAU *et al.*, 2006; MARZLUFF *et al.*, 2016). Sem dúvida um desses ajustes é ao ruído de fundo que pode levar a uma redução da riqueza de espécies em áreas urbanas (PROPPE *et al.* 2013).

Em áreas urbanas a ação antrópica é a principal fonte de ruído de baixa frequência (KATTI & WARREN, 2004) e pode afetar a comunicação desses animais, com o mascaramento da vocalização (CAVALCANTE, 2009; DIAS, 2013). O ruído produzido pelas atividades humanas nas áreas urbanas é especialmente alto. Um trabalho realizado em Taiwan, China, revelou que os níveis mais altos e mais baixos foram 69,6 dB e 59,3 dB visto que os valores mais altos ultrapassaram 23 dB comparativamente

com os padrões regulatórios. Assim, o ajustamento vocal (PATRICELLI & BLICKLEY, 2006) das aves ao ambiente urbano nem sempre é algo trivial. Trabalhos tem revelado que algumas espécies de aves possuem uma capacidade ajustamento na amplitude, frequência e duração do chamado e do canto, em um tempo relativamente curto, em função do ruído de fundo (*Melospiza melodia* - WOOD & YEZERINAC, 2006; *Zonotrichia leucophrys* - PODOS & WARREN, 2007; *Carpodacus mexicanus* - BERMÚDEZ-CUAMATZIN *et al.*, 2010) principalmente naquelas espécies que aprendem o canto (RÍOS-CHELÉN *et al.*, 2012). A hipótese desse trabalho é que espécies comuns nas cidades, como o *Pitangus sulphuratus*, pode alterar o canto em função do ruído urbano.

2 | BEM-TE-VI (*Pitangus sulphuratus* LINNAEUS, 1766)

O Bem-te-vi é um pássaro da família Tyrannidae, muito comum em regiões urbanas e periurbanas, isso faz com que ele seja considerado uma ave urbana ou sinantrópica.

Possui de 22 a 24 centímetros e, de 54 a 60 gramas (SICK, 2001); considerado um pássaro robusto, possui coroa e máscara negras, garganta e sobrelha branca, região ventral amarela e, possui as asas e o dorso de coloração marrom (RIDGELY *et al.*, 2015), como podem ser vistos nas Figuras 1 e 2.

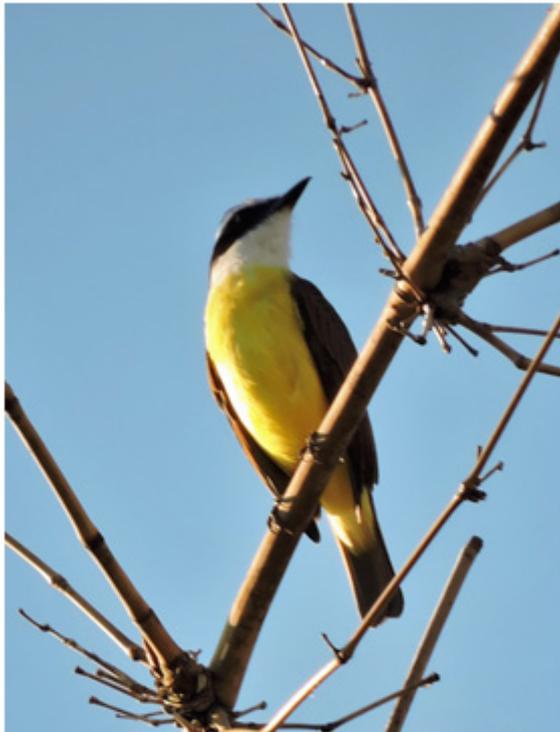


FIGURA 1 – Bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), Vista Ventral.

Fonte: FOTOGRAFIA DE VICTOR LOPES DAS CHAGAS MONTEIRO, TAUBATÉ, SP, 2018.



FIGURA 2 – Bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), Vista Dorsal.

Fonte: FOTOGRAFIA DE THIAGO MESQUITA MENDONÇA REIS, TAUBATÉ, SP, 2017.

É um animal onívoro, alimentando-se de insetos, pequenos vertebrados e pequenos frutos, sendo assim, atuante na dispersão de sementes (RIBEIRO & SILVA, 2005).

É provavelmente o pássaro mais popular deste país, bem mais robusto do que os precedentes; de bico longo e forte (...). Impressiona por sua vivacidade, adapta-se a qualquer meio, descobre sempre novas fontes de alimento; peneira bem, é visto amiúde na beira d'água para pescar; habita os campos de cultura, cidades, pousa nos edifícios, sua gritaria penetra nos mais recônditos becos. Vive às vezes em regime de semidomesticação. Migrações: Emigra das regiões altas (mais frias) do sul (p. ex. norte do Rio Grande do Sul). Suas migrações são mais evidentes na Argentina. Em Santa Catarina (janeiro) foi apanhado um indivíduo anilhado em Santiago del Estero, Argentina, 1.300km ao oeste. Ocorre do Texas onde nidifica à Argentina e em todo o Brasil (SICK, 2001).

O Canto do Bem-te-vi consiste em três sílabas estereotipadas as quais são similares entre indivíduos e emitidas por ambos os sexos (AMADOR *et al.*, 2008). O canto assemelha-se a dueto alternado entre machos, visto que a fêmea não realiza o dueto (BENEDICT, 2008). Além do canto trissilábico, o Bem-te-vi emite um chamado (Figura 3), que são sons simples com duração de $\approx 0,7$ s similar entre os indivíduos de ambos os sexos. Esses chamados são emitidos em situação de estresse e restritos a bandas espectrais específicas com o objetivo de não serem mascarados em ambientes ruidosos (SICK, 2001).

3 | MATERIAIS & MÉTODOS

O trabalho foi realizado na Universidade de Taubaté, no Campus Bom Conselho. O campus está localizado no centro da cidade de Taubaté (23° 01' 35" S, 45° 33' 19" W). Atualmente a cidade apresenta aproximadamente 300 mil habitantes, segundo o Censo demográfico de 2010 do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Apesar de estar localizado no centro o campus abriga uma área arborizada com árvores centenárias e um pomar.

Para verificar se o ruído antropogênico interfere no canto de bem-te-vi foram gravados 12 cantos de seis indivíduos de uma mesma população, atraídos por *play-back* a uma distância mínima de dez metros, em diferentes horários do dia, com diferente quantidade e intensidade do ruído ambiente, com auxílio de gravador Sony ICD-PX240 e microfone Le Son MK36.

As gravações ocorreram fora do período reprodutivo, considerando machos e fêmeas, já que não apresentam dimorfismo sexual; os indivíduos imaturos foram excluídos através da observação do bico e comportamento.

Apenas os chamados, caracterizados por uma única nota (monossilábicos), foram analisados. Para tanto, as gravações foram salvas em formato WAV (*WAVEform audio format*) e analisadas, em Sistema Monofônico (Mono), utilizando o aplicativo Raven Pro 1.3. As variáveis explicativas, para o chamado, foram: duração e frequência da nota, intensidade dos harmônicos de maior e menor frequência. Já para o ruído: a

frequência e as intensidades máximas e mínimas (Figura 4). Para verificar a influencia do ruído no chamado do bem-te-vi foi realizada uma análise de correlação linear simples.

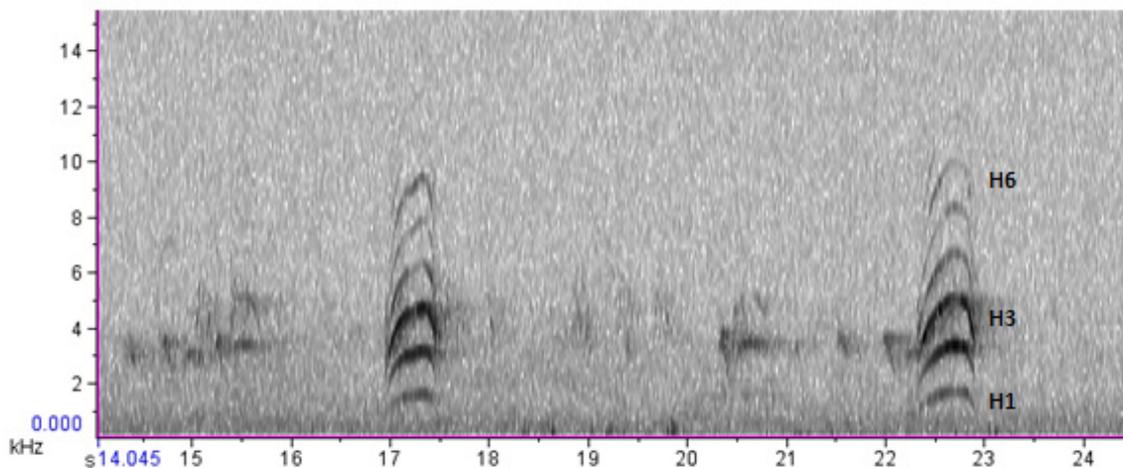


FIGURA 3 – Espectrograma ilustrativo, mostrando duas vezes, o ‘Chamado’ (Canto Monossilábico) e os harmônicos um (H1), dois (H2) e três (H3) de um Bem-te-vi.

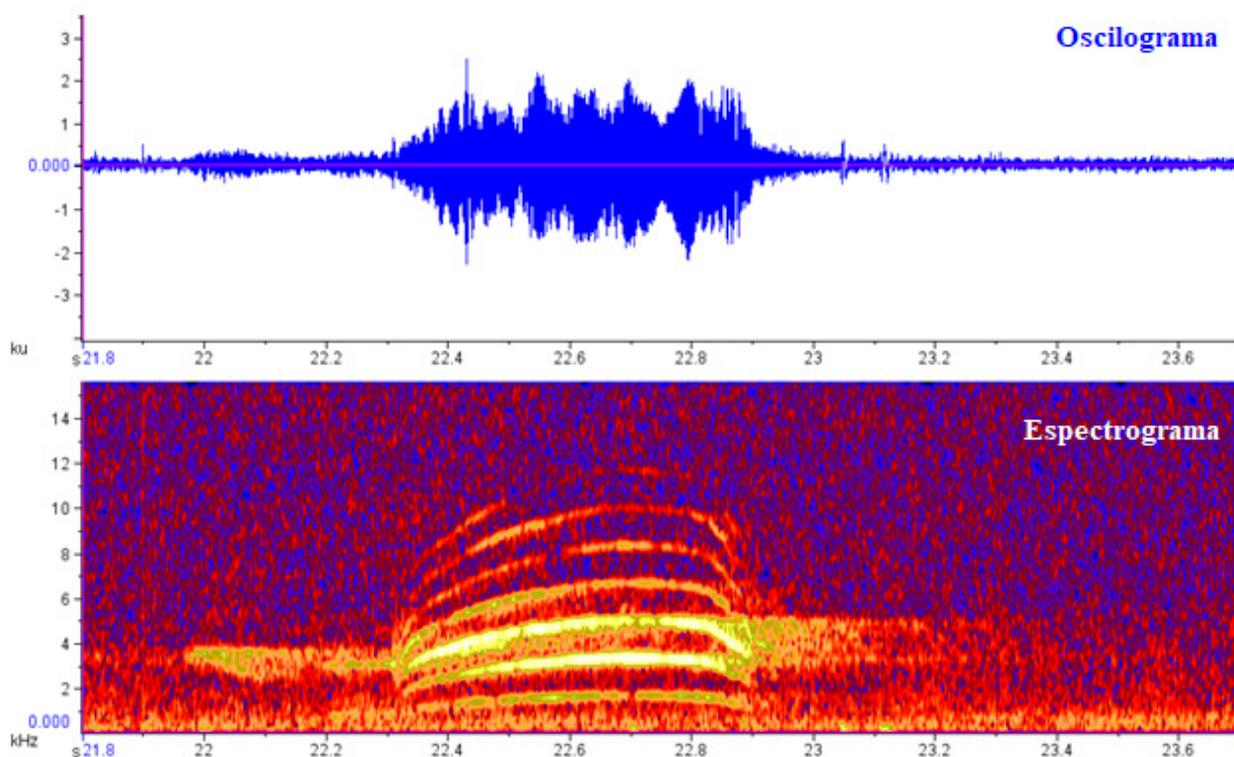


FIGURA 4 - Oscilograma e Espectrograma da Nota emitida no Chamado de um *Pitangus sulphuratus*, no Aplicativo Raven Pro 1.3.

4 | RESULTADOS

Por correlação, ilustrada na Tabela 1, a intensidade e frequência do ruído afetaram, de maneira significativa, força do chamado e a intensidade do primeiro harmônico

(H1) da nota escolhida para a análise. A força do chamado mostrou uma relação direta e positiva com a intensidade máxima do ruído ($R^2= 0,52$; Inclinação= $0,58\pm 0,17$; $F= 10,98$; $p= 0,007$), isto é, quanto maior a força máxima do ruído maior a força do chamado. Quanto a variação do H1 a correlação mostrou que cerca de 65% dos cantos analisados estavam correlacionados tanto com a força máxima como a força mínima do ruído. Segundo Viellard & Cardoso (1996), essa alteração é mais evidente quando a frequência do ruído é maior que >4 kHz (SKIBA, 2000), aumentando a intensidade de uma média de 54,2 para cerca de 60 dB. O modelo gerado mostrou que o ruído modula a força do primeiro harmônico, sendo $R^2= 0,43$ (Inclinação= $0,40\pm 0,14$; $F= 7,608$; $p= 0,02$) para a força máxima do ruído e $R^2= 0,41$ (Inclinação= $0,34\pm 0,13$; $F= 6,98$; $p= 0,02$) para a força mínima do ruído.

Chamado	Ruído					
	Frequência (kHz)		Intensidade máxima (dB)		Intensidade mínima (dB)	
	r	p	r	p	r	p
Duração da Nota (s)	0.080	0.806	-0.018	0.955	-0.257	0.420
Frequência da Nota (kHz)	-0.020	0.950	-0.045	0.891	-0.070	0.828
Potência da Nota (dB)	0.514	0.087	0.723	0.008	0.480	0.114
Frequência de H1 (kHz)	-0.451	0.141	-0.197	0.540	-0.018	0.955
Frequência de H3 (kHz)	0,120	0,709	-0,054	0,865	-0,204	0,523
Frequência de H6 (kHz)	0.179	0.577	0.451	0.142	0.248	0.437
Potência de H1 (dB)	0.517	0.085	0.657	0.020	0.641	0.025
Potência de H3 (dB)	-0,127	0,693	0,413	0,181	0,268	0,399
Potência de H6 (dB)	0.148	0.647	0.531	0.075	0.232	0.468

TABELA 1 – Valores obtidos pela Correlação Linear de Pearson entre as variáveis acústicas da nota do chamado e as variáveis explicativas do ruído ambiente.

5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados indicaram que o ruído interferiu na força do chamado e na intensidade do harmônico de menor frequência (H1), mas a comunicação não foi alterada de maneira considerável, pois o harmônico três (harmônico com mais energia) apresentou uma frequência de 4,0 kHz e não obteve interferência significativa em sua

frequência e intensidade. Esse resultado corrobora com os encontrados por Proppe *et al.* (2013) que observou em 52% das aves canoras que analisada mostraram que frequência mínima era susceptível pelo ruído urbano.

O bem-te-vi é uma espécie que habita as cidades com um grande número de indivíduos, além disso, é uma espécie conspícua não só pelo canto característico de fácil identificação como pelo seu tamanho e cor. Como o canto dessa espécie é forte (energético) era de se esperar que o ruído urbano não influenciasse chamado e isso seria um dos pontos que justificasse o ajustamento bem sucedido às áreas urbanas, assim como foi colocado por Proppe *et al.* (2013)

As mudanças associadas à adaptação ou ajustamento das aves a áreas urbanas ainda são desconhecidos em sua totalidade. Portanto muitos esforços devem ser empreendidos para que legisladores, tomadores de decisão e gestores possam melhorar nosso habitat para que seja menos inóspito, não só para aves, como também para muitos outros grupos de espécies nativas.

REFERÊNCIAS

AMADOR, A.; GOLLER, F.; MINDLIN, G. B. Frequency modulation during song in a suboscine does not require vocal muscles. **Journal of Neurophysiology**, v. 99, n. 5, p. 2383-2389, 2008.

BENEDICT, L. Occurrence and life history correlates of vocal duetting in North American passerines. **Journal of avian Biology**, v. 39, n. 1, p. 57-65, 2008.

BERMÚDEZ-CUAMATZIN, E.; RÍOS-CHELÉN, A. A.; GIL, D.; GARCIA, C. M. Experimental evidence for real-time song frequency shift in response to urban noise in a passerine bird. **Biology letters**, rsbl20100437, 2010.

BRUMM, H. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. **Journal of Animal Ecology**, v. 73, n. 3, p. 434-440, 2004.

CAVALCANTE, K. V. S. M. **Avaliação acústica ambiental de habitats de passeriformes expostos a ruídos antrópicos em Minas Gerais e São Paulo**. 2009. 124 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, MG. 2009.

CLERGEAU, P.; CROCI, S.; JOKIMÄKI, J.; KAISANLAHTI-JOKIMÄKI, M. L.; DINETTI, M. Avifauna homogenisation by urbanisation: analysis at different European latitudes. **Biological conservation**, v. 127, n. 3, pp. 336-344, 2006.

DIAS, A. F. S. **Competição por espaço acústico: adaptações de cantos de aves em uma zona de alta biodiversidade do Brasil Central**. 2013. 87 f. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília, Instituto de Biologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Brasília, DF. 2013.

DUBOIS, A.; MARTENS, J. A case of possible vocal convergence between frogs and a bird in Himalayan torrents. **Journal für Ornithologie**, v. 125, p. 455-463, 1984.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico, 2010**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/taubate/pesquisa/23/27652?detalhes=true.htm>> Acesso em: 25 de jun. 2018.

JOHNSTON, R. F. Synanthropic birds of North America. In: MARZLUFF, J. M.; BOWMAN, R.;

DONNELLY, R. (eds). **Avian Ecology in an Urbanizing World**. Norwell (MA): Kluwer, 2001. p. 49–67.

KATTI, M.; WARREN, P. S. Tits, noise and urban bioacoustics. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 19, p. 109–110, 2004.

MARZLUFF, J. M.; CLUCAS, B.; OLEYAR, M. D.; DELAP, J. The causal response of avian communities to suburban development: a quasi-experimental, longitudinal study. *Urban ecosystems*, v. 19, n. 4, p. 1597-1621, 2016.

OLIVEIRA, V. L. C. **Influência do ruído ambiente em canções de um pássaro oscine e um suboscine da mesma população**. 2014. 52 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Alfenas, Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental, Alfenas, MG. 2014.

PATRICELLI, G. L.; BLICKLEY, J. L. Avian communication in urban noise: causes and consequences of vocal adjustment. *The Auk*, v. 123, n. 3, p. 639-649, 2006.

PODOS J.; WARREN P. S. The evolution of geographic variation in birdsong. *Adv. Study Behav.*, v. 37, p. 403–458, 2007.

PROPPE, Darren S.; STURDY, Christopher B.; ST CLAIR, Colleen Cassady. Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. *Global change biology*, v. 19, n. 4, p. 1075-1084, 2013.

RIBEIRO, L. B.; SILVA, M. G. Comportamento alimentar das aves *Pitangus sulphuratus*, *Coereba flaveola* e *Thraupis sayaca* em palmeiras frutificadas em área urbana. *Revista de Etologia*, v. 7, n. 1, p. 39-42, 2005.

RIDGELY, R. S.; GWYNNE, J. A.; TUDOR, G.; ARGEL, M. 2015. **Aves do Brasil: Mata Atlântica do Sudeste** Wildlife Conservation Society. São Paulo. Editora Horizonte, v. 2, 418 p.

RÍOS-CHELÉN, A. A.; SALABERRIA, C.; BARBOSA, I.; MACÍAS GARCIA, C.; GIL, D. The learning advantage: bird species that learn their song show a tighter adjustment of song to noisy environments than those that do not learn. *Journal of evolutionary biology*, v. 25, n. 11, p. 2171-2180, 2012.

SICK, H. 2001. **Ornitologia Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro. Nova Fronteira. 912 p.

SKIBA, R. Possible “rain call” selection in the Chaffinch (*Fringilla coelebs*) by noise intensity—an investigation of a hypothesis. *Journal Fur Ornithologie*, v. 141, p. 160–167, 2000

SLABBEKOORN H.; SMITH T. B. Bird song, ecology, and speciation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, v. 357, p. 493–503, 2002.

SLABBEKOORN, H.; PEET, M. Ecology: birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, v. 424, n. 6946, p. 267, 2003.

VIELLIARD, J. M. E.; CARDOSO, A. J. Adaptação de sinais sonoros de anfíbios e aves a ambientes de riachos com corredeiras. In **Herpetologia neotropical**. Acta Del II Congresso Latino Americano de Herpetologia, Universidad de los Andes (J.E. Pefaur, ed.). Consejo de Desarrollo, Humanístico y Tecnológico, Merida, Venezuela, v. 2, p. 97-119, 1996.

WOOD W. E.; YEZERINAC S. M. Song sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. *Auk*, v. 123, p. 650–659, 2006.

COMUNIDADES DE BASIDIOMICETOS EM FRAGMENTOS DE MATA CILIAR CIRCUNDADA POR CERRADO E BOSQUE DE PINHEIROS (*Pinus elliottii* Engelm.) COM MATA EM REGENERAÇÃO.

Davi Renato Munhoz.

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Hidrobiologia.
São Carlos, SP, Brasil.

Janderson Assandre de Assis

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Hidrobiologia.
São Carlos, SP, Brasil.

Johnas André Firmino Canhete

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Hidrobiologia.
São Carlos, SP, Brasil.

Leonardo Abdelnur Petrilli

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Hidrobiologia.
São Carlos, SP, Brasil.

Alex Avancini

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Hidrobiologia.
São Carlos, SP, Brasil.

Dalva Maria da Silva Matos

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Hidrobiologia.
São Carlos, SP, Brasil.

Driéli de Carvalho Vergne

Universidade Federal de São Carlos,
Departamento de Hidrobiologia.
São Carlos, SP, Brasil.

visou quantificar a riqueza e a abundância de fungos do filo Basidiomycetes encontrados em dois fragmentos estudados na Universidade Federal de São Carlos, situada na cidade de São Carlos, SP, Brasil. O Primeiro fragmento é uma mata ciliar circundada por cerrado e o outro um bosque de *Pinus elliottii* Engelm. com mata em regeneração. A coleta foi feita em três transectos em cada área, analisando riqueza e abundância de fungos, além da cobertura de dossel, temperatura e umidade. As análises realizadas foram baseadas no modelo de diversidade de Shannon, na similaridade de *Jaccard* e *Kulczynski*. Além disso, análises estatísticas foram realizadas no software *R* visando obter quais modelos foram os mais aptos para serem utilizados para correlacionar as variáveis. Constatou-se que a diversidade de Shannon não diferiu nas comunidades de Basidiomicetos no Bosque em regeneração e na Mata Ciliar. No entanto, o índice de similaridade *Jaccard* foi de 0,37 em abundância e 0,36 em riqueza. Por fim, as análises estatísticas demonstraram que a riqueza da Mata Ciliar não teve relação com as variáveis testadas, enquanto a abundância estava intimamente relacionada com a cobertura de dossel. Já no Bosque em regeneração foi observado que quanto menor a temperatura, maior foi a abundância, e quanto maior o dossel maior a riqueza. Portanto, considerando que esse foi o

RESUMO: O Brasil apresenta enorme diversidade de fungos. O presente trabalho

primeiro estudo comparativo sobre a diversidade de Basidiomicetos dessas áreas, futuros estudos são necessários, visando analisar novas variáveis com potencial de interferir na diversidade.

PALAVRAS-CHAVE: Basidiomicetos, diversidade, similaridade, efeito de borda, ecologia de comunidades.

ABSTRACT: In Brazil, there is an enormous diversity of fungi species. This work aimed to quantify the response variables, both abundance and richness of Basidiomycetes fungi found on two different fragments at Federal University of São Carlos, SP, Brazil. The first was a Riparian Forest circled by Cerrado, and the second was a Grove of *Pinus elliotii* Engelm. with native Forest regeneration. The study hypothesis was that the diversity encountered in the Riparian Forest would be higher than *Pinnus* Grove diversity. Data collection was performed in three transects from the edge to interior for each fragment during the summer. Richness and abundance were assessed as independent variable and crown cover, temperature and humidity as dependent variables. Shannon diversity model, *Jaccard* and *Kulczynski* similarity test were performed. Moreover, GMLer analysis was performed utilizing the software R studio. In addition, Shannon diversity index of basidiomycetes denoted none difference between Pine Grove and Riparian Forest. However, *Jaccard* coefficient exhibited a similarity of 0.37 for abundance, and 0.36 for richness when comparing both fragments. Furthermore, the statistical analysis have shown that Riparian Forest richness presented none correlation with the studied variables, while fungi abundance was related to crown cover enhancement. In contrast, it was observed that the decreasing temperature led to a more elevated abundance area with forest in regeneration, while increasing levels of richness were due to higher crown cover. Therefore, this research is relevant, because highlights the need to conserve the Cerrado Riparian Forest and the regenerating Forest inside the *Pinnus* Grove.

KEY WORD: Basidiomycetes, diversity, similarity, edge effect, community ecology.

1 | INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países com a maior biodiversidade no mundo, reflexos dessa alta diversidade pode ser observado na abundante distribuição de espécies animais e vegetais (LEWINSOHN; PRADO, 2000). Essa alta diversidade também está presente no Reino Fungi, o qual tem sido estudado desde o século XX, principalmente em regiões onde se encontram institutos de pesquisas e universidades (PIRES, 2014). No entanto, como afirma Pires (2014), os dados obtidos não são satisfatórios para o conhecimento da microbiota brasileira, pois grandes extensões do território ainda permanecem inexploradas.

O conhecimento sobre as comunidades de fungos macroscópicos do filo Basidiomycota (Basidiomicetos), sobretudo nas áreas tropicais, é bastante fragmentado e reunido a poucos grupos (PIRES, 2014). Não diferente do resto do mundo, no Brasil esta realidade também ocorre. Os fungos macroscópicos desempenham

papel de extrema importância para a manutenção dos ambientes, especialmente os ecossistemas florestais (CORTEZ, 2010; PIRES, 2014).

Estes organismos crescem em diferentes tipos de substratos com condições favoráveis, principalmente em solos que disponham de matéria orgânica morta (restos de animais e plantas), a qual também farão parte quando morrerem. Os fungos retiram os nutrientes necessários para sua sobrevivência da matéria orgânica morta (STEVENSON, 1974), sendo o nitrogênio e o carbono os mais essenciais (YANG, 2011). A parte mais importante da matéria orgânica é denominada humo, que são resíduos orgânicos deixados no solo após seu consumo, sendo extremamente importante na fixação de partículas de minerais, favorecendo o crescimento de vegetais superiores e microrganismos (STEVENSON, 1974).

Outro fator importante que precisa ser considerado nesse trabalho sobre o ecossistema natural é o efeito de borda. Este fenômeno é caracterizado por mudanças abióticas, biológicas diretas e biológicas indiretas (MURCIA, 1995). Este efeito apresenta diversas variações entre os índices, como diversidade, porte, permeabilidade, diâmetro médio das espécies, espaçamento e frequência de espécies heliófitas (ZAU, 1998). A borda geralmente é composta por uma vegetação mais densa, menor permeabilidade a alguns organismos, o que pode acarretar redução da dispersão e predação de sementes. Vale salientar ainda que a importância relativa dos efeitos de borda vai depender da forma e do tamanho do fragmento (LAURANCE & YENSEN, 1991) e que cada área possui uma região núcleo, caracterizada pela área do habitat adequado para um organismo que não sofre o efeito da borda. Por isso, determinar a distância que o efeito de borda pode penetrar dentro do fragmento é importante para conservação (EWRES & DDHAM, 2008). Segundo Ewers e Didham, (2007), o efeito de borda exerce forte influência sobre o tamanho populacional das espécies, aumentando com a diminuição da distância entre o centro do fragmento e a borda, sendo também percebido na diversidade de fungos estudadas nesse trabalho.

Com o intuito de entender a dinâmica e mensurar a riqueza da microbiota em dois fragmentos da cidade de São Carlos, interior de São Paulo, este trabalho teve como objetivo analisar a diversidade, riqueza e abundância dos Basidiomicetos em dois habitats diferentes (mata ciliar e bosque de *Pinus elliottii* Engelm) e as variáveis que influenciam na ocorrência destes organismos nestes ambientes. A compreensão dos fatores básicos dos Basidiomicetos nestes habitats é baseado na hipótese de que existem mais Basidiomicetos na mata ciliar envolta por cerrado quando comparada com o bosque em regeneração.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O trabalho de campo foi realizado entre dezembro de 2016 a janeiro de 2017. As coletas dos dados referentes aos materiais biológicos (Basidiomicetos) foram realizadas em dois fragmentos existentes na cidade de São Carlos, no campus da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). O primeiro, uma área de bosque de Pinus (*Pinus elliottii*) com mata em regeneração, e o segundo uma área de mata ciliar circundada por cerrado *strictu sensu*.

O cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, sendo superado em área apenas pela floresta amazônica, o bioma é um ambiente em mosaico, formado por diferentes fitofisionomias. Muitos cientistas apontam que esse ambiente é um domínio fitogeográfico ao invés de um bioma. (BATALHA et al. 2010) Segundo Maia e Carvalho, (2010), há no cerrado brasileiro 638 espécies de fungos classificados. Nos solos de cerrado nativo, como aponta Miranda, (2003), a comunidade dos fungos micorrízicos arbusculares (Basidiomicetos) é deficiente em quantidade e em número de espécies, mas aumenta gradativamente com o cultivo de plantas. A sua densidade, qualidade e eficiência dependem, também, de outros fatores como a acidez e a fertilidade do solo.

Dentro desse tão rico domínio brasileiro, existem incontáveis nascentes, sendo o Cerrado conhecido como o berço das águas do Brasil. Uma das áreas de estudo desse trabalho, por ser uma mata ciliar, é caracterizada por apresentar um curso d'água. Já o tipo de solo será denotado pelos diversos tipos de formações vegetais que habitam a região. Dessa maneira, é importante enfatizar que as mata ciliares apresentam uma grande variação em relação a sua estrutura, composição e distribuição espacial (STEVENSON, 1974).

Já a outra área de estudo, o Bosque de *Pinus elliottii* Engelm. com mata em regeneração, essa região, embora apresente grande quantidade de pinheiros, é caracterizada pela mata emergente. Quando uma área apresenta regeneração existe nessa região um processo gradual de substituição da vegetação antiga pela vegetação nova emergente. Essa área, portanto, apresenta alta taxa de matéria orgânica no solo, devido à alta regeneração, o que possivelmente fomenta a colonização do ambiente por fungos (CHEUNG, 2006).

2.2 Metodologia

Em ambos fragmentos estudados (Bosque de *Pinus elliottii* Engelm. e mata ciliar circundada por cerrado *sensu strictu*), foram realizados três transectos horizontais, contendo dez metros de distância entre o primeiro e o segundo transecto e trinta metros entre o segundo e o terceiro, sendo esta última devido à presença de uma trilha entre eles.

Em todos os transectos foram realizadas medições de oitenta metros adentro do

fragmento. Em cada transecto foram estabelecidos 6 (seis) pontos de coleta de dados, distribuídos a: 0 metros (borda), 5, 10, 20, 40, e 80 metros. Foram mensuradas, com um densiômetro, as porcentagens de sombra (cobertura do dossel) em 4 pontos (Norte, Sul, Leste e Oeste), temperatura e umidade relativa do ar. Além disso, a presença dos fungos nos troncos de árvores e presentes no solo ao longo do percurso foi observada. As coletas foram realizadas na parte da manhã, entre 8h00 e 12h00.

Coletou-se dados referentes à presença de Basidiomicetos ao longo do percurso estabelecido pelos transectos, nos dois fragmentos, sendo dados válidos para o levantamento o critério de morfoespécie, registrando junto aos organismos a temperatura, luminosidade e abertura de dossel.

2.3 Análises estatísticas

As análises realizadas neste estudo foram baseadas em três modelos. A primeira análise foi feita a partir do modelo de Shannon para obter os índices de diversidade alfa e beta das comunidades de Basidiomicetos nos dois fragmentos. A segunda diz respeito aos índices de similaridade de *Jaccard* e *Kulczynski*, que analisam os coeficientes de similaridade entre as comunidades dos dois espaços estudados. Por fim, para determinar a relação entre as variáveis abióticas e bióticas utilizou-se o GLMer no *software R*. A normalidade e significância dos dados foram testadas através dos resíduos. Já a validação do modelo foi realizada através critério de *Akaike* (AIC), sendo o melhor modelo escolhido pelo menor valor do AIC ($dAIC < 2$) (BURNHAM & ANDERSON 2001).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Índice de Shannon

O índice de *Shannon* pode ser considerado um dos índices mais utilizados por ecólogos especialistas em diversidade. Esse provê valores confiáveis que possibilitam comparar diversidades entre comunidades habitando diferente fragmentos. Além disso, esse índice possibilita que as diferenças - alfa específica de um fragmento; beta, diferença entre dois fragmentos; e gama, diversidade total dos fragmentos analisados – sejam mensuradas (SPELLERBERG et al., 2003).

	Logaritmo neperiano (ln)
Diversidade Alfa (Bosque)	2,123
Diversidade Alfa (Mata)	2,057
Diversidade Beta (Bosque-Mata)	0,066

Tabela I: Índices de diversidade de *Shannon* para as comunidades de Basidiomicetos da mata ciliar e do bosque de *Pinnus* com mata em regeneração.

A diversidade encontrada nas comunidades estudadas não apresentou diferença estatística, refutando a hipótese inicial de que a diversidade seria maior na mata ciliar do cerrado do que no bosque de *Pinnus*. É provável que essa semelhança na diversidade dos dois ambientes estudados seja devido à proximidade das áreas de estudo (menos de 5 km). Além disso, é importante salientar que a diversidade encontrada no bosque, pode ser justificada pela alta taxa de mata em regeneração que é encontrada nessa região advinda do abandono do cultivo de pinheiros. Tendo em vista a falta de significância estatística, esse estudo não funciona como argumento para degradação de um ambiente e conservação de outro, pois essa pesquisa trata apenas de Basidiomicetos, e não da função ecológica geral de ambas as áreas.

3.2 Índice de Jaccard

O índice de *Jaccard* é usado na conservação de espécies porque pode possuir uma função importante para determinar a relação entre espécies e áreas, assim, denotando uma medida no tamanho ideal em um ambiente. O coeficiente de similaridade de *Jaccard* não considera similaridades negativas, dessa maneira a similaridade entre duas unidades taxonômicas operacionais (OTU's) não é influenciada por outras OTU'S inclusas na análise (HAMERS et al., 1989).

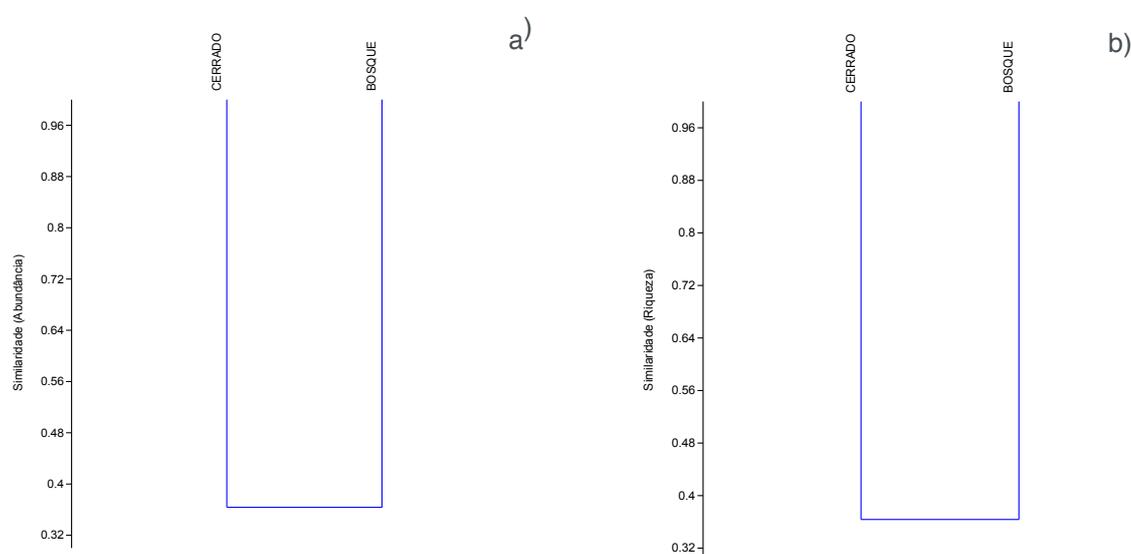


Figura 1: Índice de similaridade da variável abundância (a) e da variável riqueza (b)

A similaridade entre a abundância de fungos nas comunidades em estudo, levando em consideração o índice de *Jaccard* foi de aproximadamente 0,37, enquanto a de riqueza foi de 0,36. Assim sendo, fica evidente que um pouco mais de um terço dos indivíduos e das espécies presentes no bosque também estão presentes na mata ciliar, em função da similaridade entre os dois fragmentos. Entretanto, podemos ver que existe uma diferença evidente na quantidade de indivíduos e espécies não similares, na qual pode ser atribuída aos diferentes valores das variáveis analisadas.

3.3 Índice de Kulczynski

Diferentemente do índice de *Jaccard*, o coeficiente de *Kulczynski* considera as duplas nulidades, ou seja, além das similaridades entre os ambientes estudados, esse índice ainda considera a ausência em ambos os fragmentos como uma similaridade. Portanto, esse índice normalmente apresenta níveis maiores, por levar em consideração ambas as similaridades.

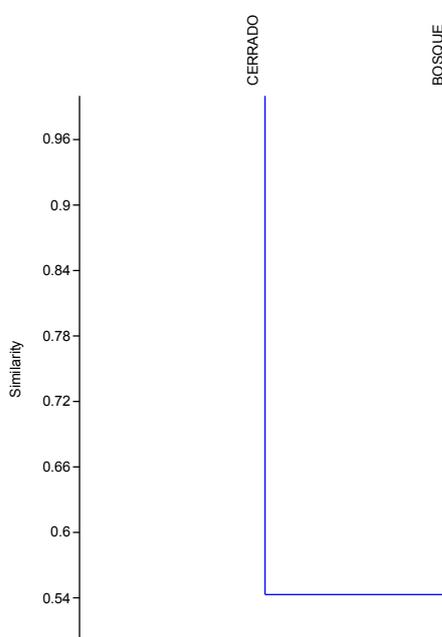


Figura II: Coeficiente de similaridade tanto de abundância como riqueza de Kulczynski.

Nesse diagrama, percebe-se que a similaridade de *Kulczynski* atingiu 0,55 para riqueza e abundância. Esse valor representa cerca de 0,18 mais similaridade que os índices de *Jaccard*, enfatizando nitidamente que houve dupla nulidade em ambos os ambientes, ou seja, existiram pontos de coleta, que nenhum fungo foi encontrado em nenhum fragmento. Vale lembrar, que as duplas nulidades foram, na grande maioria, próximas ao ponto 0 de coleta, ou seja, o ponto mais próximo da borda. Esse fenômeno denominado efeito de borda, onde a estrada apresenta uma influência negativa na diversidade e abundância de biodiversidade, em geral, incluindo os Basidiomicetos, pode ser o principal responsável por esse aumento (DODONOV et al., 2013). Esses organismos foram encontrados em maior número a partir do ponto 2 e 3 de todos os

transectos estudados, reforçando que, esse efeito, nitidamente atua em ambas as áreas de estudo.

3.4 GLMer e critério de Akaike

Análises estatísticas foram realizadas no software *R*, visando encontrar os melhores modelos para comparar as variáveis e obter as correlações entre as variáveis respostas (riqueza e abundância) e as variáveis bióticas e abióticas.

Variável	Estimate	Modelo Válido	Valor de P	AICc	dAIC	W
Abundância		Distribuição				
Mod3 (válido)		NORMAL				
Intercepto	24,76		0,0519	151,2	0.0	0,350
Dossel	2,14		0,047			

Tabela II: Variáveis selecionadas de acordo com os modelos adequados ranqueados pelo critério de *Akaike* da Mata Ciliar circundada por Cerrado.

Variável	Estimate	Modelo Válido	Valor de P	AICc	dAIC	W
Abundância		Distribuição				
Mod2 (válido)		Normal				
		Logarítmica				
Intercepto	7,18		<0,05	182,7	0	0,624
Temperatura	-0,16		<0,05			
Riqueza		Distribuição				
Mod3 (válido)		Normal				
Intercepto	-4,94		0,079	75,4	0,0	0,0566
Dossel	9,99		0,0013			

Tabela III: Variáveis selecionadas de acordo com os modelos adequados ranqueados pelo critério de *Akaike* do Bosque com mata em regeneração.

Após ranquear os modelos pelo critério de *Akaike* (SYMONDS et al., 2011) para a mata ciliar envolta por Cerrado, o melhor modelo selecionado para a abundância de fungos foi o modelo de distribuição normal para a relação positiva com cobertura de dossel, enquanto que a variável riqueza não apresentou relação com nenhuma das variáveis medidas. Já para o bosque em regeneração os modelos foram: distribuição normal logarítmica relacionando negativamente temperatura com abundância de fungos, e distribuição normal positiva relacionando riqueza de fungos e cobertura de dossel. Essa seleção foi feita baseada no valor de delta AIC (dAIC), sendo menor que dois, ou seja, sendo qualificado como o mais adequado. Além disso, os valores de p menores que 0,005 indicam a eficiência estatística maior que 95% desses modelos.

A abundância de Basidiomicetos da mata ciliar denotou relação positiva com a cobertura de dossel, ou seja, quanto maior eram as taxas de cobertura de dossel,

maior foi a quantidade de indivíduos no fragmento. Essa relação pode ser explicada pelo provável aumento de nutrientes, especialmente carbono e nitrogênio, encontrados em vegetações com maiores coberturas de dossel, que fomentam condições mais favoráveis para a colonização de fungos em geral (YANG et al., 2011). Além disso, o aumento da cobertura pelo dossel significa uma diminuição da incidência direta de luz no fragmento, em outras palavras, uma ampliação das zonas sombreadas, o que representa um ambiente ideal para o crescimento e multiplicação dessas espécies (NAVARRO et al., 2008).

Assim como a mata ciliar, o bosque em regeneração também teve influência do dossel sobre uma das variáveis respostas, todavia, essa variável influenciou positivamente a riqueza dos Basidiomicetos nesse fragmento, ao invés da abundância. Nessa área de estudo, o modelo utilizado ainda apontou correlação negativa entre temperatura e abundância dos Basidiomicetos, ou seja, quanto menor a temperatura nesse ambiente, maior foi o número de indivíduos encontrados. Essa relação corrobora a discussão previamente construída que enfatiza a preferência dos basidiomicetos dessa região por habitats com temperaturas não extremas e sombreados (SYSOUPHANTHONG, 2010).

4 | CONCLUSÕES

A cobertura de dossel se mostrou ser uma variável biótica de extrema importância para a abundância e riqueza dos fungos encontrados nos ambientes estudados. Maior cobertura de dossel pode promover melhores condições para as gentes dispersores de sementes (LUCK & DAILY, 2003), o que pode aumentar a cobertura vegetal dessas áreas; além de melhorar o microclima local (até mesmo para os Basidiomicetos) (CALLAWAY, 2007; DERROIRE et al. 2016).

Nosso trabalho mostra a necessidade da conservação de ambientes nativos para o desenvolvimento e manutenção dos Basidiomicetos, principalmente por eles serem de extrema importância para a ciclagem de nutrientes e produção de matéria orgânica local.

5 | AGRADECIMENTOS

Agradecemos em especial ao Laboratório da Professora Dalva Matos e sua equipe localizada no Departamento de Hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos pela assistência e estrutura física.

REFERÊNCIAS

- BATALHA, M. A., CIANCIARUSO, M. V.; MOTTA-JUNIOR, J. C. **Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity.** *Natureza & Conservação*, 8.1, 1-5, 2010.
- BURNHAM, K. P., ANDERSON D. R. **Kullback-Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies.** *Wildlife Research*, 28, 111-119, 2001
- CALLAWAY, R. M. **Positive interactions and interdependence in plant communities.** Dordrecht, Springer, 2007.
- CAPELARI, M.; GUGLIOTTA, A. M. **Proceedings of the Workshop Methods for the assessment of biodiversity in plants and animals held at Campos do Jordão, SP.** The higher fungi. In: BICUDO, C. E.; MENEZES, N. A. (Ed.). *Biodiversity in Brazil*, São Paulo: CNPq, p. 81-92, 1996.
- CHEUNG, K. C. **Regeneração natural em áreas de floresta Atlântica na reserva natural Rio Cachoera.** Dissertação de mestrado em Ecologia e Conservação. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR. 2006.
- DAI, XINFENG, et al., **Plant height–crown radius and canopy coverage–density relationships determine above-ground biomass–density relationship in stressful environments.** *Biology Letters*, rsbl20090228, 2009.
- DODONOV, P., HARPER K.A, and MATOS D.M.S. **The role of edge contrast and forest structure in edge influence: vegetation and microclimate at edges in the Brazilian cerrado.** *Plant ecology*, 214, 11, 1345-1359, 2013.
- EWERS R. M., DIDHAM RK. **Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community,** *PNAS*, 105(14), 5426-5429, 2008.
- HAMERS, L. et al. **Similarity measures in scientometric research: the Jaccard index versus Salton's cosine formula.** *Information Processing & Management*, 25.3, 315-318, 1989.
- LAURENCE, W.F. & VASCONCELOS, H.L. **Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia.** *O ecologia Brasiliensis*, 13, 434-451, 2009.
- MAIA, L. C.; CARVALHO JUNIOR, A. A. **Introdução: os fungos do Brasil.** In: FORZZA, R. C.; (Org.). et al. *Catálogo de plantas e fungos do Brasil Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio: Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro*, p. 43-48, v.1, 2010, ISBN 978-85-88742-42-0.
- MIRANDA, J. C. C.; MIRANDA, L. N. **Micorriza Arbuscular.** In: VARGAS, M. A.; HUNGRIA, M., (ed.). **Biologia dos solos dos Cerrados.** Brasília, DF, EMBRAPA-CPAC, p. 69-123, 1997.
- MIRANDA, J. C. C.; MIRANDA, L. N. **Seleção e recomendação de uso de espécies de fungos micorrízicos arbusculares.** Planaltina, DF: EMBRAPA=CPAC, 3 p. (EMBRAPA-CPAC. Comunicado Técnico,52), 2001.
- MONTEIRO, M. C. P. **Identificação de fungos dos gêneros Aspergillus e Penicillium em solos preservados do cerrado - Lavras-MG:** UFLA, 76 p.il, Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Lavras, 2010.
- MURCIA, C. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.** *Trends in Ecology and Evolution*, 10(2), pp.58-62, 1995.
- NAVARRO, E. et al. **Environmental behavior and ecotoxicity of engineered nanoparticles to algae, plants, and fungi.** *Ecotoxicology*, 17.5, 372-386, 2008.

PIRES, E. Z. et al. **Biodiversidade de basidiomicetos encontrados em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Ambiência**. Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais, V.10, N.2, Maio/Ago, pág. 490, 2014.

REAL, Raimundo, and Juan M.VARGAS. **The probabilistic basis of Jaccard's index of similarity**. Systematic biology, 45.3, 380-385, 1996..

STEVENSON G. B. **The Biology of Fungi, Bacteria and Viruses**. Editora Polígono 3ª edição. Spellerberg, 1974.

Ian F., and Peter J. Fedor. **A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon–Wiener' Index**. *Global ecology and biogeography* 12.3, 177-179, 2003.

SYMONDS, M. R. E; MOUSALLI, A. **"A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion."** *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65.1, 13-21, 2011.

SYSOUPHANTHONG, P. et al. **Mushroom diversity in sustainable shade tea forest and the effect of fire damage**. *Biodiversity and conservation* 19.5, 1401-1415, 2010.

YANG, H. et al. 2011. **Changes in soil organic carbon, total nitrogen, and abundance of arbuscular mycorrhizal fungi along a large-scale aridity gradient**. *Catena* 87.1, 70-77, 2011.

ZAÚ, A. S. **Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos**. *Floresta e Ambiente*, 5(1), pp.160-170, 1998.

DESCRIÇÃO DOS ESTÁGIOS SUCESSIONAIS ECOLÓGICO DO PARQUE RODOLFO RIEGER EM MARECHAL CÂNDIDO RONDON

Elcisley David Almeida Rodrigues

Unioeste, Mestrando em Geografia, Área de Concentração: Espaço de Fronteira: Território e Ambiente. Linhas de Pesquisa: Dinâmica e Gestão Ambiental em Zona Subtropical.

Marechal Cândido Rondon-Paraná

Karin Linete Hornes

Unioeste, Docente do Curso de Graduação e Mestrado em Geografia, Área de Concentração: Espaço de Fronteira: Território e Ambiente. Linhas de Pesquisa: Dinâmica e Gestão Ambiental em Zona Subtropical.

Marechal Cândido Rondon-Paraná.

RESUMO: A assimilação do processo sucessional ecológico em uma comunidade vegetal é elementar para a tomada de decisões, uma vez que auxilia os órgãos públicos no planejamento de parques e unidades de conservação. Para inferir a conjuntura do estágio sucessional de um parque são essenciais os levantamentos estruturais e fitossociológico da vegetação. Em vista disso, o objetivo do presente trabalho é a descrição dos estágios sucessionais do Parque Ecológico Rodolfo Rieger (PERR) a partir da resolução do CONAMA (1994) indicado para qualificações de Florestas Estacionais Semidecíduais, sendo que a área de estudo é um remanescente desta mata na região oeste do Paraná. Para atingir

o objetivo proposto adotou-se a metodologia de parcelas múltiplas, fixas e seletivas, cujo critério de inclusão foi a aferição de todos os indivíduos com Circunferência à Altura do Peito (CAP) ≥ 15 cm. Como esforço amostral utilizou-se a metragem padrão utilizada em diversos trabalhos de levantamento arbóreo e recomendado por uma gama de autores que é de 10.000 m². Com o intuito de correlacionar as fisionomias ecológicas, foram subdivididos a área amostral em parcelas e corredores e que permitiram avaliar aspectos relacionados à disposição dos CAP's no relevo e proximidade hídrica. A pesquisa permitiu concluir que o porte arbóreo da vegetação no PERR se diferencia pela proximidade com corpos hídricos e posição no relevo. Isto posto, a mata do PERR encontra-se em estágios de regeneração e desenvolvimento, podendo alcançar uma fase equilibrada e biodiversa em um tempo iminente e próximo.

PALAVRAS-CHAVES: Biogeografia; Fitogeografia; Floresta Estacional Semidecidual; Parcelas Fixas.

ABSTRACT: The assimilation of the ecological successional process in a plant community is elementary for decision making, since it assists public agencies in the planning of parks and conservation units. In order to infer the conjuncture of the successional stage of a park,

the structural and phytosociological surveys of the vegetation are essential. In view of this, the objective of the present work is the description of the successional stages of the Rodolfo Rieger Ecological Park (PERR), based on the resolution of CONAMA (1994) indicated for qualifications of Seasonal Semideciduous Forests, and the study area is a remaining of this kills in the western region of Paraná. In order to reach the proposed objective, the methodology of multiple, fixed and selective plots was adopted, whose inclusion criterion was the measurement of all individuals with Chest Height Circumference (CAP) ≥ 15 cm. As sample effort was used the standard footage used in several tree survey work and recommended by a range of authors that is 10,000 m². The research allowed to conclude that the arboreal size of the vegetation in the PERR is differentiated by the proximity with water bodies and position in the relief. This fact, the forest of the PERR is in stages of regeneration and development, being able to reach a balanced and biodiverse phase in an imminent time.

1 | INTRODUÇÃO

O reconhecimento dos processos sucessionais ecológicos da estrutura da vegetação auxiliam no entendimento da dinâmica vegetacional e por conseguinte permitem lançar estratégias para manutenção e revitalização de áreas verdes. Uma vez que, os resultados desta compreensão poderão indicar em qual fase sucessional a mata estudada se encontra e se possível, os caminhos para recuperar a biodiversidade. Isto posto, a composição de pesquisas científicas que objetivam verificar o panorama dos estágios sucessionais, contribuem na criação de planos e manejos adequados com vista a preservação dos recursos bióticos.

Deste modo, o objetivo central do presente trabalho compreende a descrição dos estágios de Sucessão Ecológica Vegetal do Parque Ecológico Rodolfo Rieger, adotando como documento para a qualificação a resolução do CONAMA (1994). Para atingir o objetivo proposto, empregou-se como critério de análise o levantamento estrutural da vegetação com a utilização de dados da Circunferência à Altura do Peito (CAP) de todos os indivíduos com o CAP ≥ 15 cm, situados em parcelas múltiplas, fixas e seletivas. O esforço amostral requerido é o usual por diversos autores e recomendado por Furlan (2009) e Moro (2013) que é de 10.000 m² e indicados como metragem mínima para estimar a biodiversidade.

O esforço amostral utilizado, foi subdividido em 10 corredores retangulares de 1,000 m² e cada corredor fracionado em 10 parcelas quadráticas de 100 m² (10x10). A implantação de cada corredor obedeceu a lógica de iniciar-se da baixa para alta vertente e plotar as parcelas em locais próximos a curso d'água, com o intuito de examinar variações da circunferência em diferentes pontos do relevo e apurar a dessemelhança no porte arbóreo, próximo ou distante de corpos hídricos.

O PERR, consiste em um fragmento da Floresta Estacional Semidecidual situado na área urbana do município de Marechal Cândido Rondon, região oeste do

Paraná. A principal característica atribuída tal fisionomia é a perda da folhagem nas estações desfavoráveis que resulta em uma queda de 20 a 50% das folhas do estrato superior da vegetação.

A particularização da fitogeografia e da sucessão ecológica do parque possibilita os órgãos públicos, alternativas para uma melhor conservação dos fatores naturais, além de, auxiliar na disseminação do conhecimento de um patrimônio biodiverso do município de Marechal Cândido Rondon/PR.

2 | A SUCESSÃO ECOLÓGICA: PRESSUPOSTO TEÓRICO

Como o presente trabalho refere-se a um artigo de sucessão ecológica vegetal, este capítulo trará de uma forma sucinta, os pressupostos teóricos atinentes a esta fundamentação e a conceituação a este termo que pertence de todo modo aos campos da ecologia. Também deverá ser tratado aqui, a definição para a cobertura vegetal do fragmento florestal estudado.

Conforme Odum e Barret (2008) a Sucessão Ecológica Vegetal, refere-se a um conceito que compreende alterações na repartição de energias, estruturas de espécies e processos da comunidade. Este encadeamento pode ocorrer em qualquer comunidade, sempre que os indivíduos promovam modificações em seu habitat e que podem ser tanto de alterações no ambiente físico, como interação de competição ao nível de comunidade (ODUM e BARRET, 2008).

Assim, o desenvolvimento de ecossistema, seria controlado pela comunidade, de modo que Piqueiras et al. (2016) mencionam que o processo sucessional depende do ambiente físico pois, determina o padrão e velocidade. Por isso, se as alterações transcorrerem por interações internas a comunidade, o processo será conhecido como autogênico. No entanto, se for por forças externas, o mesmo será denominado de Alogênicos (ODUM, 1983).

Deste modo, quando um determinado território se encontra aberto para a colonização (Figura 01), Odum (1983) menciona que o metabolismo da comunidade não está em equilíbrio, uma vez que as taxas de produção bruta (P) é superior ou inferior às percentagens de respiração (R). A comunidade, age no sentido de equilibrar essas taxas e permitir que a produção bruta iguale a respiração ($P=R$).

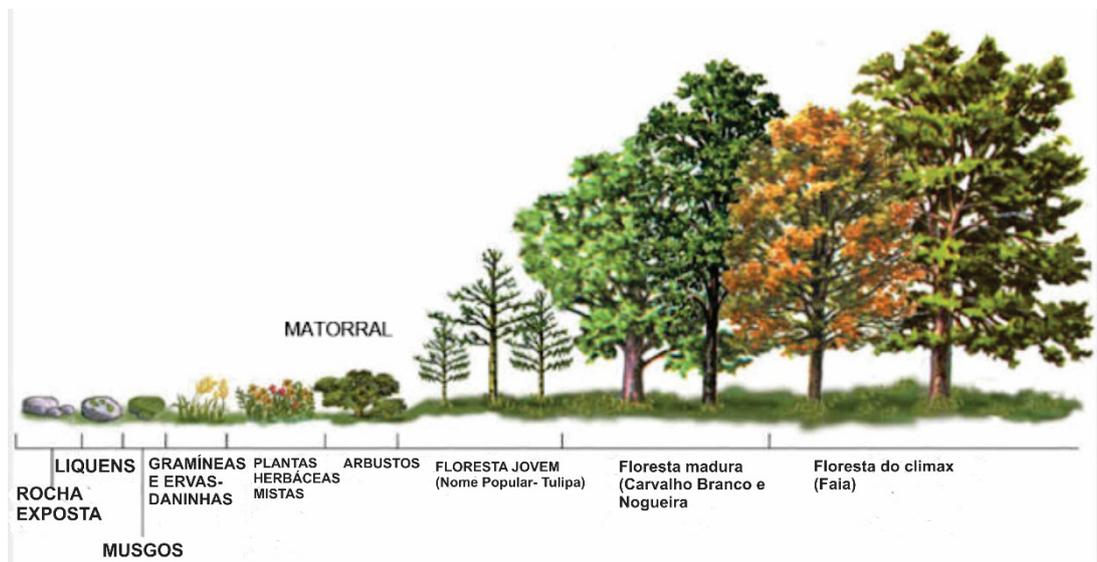


Figura 02- Esquema da Sucessão Ecológica Vegetal

Fonte: ODUM (1983)

Neves e Pereira (2014) comentam que a Sucessão Ecológica Vegetal se trata de um mecanismo natural que permite o desenvolvimento da vegetação em áreas anteriormente inabitadas (invasão de Líquens e Musgos sob uma rocha exposta) ou a regeneração a partir de uma degradação (sucessão secundária). No processo de sucessão ocorre a substituição de uma vegetação, que em seus primórdios, privilegiam o estabelecimento de espécies pioneiras que possuem desenvolvimento com grande velocidade e suportam condições de luminosidade alta que é o estabelecimento de Gramíneas e Ervas-daninhas (LORENZI, 2008).

Em seguida, as pioneiras fornecem condições para o estabelecimento das plantas arbustivas ou uma floresta jovem, visto que nesta fase ocorre um aumento considerável de matéria orgânica e biomassa que incide em um solo mais rico em nutrientes, além de, uma ampliação na área de sombra (NEVES e PEREIRA, 2014). Por fim, há o estabelecimento de floresta madura e climática.

Posto isto, entende-se que a Sucessão Ecológica, consiste na substituição de uma vegetação por outra, de modo que uma etapa cria condição para o desenvolvimento de uma posterior. Uma vez que possibilita a instalação de uma vegetação mais profusa, com ciclo de vida mais longo, alocado sob um solo mais profundo e rico em nutrientes. E de modo que incida no objetivo final de toda comunidade que é atingir o estado de clímax, onde a máxima biodiversidade se fará presente.

Clements (1916) autor-referência nos estudos sucessionais coloca que a Sucessão Ecológica consiste no processo universal de desenvolvimento da formação vegetal tendo como característica o movimento das populações e ondas de invasão sendo taxas variantes. Para ele a comunidade vegetal, apresentava-se como um processo estruturado e previsível, no qual as mudanças na vegetação representavam a história de vida dos indivíduos colocando os elementos vegetacionais como um organismo individual (CLEMMENTS, 1916).

Como uma sociedade de plantas única onde as mesmas se comportavam como um organismo passível de nascer, crescer, atingir a maturidade e morrer. A esta teorização denomina-se a ideia de um superorganismo, que partiria de múltiplos substratos, para incidir em uma fase climática que seria determinada pelas características do clima regional ou zona climática, inserindo a concepção denominada de monoclímax (CLEMENTS, 1916).

Gleason (1926) e Tansley (1935) refutavam a ideia de monoclímax, de modo que, o primeiro autor defendia a Teoria da Associação Individualística da Vegetação e o segundo pontuava uma concepção tida como Policlímax. Gleason (1926) referenciou com destaque demasiado as características florísticas e históricas da planta de forma individual, adotando, portanto, uma concepção taxonômica. Nesta teorização, o ambiente atuaria no funcionamento e comportamento das espécies produzindo alterações morfológicas na vegetação. Portanto, a teoria denominada de característica individualística acreditava que a vegetação seria produto da soma de todos os indivíduos que habitam uma determinada área (GLEASON, 1926).

Outro autor fundamental para o entendimento sucessional, foi Tansley (1929) com a noção central de Policlímax. Esta teoria mencionava que fatores locais como rocha de origem e posição topográfica, seriam empecilhos para a maturidade final, que não era direcional, como afirmava Clements. Logo, para este autor deveria ser reconhecido um único clímax regional em consonância com o clima geral e um número variável de climáceos locais condicionadas por elementos como pedológicos e hídricos.

3 | A REGIÃO BIOCLIMÁTICA DAS ESPÉCIES CADUCIFÓLIAS

O fragmento da vegetação aqui descrito representa uma unidade denominada de Floresta Estacional Semidecidual (FES) que compreende um dos exemplares da Mata Atlântica. Além da, Floresta Estacional Semidecidual, o conjunto da Mata Atlântica subdivide-se em outras duas (02) unidades, sendo a Floresta Ombrófila Densa, Mista e os complexos associados como os manguezais e restingas (BRASIL,2006).

A principal característica atribuída para a unidade da FES é a dupla estacionalidade climática ou a predominância de indivíduos caducifólios no meio florestal (RODERJAN *et al.*, 2002; GRAEFF, 2015). Tal processo ocorre quando o índice de precipitação no inverno diminui e proporciona mudanças na fisionomia florestal e como resultado entre 20 a 50% das árvores do dossel perdem suas folhas modificando a expressão local da vegetação, ocorrência que está restrita aos estratos superiores. Vale mencionar que além da florística diferenciada, esta vegetação é mais empobrecida quando comparadas com as florestas Ombrófilas. Outra característica atribuída a esta floresta é a resposta da redução expressiva da precipitação e umidade relativa do ar com uma diminuição nos índices de epifitismo (RODERJAN *et al.*, 2002, p. 85).

O mecanismo dos indivíduos caducifólios de perda das folhas na estação

desfavorável, conforme Martins e Batalha (2011) transcorre do estress hídrico que ocorre principalmente nos períodos de inverno. Conforme Graeff (2015, p. 320) as regiões em que tal evento sucede está inserido em faixa de precipitação inferior a 1,600 mm onde os períodos de menor amplitude pluviométrica duram em média de 5 a 6 meses por ano.

Após o período de déficit hídrico, os meses posteriores são registrados pela incidência de um acúmulo maior de serapilheira no chão florestal, resultado de um desprendimento das folhas como resposta ao fenômeno deficitário hidrológico ocorrido. Pezzato e Wisniewski (2006) comprovaram a partir da contabilização da serapilheira provinda de um fragmento da floresta estacional Semidecidual da região Oeste do Paraná que a ocorrência deste fenômeno decorre principalmente nos meses de agosto, setembro e outubro.

Em classificação da vegetação do estado do Paraná, Roderjan *et al.* (2002) catalogou a mesma em cinco unidades fitogeográficas dominantes que são a saber: A Mata Ombrófila Mista, Densa, Estacional Semidecidual, áreas de estepes e Savanas. As fisionomias das Ombrófilas e Estacionais são condicionadas ainda, por fatores locais como altimetria, posição na vertente e pedologia recebendo denominações específicas como Aluvial e Submontana (RODERJAN *et al.*, 2002).

A floresta do tipo Estacional Semidecidual Aluvial corresponde às formações distribuídas nas margens de cursos hídricos formando vales sujeitos a inundações periódicas. Essa mata corresponde a uma fitoecologia florestal com porte arbóreo menos desenvolvida que a Sub-Montana em densidade (RODERJAN *et al.*, 2002, p. 25 – 26).

Outra subdivisão do tipo Estacional é a Sub-Montana que ocorre em altitudes de 200 a 600 m, em diferentes litologias e múltiplas unidades pedológicas sendo as mais comuns os Latossolos Vermelho e Nitossolos.

Descrição física da área estudada

O presente trabalho foi realizado em um Parque urbano do município de Marechal Cândido Rondon/PR (Figura 2), região Oeste do Paraná no chamado Terceiro Planalto Paranaense (MAACK, 2012). Conforme delimitação da Mineropar (2006), a área se encontra localizada no denominado Planalto de Cascavel (Folha SG.22-V-A) cuja as características são topos alongados e isolados com vertentes convexas e convexas-côncavas com vales abertos em U e cotas altimétricas que variam de 215 a 485 m.

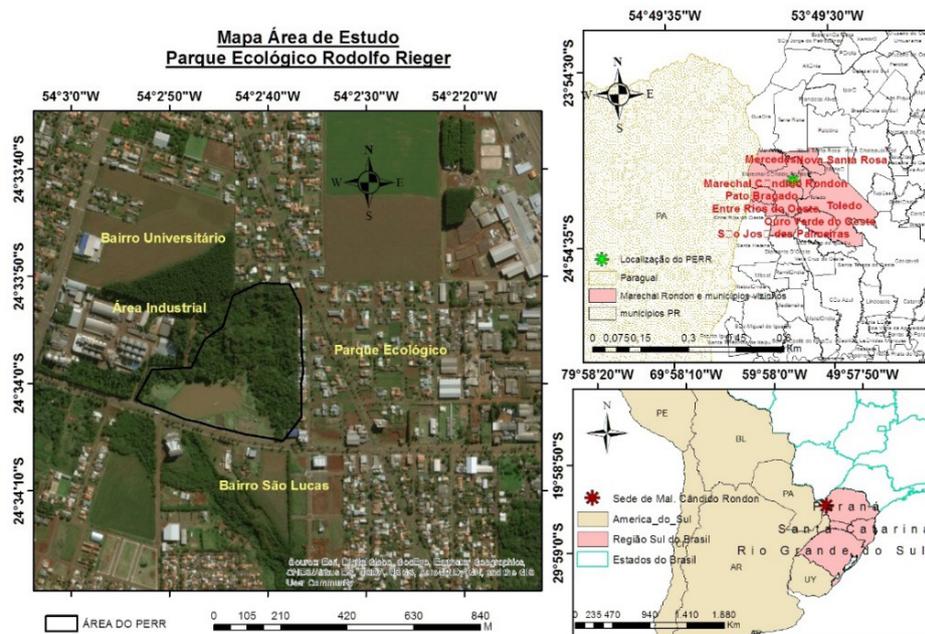


Figura 2- Mapa da área de estudo

O PERR encontra-se sob o embasamento geológico da Formação Serra Geral do Grupo São Bento (MORESCO, 2007, p.78) que deu origem a um dos maiores derramamentos de lavas basálticas do mundo de idade Jurássica/Triássica. O solo, genericamente, encontra-se sobre a cobertura pedológica dos Latossolos Vermelhos, Nitossolos, Gleissolos e em menor extensão os Neossolos Litólicos (TIZ, CUNHA, 2007, p.86). Com relação a Bacia hidrográfica o município se encontra na denominada Bacia do Paraná 03 (BP03) cujos principais cursos fluviais são as Sanga Borboleta, Matilde Cuê, Lajeados Guavirá e Guará, do qual são afluentes do Arroio Guaçu (ANA, S/D).

A classificação climática da área de estudo, com base em Köppen-Geiger, exhibe como característica de clima temperado úmido, mesotérmicos e estações de verão e inverno bem definidas. Sobre os níveis de precipitação, Mcknight e Darrel, (2000) mencionam que nesta região há influências de chuvas em todos os meses do ano com médias em torno de 1600 a 1800 mm anuais. Já para a temperatura, a média do mês mais quente alcança taxas entre $> 22\text{ }^{\circ}\text{C}$ e $< 18\text{ }^{\circ}\text{C}$ nos meses mais frios com até três geadas anuais (AYODE, 1991); (MENDONÇA e OLIVEIRA, 2007, p.121). O tipo climático referido associa-se em um conjunto regional, com a unidade da Floresta Estacional Semidecidual.

Materiais e metodologias de construção da pesquisa

O presente capítulo trará uma breve discussão sobre os materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento da pesquisa. O quadro 1 apresenta os materiais e suas utilizações.

Material	Objetivo
Clinômetro	Aparelho destinado a medir os ângulos verticais de declividade da <u>enconsta</u>
Bússola	Instrumento de orientação em meio a mata densa
Global Position System (GPS)	Registrar as coordenadas geográficas de cada ponto coletado
Estacas	Fixar no solo para a implantação dos corredores
Fita Zebrada	Visualizar em meio a mata fechada os corredores
Barbante em Nylon e Plaquetas em garrafa pet	Fixar nas árvores e registrar as informações de ordem e valores obtidos de diâmetro e altura
Prancheta e Caderneta de Campo	Anotação dos dados em campo e registro de informação complementares
Excel e Corel Drawn	Tabular os dados e elaborar gráficos com os dados Corel Drawn Confeção do croqui em forma quadrática com a distribuição das fases <u>sucessionais</u> em cada parcela.
Auto Cad	Elaborar Perfil Geocológico

Quadro 01- Materiais utilizados em campo

Para realização da pesquisa foram realizadas revisões de literatura sobre a área em estudo que se nortearam em trabalhos científicos produzidos no município ou região entre eles Moresco (2007); Tiz e Cunha (2007) e levantamentos dos atributos físicos a partir de institutos de pesquisas, empregando imagens de satélites como a ANA (S/D).

Ainda, buscou-se uma gama de referências para embasar os estudos sucessionais, desde artigos científicos que forneceram argumentos para a exposição de uma concepção teórica da sucessão. Entre esses autores, pode-se citar Neves e Pereira (2014); Lorenzi (2008); Carvalho (2010) e Zambonim e Nakazono (1999) e Piqueiras et al. (2016). Do mesmo modo, utilizaram-se trabalhos clássicos da Sucessão Ecológica Vegetal, como os autores Clements (1916); Gleason (1926) e Tansley (1935).

Para a exposição das características da vegetação nativa recorreu-se a levantamentos produzidos por Roderjan *et al.* (2002) e em autores que descreveram o comportamento desta mata que são citados Martins e Batalha (2011) Graeff (2015) e Pezzato e Wisniewski (2006).

Em campo adotou-se para delinear uma área amostral a técnica de Parcelas múltiplas, fixas e seletivas fundamentada em Furlan (2009) e Moro e Martins (2013). O esforço amostral requerido para o levantamento de dados segue o recomendado por Furlan (2009) como ideal para a investigação da biodiversidade que é de 10.000 metros quadrados (1 ha). A metragem mínima foi subdividida em campo da seguinte forma: alocou-se em modo de transectos, 10 corredores retangulares com extensão de 1.000 m² e em cada corredor subdividindo em 10 parcelas quadráticas de 10x10m.

Os corredores foram distribuídos da seguinte forma (Figura 3): as cinco primeiras parcelas (C01 e C05) foram implantados no setor oeste do PERR, ao longo da vertente. Dois parcelares (C05 e C06) alocados à noroeste do Parque, na margem esquerda do curso fluvial. A justificativa para a implantação desses corredores próximos ao rio deve-se ao estudo de Roderjan *et al.* (2012). O autor descreve uma diferença da fisionomia da vegetação que varia de acordo com a posição na vertente e a proximidade aluvial.

Neste aspecto, os parcelares foram pensados, tentando priorizar áreas que pudessem mostrar esta variação da fisionomia. Assim, foram alocados esses corredores com o objetivo de verificar se existem características semelhantes às descrições da literatura.

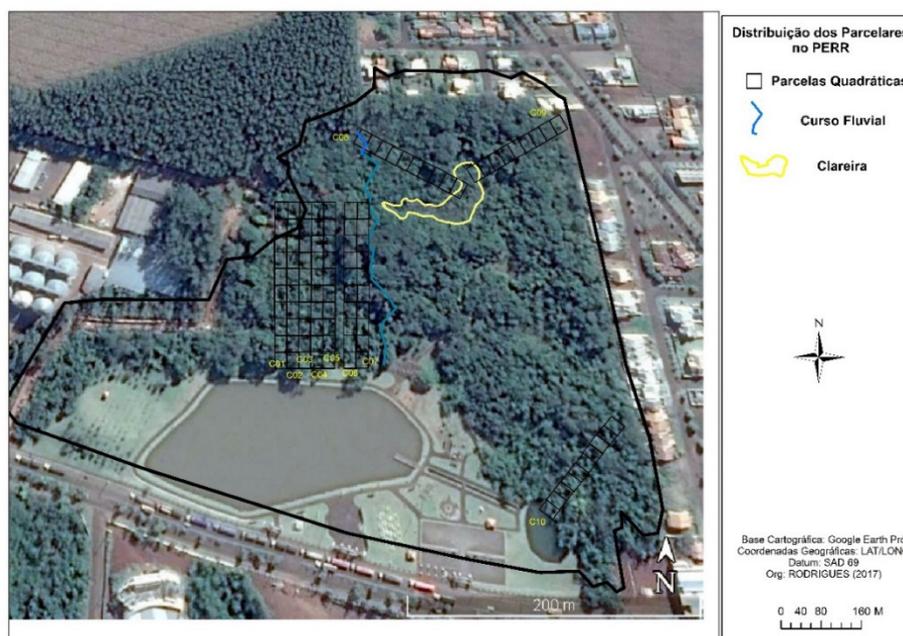


Figura 3- Área de distribuição dos corredores/parcelas no PERR.

Ainda, dois corredores (C08 e C09) foram alocados na clareira maior com o intuito de comparar o processo sucessional partindo da descontinuidade para as áreas florestais onde tal metodologia foi fundamentada em Cruz (2014) que aplicou em um fragmento da floresta Amazônica no estado do Pará. Com relação ao último corredor (C10) instalou-se próximo ao lago artificial menor com o intuito de confrontar o estágio de evolução com as parcelas implantadas a oeste do PERR (C01 a C05).

O procedimento de construção das parcelas foi orientado conforme o manual técnico da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2005). De acordo com esta determinação cada parcela deve ser delimitada com estacas de madeira, cercada com fita zebrada, cujo propósito é ocasionar uma delimitação de parcelas retas, ajudando na estética da área amostral, além de, facilitar na localização dos parcelamentos em meio florestal. Por este motivo se emprega a fita zebrada que ainda contribui para o estabelecimento de limites nítidos entre os quadrantes.

Após a implantação das parcelas fixas, iniciou-se a coleta de dados abrangendo todos os indivíduos com $CAP \geq 15$, atendendo ao mínimo estabelecido, tanto pela resolução quanto para trabalhos nas unidades da Floresta Atlântica, como a Ombrófila Densa, Mista e Estacional Semidecidual (MORO e MARTINS, 2009). É válido mencionar que a utilização da sigla Circunferência à Altura do peito (CAP) se refere a uma recomendação de diversos autores como Martins e Batalha (2013), Machado e Figueiredo Filho e Moro e Martins para as Matas da Floresta Atlântica nas quais as medidas devem ser tomadas a partir de 1,30 do nível do solo.

Machado e Figueiredo Filho (2009, p.26) mencionam que nem sempre é possível aferir a circunferência em seu ponto exato, uma vez que existem situações como inclinação da árvore, raízes aéreas em pontos acima de 1,30, que levam o observador a tomar outras padronizações. Para tanto, existem Pontos de Medições de Circunferência (PMC) que são utilizados em casos excepcionais tais como os descritos na Figura 4.

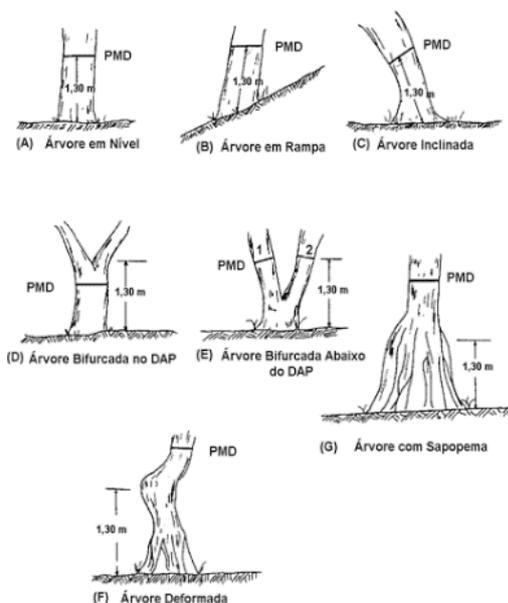


Figura 4- Pontos de Medição de Circunferência utilizados em casos excepcionais. Fonte: Machado e Figueiredo Filho (2009)

A coleta de dados foi fundamentada em Moro e Martins (2009), Ribeiro (2011) e Machado e Figueiredo Filho (2009). Conforme Ribeiro (2011) a mensuração no local apropriado é de extrema importância, já que contribui para a diminuição de erros sistemáticos e tornam as informações de uma pesquisa em meio florestal consistentes e confiáveis (RIBEIRO, 2011).

De modo simultâneo com a aferição dos indivíduos, foram afixadas placas de garrafa pet em ordem numérica e que são zeradas de corredor a corredor nas árvores. Estas placas, foram marcadas com caneta de retroprojeto contendo a ordem numérica da árvore aferida e seu diâmetro. Este processo se justifica para não haver uma perda da contabilização dos indivíduos já mensurados.

Com a finalização da coleta de dados, os mesmos foram tabulados em fichas de campo conforme indica o Quadro 2 e classificados conforme a resolução do CONAMA (1994) presente no Quadro 3. O tabelamento permitiu a extração dos resultados finais e a indicação do objetivo principal da pesquisa que é caracterizar a Sucessão ecológica do PERR.

Nº DO INDIVÍDUO	DAP (em cm)	Nº PARCELAMENTO
X	X	X
X	X	X
X	X	X

Quadro 2- Modelo de quadro com as informações de Campo Mensuradas no PERR

Classes		Quantidades de indivíduos	
Inicial	5-15 cm	X	
Intermediário	10-40 cm	X	
Avançado	20 ≥ 60	X	

Quadro 3- Modelo de Intervalos dos DAP's mensurados conforme a resolução base

Fonte: CONAMA (1994)

Os resultados da descrição são apontados a partir do predomínio numérico do DAP e a quantidade de espécies por classes, que foram utilizados como critérios para qualificar a sucessão da vegetação em uma respectiva fase conforme a resolução. Para tanto, mesmo que um determinado parcelamento tenha a superioridade em um conjunto, é necessária uma quantidade mínima para ser enquadrada na respectiva fase. Deste modo, a exigência para-se enquadrar na classe inicial, varia entre 01 a 10 indivíduos, para a intermediária o número de indivíduos fica entre 10 a 30, e para o nível avançado a exigência é que o predomínio seja de mais de 30 indivíduos.

A circunferência a altura do peito é uma medida obtida diretamente em campo, de modo que, deve-se executar a transformação da mesma em Diâmetro para atender a resolução-base que aplica como parâmetro. Para transformar a circunferência em diâmetro, deve-se conforme Moro e Martins (2013) utilizar a seguinte fórmula (1)

$$DAP = \frac{C}{\pi} \dots\dots\dots(1)$$

Onde C= circunferência da árvore à altura do peito e o valor constante de $\pi = 3,14$.

Portanto, fase de tabelamento de dados é uma parte essencial do trabalho uma vez que fornecerá os resultados para a análise ambiental. Deste modo, uma imprecisão em uma contagem ou uma conversão erroneamente feita, levará a dados imprecisos, perdendo todo o tempo de coleta em campo. Feito estes passos metodológicos que se seguiu, o resultado foi o fornecimento do panorama de estágio da sucessão ecológica do PERR, utilizando o DAP como parâmetro.

Descrição dos estágios sucessional do PERR

O item a seguir apresenta os resultados obtidos em campo com as posteriores qualificações de cada corredor e parcela correspondente. Os resultados alcançados, evidenciaram o panorama sucessional que está ligado a diversos fatores de ordem

física existentes no PERR.

Para este trabalho, optou-se em apresentar os resultados em siglas de modo que para cada corredor aplicou-se a letra alfabética C e P para parcelamento seguido de sua respectiva Ordem (01, 02, 03, 04, 05, 06, 07, 08, 09 e 10). A tabulação de dados permitiu averiguar um predomínio integral de parcelas em fase Inicial conforme exhibe o Quadro 4.

Corredor	Fase da Sucessão (Estágio)
01	Inicial
02	Inicial
03	Inicial
04	Inicial
05	Inicial
06	Inicial
07	Inicial
08	Inicial

Quadro 4 - Fases da Sucessão Ecológica por corredor

Os corredores no PERR em que o processo sucessional estava em fase mais evoluída foram diagnosticadas nos C01, C02 e C05, detectados nas áreas amostrais em que as classes entre inicial e intermediário estavam mais próximas. Assim, os C01, C02 e C05, salientavam diferenças de indivíduos em 53, 52 e 21 respectivamente em fase intermediária para inicial. Por outro lado, as parcelas inferiores (registrados com intervalos de indivíduos em estágio inicial para o intermediário mais afastadas) conforme a resolução base foram designadas nos C07, C08 e C10 com 91, 106 e 88.

Bem, em um levantamento ambiental por setores, conclui-se que as áreas amostrais alocadas ao oeste do PERR e próximas ao lago artificial maior (Figura 5) estavam qualificadas em fase superior de progressão. Estas áreas amostrais que apresentavam superioridade evolutiva em relação a outros setores, estavam em suma, condicionados por fatores físicos que favoreciam esse panorama, como relevo pouco acidentado, de modo, que permitia a boa drenagem da água.

Outros setores que apresentavam índices considerados de evolução com estágios mais prósperos referiam-se aos locais próximos as cercas (C01 e C02) este fato possivelmente justifica-se porque a área era utilizado para fins agropecuário. A cerca, provavelmente representava o limítrofe entre uma propriedade e outra, e as árvores eram utilizadas para auxiliar na demarcação. Já os locais em que a sucessão era mais baixa referiam-se as áreas em que os solos estavam mais saturados de água e bastante compactados. A compactação era visível nas diversas trilhas que comprovam uma visitação constante a esta área.

Já as parcelas localizadas na parte intermediária do setor leste do PERR, (C07, C08, e C09-P04, 05, 06 e 08) foram diagnosticadas em fase inicial com estágios bem incipientes (Figura 5) condicionados por solos mal drenados ou compactados que

reflete uma vegetação com porte arbóreo inferior, resultado de uma queda acentuada nos índices médios de circunferência.

										Fases de Sucessão Ecológica Vegetal	
I-00 M-00 A-01	I-03 M-02 A-00	I-04 M-00 A-00	I-01 M-01 A-02	I-23 M-04 A-00	I-15 M-11 A-01	I-25 M-00 A-02	I-05 M-07 A-01	I-13 M-05 A-01	I-17 M-11 A-03		<ul style="list-style-type: none"> Pioneiro Inicial Intermediário Avançado
I-04 M-04 A-00	I-20 M-06 A-03	I-05 M-00 A-00	I-13 M-10 A-00	I-23 M-07 A-01	I-15 M-00 A-00	I-16 M-06 A-01	I-02 M-02 A-01	I-08 M-03 A-00	I-09 M-05 A-03		
I-12 M-05 A-03	I-30 M-06 A-02	I-01 M-00 A-00	I-06 M-01 A-00	I-14 M-10 A-00	I-10 M-02 A-01	I-16 M-04 A-02	I-09 M-07 A-06	I-07 M-01 A-01	I-08 M-03 A-01		
I-18 M-09 A-05	I-25 M-09 A-02	I-10 M-08 A-01	I-12 M-06 A-00	I-16 M-06 A-00	I-02 M-03 A-02	I-09 M-08 A-06	I-09 M-06 A-06	I-13 M-00 A-03	I-06 M-03 A-01		
I-17 M-07 A-00	I-19 M-17 A-01	I-21 M-05 A-02	I-22 M-08 A-00	I-17 M-13 A-02	I-10 M-02 A-01	I-16 M-05 A-01	I-25 M-04 A-01	I-13 M-00 A-03	I-08 M-04 A-01		
I-19 M-07 A-02	I-20 M-09 A-02	I-15 M-06 A-00	I-08 M-03 A-01	I-22 M-11 A-02	I-17 M-10 A-02	I-19 M-07 A-01	I-29 M-03 A-00	I-13 M-05 A-01	I-10 M-10 A-03		
I-07 M-06 A-01	I-07 M-06 A-01	I-15 M-09 A-00	I-07 M-05 A-02	I-27 M-10 A-03	I-11 M-06 A-02	I-12 M-09 A-00	I-25 M-04 A-00	I-25 M-12 A-02	I-06 M-02 A-01		
I-10 M-05 A-00	I-20 M-03 A-06	I-21 M-06 A-01	I-13 M-08 A-02	I-29 M-13 A-01	I-19 M-03 A-02	I-09 M-03 A-02	I-04 M-02 A-00	I-25 M-06 A-02	I-04 M-03 A-01		
I-07 M-04 A-07	I-08 M-05 A-06	I-07 M-05 A-00	I-11 M-07 A-04	I-09 M-08 A-01	I-10 M-03 A-03	I-09 M-09 A-02	I-05 M-11 A-04	I-06 M-09 A-06	I-05 M-03 A-01		
I-12 M-01 A-01	I-06 M-06 A-06	I-15 M-05 A-02	I-09 M-08 A-07	I-04 M-04 A-04	I-15 M-08 A-02	I-10 M-08 A-02	I-08 M-04 A-01	I-18 M-04 A-01	I-14 M-07 A-02		
C01	C02	C03	C04	C05	C06	C07	C08	C09	C10		

Figura 5- Comparação da descrição dos dados por corredor e parcela

Para a exposição dos dados coletados em campo, utilizou-se de dois gráficos de barras em que foram postos a quantidade de árvores aferidas por parcelas (Figura 6) e o valor total medido em cm (Figura 7)

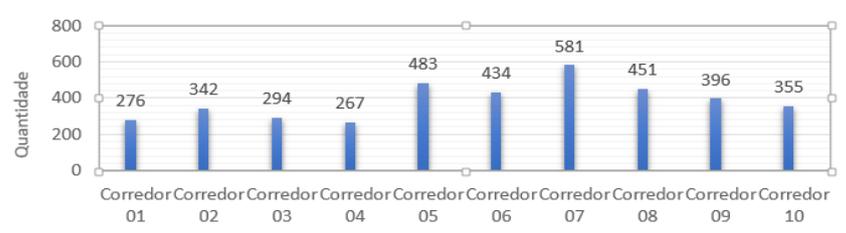
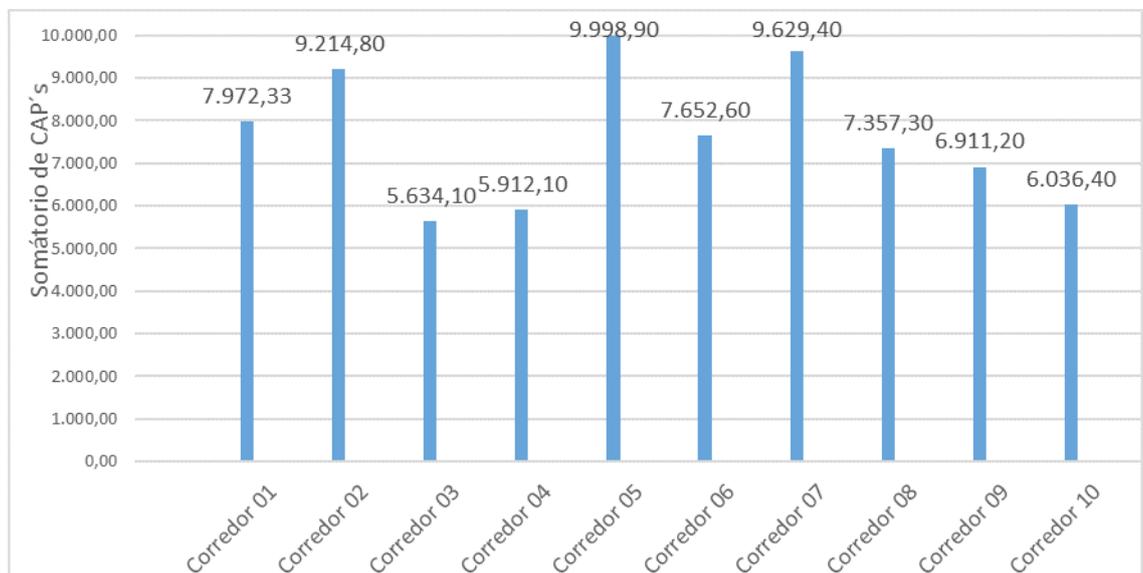


Figura 6- Quantidade de árvores aferidas por corredor



Os gráficos exibidos evidenciam nos primeiros corredores (01 a 05) a característica de quantidade inferior de indivíduos, com CAP's indicados por altos valores, o que indica atributos da Floresta Estacional Submontana. O somatório extremo de CAP's foi alcançado na P05, com 9.998,90 cm e um crescimento total de árvores aferidas por corredor do C01 para o C05 havendo um salto de 267 para 483 plantas lenhosas aferidas. Este crescimento interrompeu-se no corredor 06, tendo como hipótese uma constante utilização do local para fins agropecuários sendo anterior a institucionalização como área de proteção e com o pisoteio contínuo do gado em direção ao córrego tornou o solo bem compactado.

Nos corredores C07 e C06 a quantidade de indivíduos aumenta de maneira significativa de 434 aferidos para 581 com somatório total de CAP's coletados partindo de 7.652,60 cm para 9.629,40 cm, o que mostra uma contagem significativa de indivíduos, no entanto, com CAP relativamente baixo. Sobre esta característica, evidencia visivelmente reflexos da Floresta Estacional Semidecidual Aluvial.

Desta forma houve aferição em um montante de 3.879 espécies de árvores e os corredores com maior número de medições foram os corredores 07 e 05, com 581 e 483 indivíduos respectivamente. Os menores, em medição, foram os quadrantes 04 e 01, com 267 e 276 espécies respectivamente. Já entre os que alcançaram maior somatório de CAPs foram os corredores 05, com 9.998,90 cm, e o corredor 07, com 9.629, 40 cm.

CONSIDERAÇÕES FINAIS DA DESCRIÇÃO DOS ESTÁGIOS NO PERR

Após a realização da pesquisa foi possível identificar as fases sucessionais ecológicas do PERR que foram qualificadas como predominantemente iniciais, cuja característica variam entre arbustiva a arbórea. Na área de estudo são diagnosticados setores mais profusos em evolução ecológica e essas diferenças estão condicionados por fatores físicos como o solo, posição na vertente, proximidade com corpos hídricos e conjunção política, social e histórica.

Sobre o estágio Inicial, há que se ter um cuidado extremo dos órgãos públicos, uma vez que o processo ecológico sucessional vegetal é incipiente e qualquer fator que ocasione em desequilíbrio poderá afetar gravemente. Esse desequilíbrio pode ser da ordem natural quando o local é atingido por enchentes, tempestades tornádicas ou processos erosivos, ou também ser um agravante artificial quando o homem introduz espécies exóticas invasoras ou retira espécies essenciais para o dinamismo da floresta.

O trabalho do mesmo modo, concluiu que conforme a descrição de Roderjan *et al.* (2012) o PERR exhibe a predominância da floresta Estacional Semidecidual Submontana, com Aluvial, localizada nas margens ciliares. A fisionomia segundo o autor localiza-se entre 200 a 600 m e em diversos solos como os Nitossolos e

Latossolos. Assim os dados obtidos permitem ir em direção a literatura citada que se trata da floresta estacional semidecidual submontana, uma vez que o parque está a 400 metros de altitude e a fitofisionomia corresponde a Estacional Semidecidual, bem como solos predominantes.

Assim, vale ressaltar que nos locais onde a vegetação Submontana é mais presente a mata se encontra mais cerrada e densificada que a Aluvial. Exemplos da Aluvial foram constatada em locais próximos a sanga e que detiveram como característica a presença de uma grande quantidade de indivíduos, mas, com valores de CAP's inferiores.

Concluindo, é essencial se dê prosseguimento as políticas de preservação ambiental no local, para que sua conservação seja realmente efetivada. Sugere-se aqui um melhor aproveitamento do parque para a divulgação do patrimônio biodiverso, uma vez que o parque representa uma pequena parcela da floresta Estacional Semidecidual, já tão degradada no Estado do Paraná.

Portanto, com relação aos pressupostos teóricos da Sucessão Ecológica Vegetal é importante asseverar que a Geografia, enquanto ciência que estuda a relação do ambiente físico, encontra-se mais alinhada com as propostas de Clements (1916), uma vez que este autor preza pela relação do meio físico.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Hidro Web**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, S/D. Disponível em < <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>> Acessado em 16/ dezembro/2017.
- AYOADE, J. O. **Introdução à Climatologia para os Trópicos**. Rio de Janeiro/RJ: Editora Bertrand, 3ª ed, 1991.
- BRASIL, Lei n. 11.428. **Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências**. Brasília, DF, 15/Setembro, 2006.
- CARVALHO, E.C.D. de **Estrutura e Estágio de Sucessão Ecológica da Vegetação de Caatinga em Ambiente Serrano no Cariri Paraibano**. 2010, 70f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande: 2010.
- CLEMENTS, F.E. **Plants Succession: An Analysis of the Development of Vegetation**. Washington/EUA: Carnegie Institution Washigton, nº.242, 1916. p.03-21.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Diretrizes para Instalação e Medição de Parcelas Permanentes em Florestas Naturais da Amazônia Brasileira**. Belém/PA: Embrapa-Amazônia Oriental, 2005, 68p.
- FURLAN, S.A. **Técnicas de Biogeografia**. In: VENTURI, Luís Antônio Bittar (Org). **Praticando a Geografia- Técnicas de Campo e Laboratório**, São Paulo: Oficina de Texto, . 2ª ed, 2009. p. 99-131.
- LORENZI, H. **Árvores Brasileiras-Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil**. São Paulo: Plantarum, 5º ed, 2008, 384p.
- GLEASON, H.A. The Individualistic Concept of the Plant Association. **Bulletin of The Torrey Botanical Club**, vol.53, nº 53, 1926. p.07-26.

- GRAEFF, O. *Fitogeografia do Brasil: Uma Atualização de Bases e Conceitos*. Rio de Janeiro: Editora Nau, 1º ed, 2015, 552 p.
- MACHADO, S.A do; FIGUEIREDO FILHO, A. **Dendrometria**. Guarapuava/PR: Editora Unicentro, 2ª, 2006.
- MENDONÇA, F; OLIVEIRA, I.M.D. **Climatologia: Noções Básicas e Climas do Brasil**. São Paulo: Oficina de Texto, 2007.
- MCKNIGHT, T.L; DARREL, H. **Climates Zones and Types: The Koopen System**. Upper Sadle River/ EUA. In: *Physical Geography- A Landscape Appreciation*, 2000. p.01-03.
- MORESCO, M. D. **Estudo da Paisagem no Município de Marechal Cândido Rondon-PR**. 2017. 158 fls. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2017.
- MORO, M.F; MARTINS, F.R. **Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo**. In: FELFILI,J,M; EISENLOHR, P,V; MELO, M,M da R,F de; ANDRADE, L,A; MEIRA NETO,J,A,A (Orgs). *Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos*, vol.01. Viçosa: Editora Universidade Federal de Viçosa, 2013. p.174-212.
- NEVES, A. P.S.F. das; PEREIRA, J, L, A. A Sucessão Ecológica e suas Implicações no Processo de Licenciamento Ambiental no Estado de São Paulo. **Revista Acadêmica Oswaldo Cruz**. nº02 abril-Junho. São Paulo: 2014. p.01-12.
- MAACK,R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. Ponta Grossa/PR: Editora da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), 4º ed, 2012.
- MARTINS, F.R.; BATALHA, M.A. **Formas de Vida, Espectro Biológico de Raunkiaer e Fisionomia da Vegetação**. In: FELFILI,J,M; EISENLOHR, P,V; MELO, M,M da R,F de; ANDRADE, L,A; MEIRA NETO,J,A,A (Orgs). *Fitossociologia no Brasil- Métodos e Estudos de Casos*. Viçosa/MG: Editora Universidade Federal de Viçosa, vol.01, 2013p.44-85.
- MORO, M.F;MARTINS,F.R. Métodos de Levantamento do Componente Arbóreo-Arbustivo. In: FELFILI,J,M; EISENLOHR, P,V; MELO, M,M da R,F de; ANDRADE, L,A; MEIRA NETO,J,A,A (Orgs). *Fitossociologia no Brasil- Métodos e Estudos de Casos*. Viçosa/MG: Editora Universidade Federal de Viçosa, Vol.01, 2013. p.174-212.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1983.
- ODUM, E; BARRET, E. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo. Editora Cengage Learning, 3º ed, 2008.
- OLIVEIRA, M.C; SILVA JÚNIOR, M.C. da. Evolução Histórica das Teorias de Sucessão Vegetal e seus Processos: **Revista Centro de Ensino Pesquisa e Extensão (CEPPG)**, Nº 24 2011. p.104- 118.
- PARANÁ, Minerais do Paraná (MINEROPAR). **Atlas Geomorfológico do estado do Paraná**. Curitiba. Fundação Araucária: 2006. 63.p
- PEZZATO, A.W.; WISNIEWSKI, C. Produção de Serapilheira em Diferentes Seres Sucessionais da Floresta Estacional Semidecidual no Oeste do Paraná. **Revista Floresta**, v. 36, n.01, p. 111-120, 2006.
- PIQUEIRAS, M.M; BRANDO, F.R da; NUNES, P.S da; CAVASSAN, O. Frederic Edward Clements e Henry Allan Gleason: a Controvérsia sobre Sucessão Ecológica. São Paulo: **Filosofia e História da Biologia**, v.11, n.2, 2016. p. 241-257.
- REIS,A; ZAMBONIM, R; NAKAZONO, E.M. **Recuperação de Áreas Florestais Degradadas Utilizando a Sucessão e a Interação Planta-Animal**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva de

Biosfera da Mata Atlântica, vol.03, Série 3 1999. p.1-23.

RODERJAN, C.V; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, S.Y; HATSCHBACH,G.G. As Unidades Fitogeográficas do Estado do Paraná. **Revista Ciências e Ambiente**, v., n. 2002. p.75-92.

TANSLEY, A.G. The Classification of Vegetations and the concept of development. **Revista Plant Science**, v.16, 1939. p.284-307.

TIZ, G.J; CUNHA, J.E. Erosão Periurbana em Marechal Cândido Rondon- PR: uma Abordagem Introdutória. Londrina: **Revista Geografia** v.16, n.01, 2000. p.79-100

SUBSÍDIOS PARA CRIAÇÃO DE RESERVA PARTICULAR DE PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN) NO SUL DO BRASIL

Letícia Pawoski Jaskulski

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria - RS

Murilo Olmiro Hoppe

Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria - RS

Suzane Bevilacqua Marcuzzo

Universidade Federal de Santa Maria, Prof. Dr^a do
Departamento de Ensino do Colégio Politécnico
Santa Maria - RS

RESUMO: Diante de um contexto crescente de fragmentação das Florestas Estacionais dentro do Bioma Mata Atlântica, os esforços de conservação giram em torno das ações de criação de unidades de conservação, em especial as Reservas Particular de Patrimônio Natural (RPPNs), Unidades de Conservação de Uso Sustentável, criadas a partir da iniciativa dos proprietários de terra. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi subsidiar o processo de criação de uma RPPN localizada em São João do Polêsine, RS, por meio da avaliação de atributos ecológicos potenciais da área, definidos, nesse caso, como a presença de espécies arbóreas ameaçadas de extinção. Para tal, foi realizada uma Avaliação Ecológica Rápida na área de estudo, a fim de fazer um levantamento de espécies arbóreas, verificando também o grupo ecológico a qual pertencem e

suas síndromes de dispersão. Como resultado foi verificado que o fragmento de floresta se caracterizada como de estágio sucessional avançado, onde foram identificadas 39 espécies arbóreas, sendo 29 (74,3%) destas apresentando dispersão zoocórica. Além disso, foram identificadas no local as espécies *Araucaria agustifolia*, *Apuleia leiocarpa* e *Cedrela fissilis*, ameaçadas de extinção no estado, e também presentes na Lista Vermelha da Flora do Brasil. Ao final da pesquisa concluiu-se a significativa necessidade de conservação da área por meio da criação de uma RPPN, dada a sensibilidade dos táxons ameaçados aos efeitos da fragmentação, garantindo dessa forma a manutenção da dinâmica florestal e os processos ecológicos da comunidade de espécies presentes no fragmento estudado fortalecendo o Corredor Ecológico da Quarta Colônia.

PALAVRAS-CHAVE: Conservação da biodiversidade, Espécies ameaçadas, Unidade de Conservação

1 | INTRODUÇÃO

Dentro da região tropical e subtropical do planeta, pouco mais de quatro bilhões de hectares são cobertos por florestas, o que significa 31% da superfície terrestre total (FAO,

2010), sendo que parte desse percentual é formado por Floresta Estacional. Atualmente, as Florestas Estacionais Subtropicais situadas nas encostas do Planalto Meridional encontram-se ameaçadas por atividades humanas (KILCA & LONGHI, 2011). Essas atividades têm afetado os ecossistemas diretamente, por meio da fragmentação e consequente pressão sobre os recursos naturais, alterações no uso de terra e, indiretamente, por meio de mudanças nas características atmosféricas, hidrológicas e climáticas, sendo que a maioria dos ambientes terrestres tem experimentado alguma forma de impacto na sua composição e estrutura natural (CHAPIN et al., 2002).

O processo global de fragmentação de habitats é, possivelmente, a mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente. Muitos habitats naturais que eram quase contínuos foram transformados em paisagens semelhantes a um mosaico, composto por manchas isoladas de habitat original. a perda de habitats naturais tem severas consequências sobre a biodiversidade, ao afetar a taxa de crescimento populacional, diminuir o comprimento e a diversidade da cadeia trófica e alterar as interações das espécies (FORERO-MEDINA & VIEIRA, 2007).

A propósito, a fragmentação do bioma Mata Atlântica, um dos 34 hotspots de biodiversidade reconhecidos no mundo (LAURANCE, 2009), por estimativas recentes, apresenta que incluem fragmentos menores que 100 ha e mostram que restam entre 11,4 a 16% da cobertura original (RIBEIRO et al., 2009). Nesse bioma são registradas 298 espécies de mamíferos, 90 delas endêmicas (PAGLIA et al., 2012). Este panorama dificulta as estratégias de manejo e conservação direcionadas para preservar a variação genética intrapopulacional das espécies tropicais, as quais se deve considerar a manutenção de grandes populações e/ou metapopulações, o que requer grandes áreas destinadas à conservação (HILTY et al.; 2006).

Estes dados são a base para o entendimento da extinção das espécies. Martinelli et al. (2013) revelam que, do ponto de vista espacial, a maioria das espécies ameaçadas encontra-se nas regiões Sudeste e Sul e, que das plantas vasculares conhecidas da Mata Atlântica 50% são endêmicas, ou seja, não ocorrem em nenhum outro lugar no planeta. O endemismo se acentua quando as espécies da flora são divididas em grupos, chegando a índices de 53,5% para árvores, 64% para palmeiras e 74,4% para bromélias. O pinheiro-do-Paraná ou araucária (*Araucaria angustifolia*), espécie que chegou a responder por mais de 40% das árvores existentes na floresta ombrófila mista, hoje reduzida a menos de 3% de sua área original.

Neste contexto, é importante construir estratégias que detenham essa destruição e conservem os recursos naturais e os serviços ambientais que a natureza produz. O estabelecimento de espaços especialmente protegidos é uma das ferramentas mais utilizadas atualmente para a conservação da natureza (TERBORGH, 1992).

Como áreas protegidas no Brasil são conhecidas os corredores ecológicos, terras indígenas, áreas de proteção permanente e as Unidades de Conservação. Conceitualmente, as Unidades de Conservação são espaços territoriais de recursos ambientais com características naturais relevantes que têm como objetivo contribuir

para a manutenção da diversidade biológica e dos recursos genéticos (SNUC, Lei 9985/2000), e ainda exercer a função de ecossistema de referência para projetos de restauração.

Cabe ressaltar que as Unidades de Conservação têm a função de salvaguardar a representatividade de porções significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas do território nacional e das águas jurisdicionais, preservando o patrimônio biológico existente. Nesse sentido, entre as 12 categorias de unidades de conservação, as Reservas Particulares de Patrimônio Natural, RPPN, são atualmente especialmente importantes porque preenchem lacunas de proteção entre grandes fragmentos. São os inúmeros fatores relevantes sobre o papel das RPPNs para a conservação da biodiversidade, tais como serem aliadas na proteção do entorno das UCs públicas.

As áreas protegidas na categoria de reservas privadas são essenciais para a conservação da biodiversidade e atuam como a pedra angular das estratégias de conservação, funcionando como refúgios para as espécies e protegendo os diferentes processos ecológicos, onde ocorrem em geral em fragmentos remanescentes em paisagens muito alteradas e são complementares aos esforços mais amplos de proteção dos ecossistemas, cobrindo lacunas nas estratégias de conservação (DUDLEY, 2008).

Suas funções incluem a manutenção dos serviços ecossistêmicos e, em muitos casos, é a última esperança para evitar a extinção de espécies ameaçadas e endêmicas. De acordo com Pinto et al (2012), a Mata Atlântica é o domínio fitogeográfico com o maior número de RPPNs, fato de importância fundamental uma vez que 80% dos remanescentes naturais se encontram em terras privadas.

Entretanto, no Rio Grande do Sul, poucas são as iniciativas de políticas de conservação para região central do Estado. Porém, há pouco foi criado o Corredor Ecológico da Quarta Colônia pela Portaria 143/2014, o qual é um instrumento de gestão territorial que têm por objetivo promover a conectividade entre os fragmentos florestais, permitindo o deslocamento da fauna e dispersão de sementes, garantindo o fluxo gênico e perpetuação da biodiversidade, e auxiliando a reduzir os efeitos da fragmentação dos ecossistemas.

Nesse sentido, a criação de áreas protegidas na região central do Rio Grande do Sul é uma ferramenta importante para garantir a funcionalidade da paisagem natural, uma vez que nesta região está inserido o Corredor Ecológico da Quarta Colônia. Tendo isso em vista, a conectividade entre os fragmentos protegidos ao Corredor permite uma maior permeabilidade ao ambiente, possibilitando o fluxo gênico de diversas espécies entre os fragmentos para o Corredor, e vice-versa.

Dessa forma, buscando-se promover a conservação da biodiversidade e também estabelecer a conectividade entre fragmentos florestais ao Corredor Ecológico, o presente estudo tem por objetivo subsidiar o processo de criação de uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) no município de São João do Polêsine, centro do RS, por meio da avaliação de atributos ecológicos potenciais da área.

O atributo natural relevante observado para impulsionar os esforços de conservação da área foi a presença de espécies arbóreas nativas ameaçadas de extinção. Estas espécies são um dos táxons mais sensíveis à mudanças no ambiente, e a proteção da área é uma eficiente estratégia para garantir sua manutenção. Ainda, a sua presença muitas vezes está associada às características e funções ecológicas ímpares daquela área, corroborando a necessidade de conservação.

2 | METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

O estudo foi desenvolvido no distrito de Vale Vêneto, pertencente ao município de São João do Polêsine, Rio Grande do Sul, Brasil (29°39'11.36"S e 53°31'40.88"O), na Casa de Retiros Nossa Senhora de Lourdes, área estimada em 22 hectares (Figura 1).

Situada na parte central do Vale do Jacuí, São João do Polêsine integra a Quarta Colônia de Imigração Italiana do Estado. O município possui sua base econômica voltada ao setor primário, tendo na cultura do arroz irrigado o principal produto de sua economia, o qual condiciona toda a dinâmica municipal.

A classificação fitogeográfica da região do estudo é definida como Floresta Estacional Decidual, dentro do bioma Mata Atlântica (LEITE & KLEIN, 1990; IBGE, 2012). Ainda, pela região estar situada próxima a encostas, os remanescentes florestais conservados são comuns em meio à paisagem rural e pouco urbanizada. O clima é considerado temperado, chuvoso e quente tipo Cfa, de temperatura média anual de 18 a 20°C e precipitação média anual entre 1.500 e 1.750 mm (KÖPPEN, 1948).

A precipitação média anual está entre 1.500 e 1.750 mm, e a temperatura média anual situa-se entre 18 e 20°C. O solo predominante é o Podzólico Vermelho Amarelo. No que se refere à geomorfologia, a área de estudo está inserida na Depressão Central do RS, com presença de morros residuais, constituídos de rochas vulcânicas da Formação Serra Geral, em contato com arenitos eólicos e/ou intertrápicos, além de rochas sedimentares pertencentes à Bacia do Paraná, e em parte no Rebordo do Planalto (VOGEL, SILVA & SALLES, 2007).

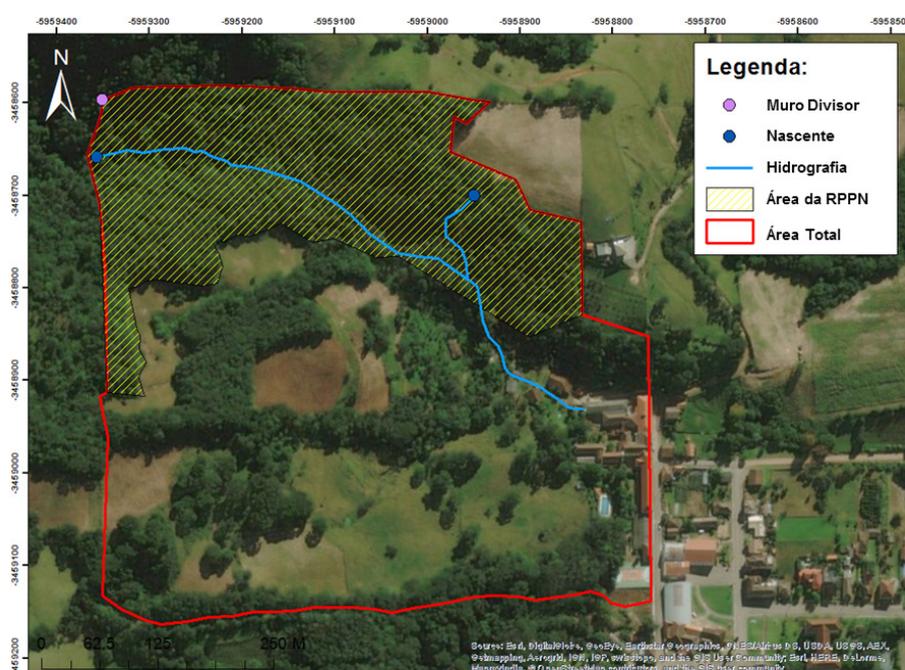
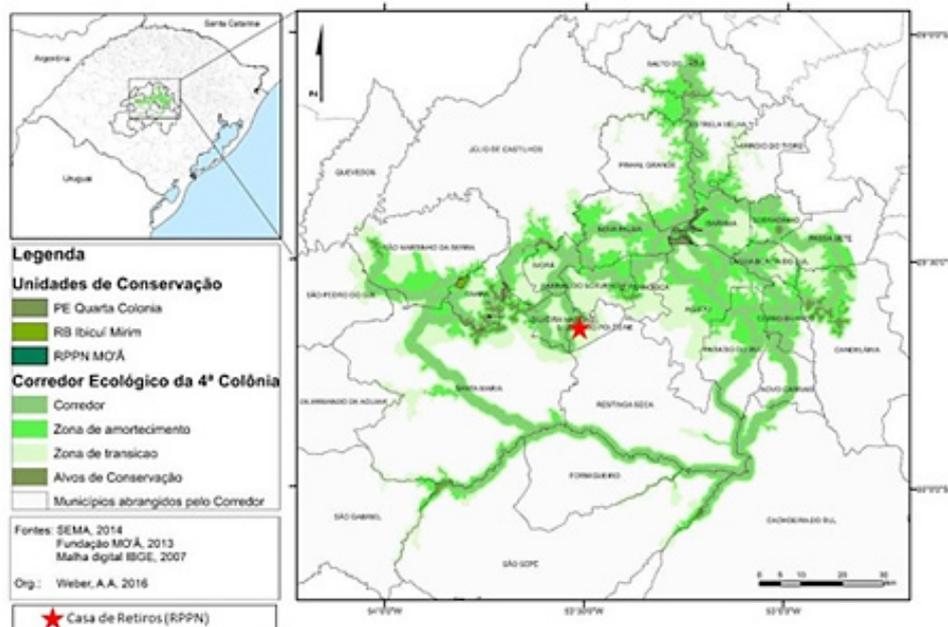


Figura 1 - Corredor Ecológico da Quarta Colônia e Área da Casa de Retiros Nossa Senhora de Lourdes. Foto: Acervo NEAP/UFSM

2.2 Levantamento de Dados

Foi realizado um levantamento preliminar de espécies botânicas na área por meio de uma Avaliação Ecológica Rápida (AER). As campanhas de campo se deram durante o segundo semestre de 2016 e primeiro semestre de 2017. Ao longo da área, foram traçados três transectos, onde, pelo método de caminhamento, as espécies eram identificadas visualmente. Para auxiliar na identificação foram utilizados guias botânicos ou a coleta de estruturas para posterior identificação em laboratório. Após o levantamento das espécies, realizou-se uma revisão bibliográfica para verificar o grau

de ameaça das espécies presente na Lista Vermelha no Brasil (CNCFLORA, 2012) e no Rio Grande do Sul (FZB, 2014), bem como o grupo ecológico de sucessão a qual pertencem. A síndrome de dispersão foi avaliada de acordo com os critérios propostos por Van Der Pijl (1982), como anemocóricas (dispersas pelo vento), zoocóricas (dispersas por animais) e autocóricas (auto-dispersão).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da Avaliação Ecológica Rápida, foram identificadas 23 famílias botânicas, abrangendo 39 espécies de árvores, sendo 37 nativas e duas exóticas. As famílias com o maior número de espécies amostradas foram as Lauraceae e Myrtaceae, com cinco espécies cada, seguidas das Meliaceae e Sapindaceae, cada uma com três espécies amostradas. A lista de espécies identificadas está detalhada na Tabela 1 a seguir:

Família/Espécie	Nome Comum	Status CNC	Status FZB	GE	SD
ANNONACEAE					
<i>Annona coriacea</i> Mart.	araticum	LC	-	P	zoo
ARALIACEAE					
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	mandiocão	LC	-	P	zoo
ARAUCARIACEAE					
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	araucária	EN	VU	P	zoo
ARECACEAE					
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá	LC	-	ST	zoo
BIGNONIACEAE					
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	caroba-rosa	LC	EN	SI	ane
BORAGINACEAE					
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	guajuvira	-	-	SI	ane
CARICACEAE					
<i>Vasconcellea quercifolia</i> A. St.-Hil.	mamoeiro-do-mato	-	-	P	zoo
CYATHEACEAE					
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	xaxim-espinhento	-	CR	ST	ane
EUPHORBIACEAE					
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	laranjeira-do-mato	-	-	C	aut
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	tanheiro	-	-	SI	zoo
FABACEAE					
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	angico-vermelho	NT	NT	ST	aut
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	grápia	VU	CR	C	ane
LAURACEAE					
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	canela-amarela	-	-	ST	zoo
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	canela-preta	-	-	ST	zoo
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	canela-ferrugem	-	-	ST	zoo
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela-guaicá	NT	-	ST	zoo
<i>Ocotea spixiana</i> (Nees) Mez	canela-ocotea	-	-	SI	zoo
MALVACEAE					

<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hill.) Ravenna	paineira	-	VU	ST	ane
MELIACEAE					
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	canjerana	-	-	SI	zoo
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro	VU	VU	ST	ane
<i>Trichilia claussenii</i> C. DC.	catiguá	-	-	ST	zoo
MORACEAE					
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger et al.	cincho	-	-	C	zoo
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	figueira	LC	-	ST	zoo
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	guabiroba	LC	-	ST	zoo
<i>Eugenia involucreta</i> DC.	cerejeira-do-mato	-	-	ST	zoo
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	uvaia	-	-	SI	zoo
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemao	licurana	-	-	SI	zoo
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	guabiju	LC	-	C	zoo
PHYTOLACCACEAE					
<i>Phytolacca dioica</i> L.	umbu	-	-	SI	aut
PRIMULACEAE					
<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav.	copororóca	-	-	SI	zoo
RHAMNACEAE					
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	uva-do-japão	-	-	EX	zoo
ROSACEAE					
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	néspera	LC	-	EX	zoo
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	pêssego-do-mato	-	-	SI	zoo
RUTACEAE					
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	guatambu	NT	-	C	ane
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica-de-cadela	-	-	P	zoo
SALICACEAE					
<i>Xylosma glaberrima</i> Sleumer	pau-espinho	NT	-	SI	zoo
SAPINDACEAE					
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil) Hieron. ex Niederl.	chal-chal	-	-	SI	zoo
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	camboatá-vermelho	-	-	SI	zoo
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	camboatá-branco	-	-	SI	zoo

Tabela 1 - Espécies arbóreas identificadas através da AER. Status CNCFlora, dados de 2012 e Status FZB, dados de 2014: LC = Pouco Preocupante; NT = Quase Ameaçada; VU = Vulnerável; EN = Em Perigo; CR = Criticamente em perigo; Grupo Ecológico (GE): P = Pioneira; SI = Sucessão Inicial; ST = Sucessão Tardia; C = Climax; EX = Exótica; Síndrome de Dispersão (SD): zoo = zoocórica; ane = anemocórica; aut = autocórica.

De acordo com as informações coletadas para cada espécie, se observa que grande parte das árvores são pertencentes ao grupo ecológico das secundárias inicial e tardia, caracterizando o fragmento como de estágio de sucessão mais avançado (Figura 2). A presença de diversos representantes da família Lauraceae é um indicativo do avanço dos estágios sucessionais para este tipo de formação florestal (TABARELLI et al., 1994). A família Myrtaceae é muito representativa no bioma Mata Atlântica e em especial em Florestas Estacional Decidual (WAECHTER & JARENKOW, 1998;

JURINITZ & JARENKOW, 2003; SOBRAL et al., 2006; LONGHI et al., 2008).

Mesmo sendo caracterizado como um fragmento pequeno de vegetação, o mesmo recebe propágulos de outros fragmentos presentes e conectados na região, reflexo disso é o número considerável de espécies arbóreas de dispersão zoocórica (74% das espécies – Figura 3) o qual indica que existe um pool de espécies de animais que habitam ou circulam por esses fragmentos e que promovem este mecanismo. Estes dados são corroborados por Loiselle & Blake (1990 e 1991), que postulam que ambientes em estágios sucessionais intermediários a avançados tendem a apresentar maior disponibilidade de frutos zoocóricos.

A presença de diversos representantes das famílias Lauraceae e Myrtaceae, bem como a presença de duas espécies frutíferas exóticas (*Hovenia dulcis* e *Eriobotrya japonica*) indica grande variedade de frutos de interesse para aves. Pois, Krügel et al. (2006) e Schú & Martinez (2012) verificaram que os frutos de *Nectandra lanceolata* e *N. megapotamica* são atrativos para um total de 12 famílias de aves, dentre as quais 22 das 26 das espécies identificadas foram também registradas na área de estudo (JASKULSKI et al., 2017).

Quanto às Mirtáceas, estudos indicam que, além de aves (VOSS & SANDER, 1980), primatas como o *Sapajus nigritus* (macaco-prego) e o *Alouatta guariba* (bugio-ruivo), espécies ameaçadas e com ocorrência na região, também são atraídos por alguns frutos da família, como *Campomanesia xanthocarpa* (guavirova) e *Myrcianthes pungens* (guabijú) (CHITOLINA & SANDER, 1981; BROWN et al., 1984; CUNHA, 1994), contribuindo para sua dispersão.

Por sua vez cabe ressaltar que estas espécies atuam como facilitadoras para restauração de fragmentos alterados bem como aumentar a permeabilidade da matriz por meio da formação de núcleos de espécies que atraem a fauna, sendo esta última a responsável pelo aumento do núcleo, composto por espécies presentes em fragmentos próximos, minimizando os fatores que direcionam a extinção de espécies. Fato este fundamenta a criação de uma área protegida como uma Reserva Particular de Patrimônio Natural no local.

Em relação às espécies ameaçadas de extinção, foram observadas três espécies que fazem parte da Lista Vermelha da Flora no Brasil: *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F. Macbr. e *Cedrela fissilis* Vell., exaustivamente exploradas comercialmente em décadas passadas; e outras quatro estão quase ameaçadas: *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Ocotea puberula* (Rich.) Nees, *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. e *Xylosma glaberrima* Sleumer.

Este cenário torna-se mais preocupante quando analisado dentro do contexto do Rio Grande do Sul. Para o estado, seis destas espécies estão ameaçadas de extinção (*A. angustifolia*, *Jacaranda macrantha* Cham., *Cyathea phalerata* Mart., *A. leiocarpa*, *C. fissilis* e *Ceiba speciosa* (A.St.-Hill.) Ravenna), sendo duas delas classificadas como “ criticamente em Perigo”.

No estado, a araucária, ou pinheiro-do-Paraná (*A. angustifolia*) é uma das várias

espécies com declínio populacional no passado, no presente e também projetado para o futuro, devido à perda de hábitat e aos níveis constantes de exploração (FZB, 2014), em função disso a espécie está tombada como espécie protegida na categoria de imune ao corte pelo Código Florestal do RS, Lei nº 9.519, de 21 de janeiro de 1992. Além disso, a araucária apresenta interação mutualista com espécies de fauna, pois depende destas para dispersão de suas sementes. Pois, aves como a gralha-azul (*Cyanocorax caeruleus*) e o papagaio-charão (*Amazona pretrei*) são espécies de ocorrência na região e sob status de quase ameaçado (NT) e vulnerável (VU), respectivamente, tendo no pinhão uma das bases de sua dieta alimentar (SICK & PABST, 1968; PRESTES et al., 2008).

Por sua vez, a grápia (*A. leiocarpa*) encontra-se em estado crítico de ameaça no estado do Rio Grande do Sul, tendo um declínio acentuado em sua população devido a perda da qualidade de seu habitat (FZB, 2014). Em entrevistas com moradores da área de entorno ao estudo, alguns dos que residem há mais tempo no local relatam que a espécie era encontrada em abundância no passado, porém atualmente não era mais avistada em seu ambiente natural (JASKULSKI, L. P., obs. pes.).

Já o cedro (*C. fissilis*) é uma espécie classificada como vulnerável para o estado do RS conforme a Lista Vermelha da Fundação Zoobotânica e também em nível nacional. Embora amplamente distribuída no Brasil no passado, historicamente sofreu extrema exploração madeireira em suas áreas de ocorrência, tendo um declínio populacional de pelo menos 30%, também em decorrência da conversão de habitats em áreas urbanas, pastagens e monoculturas. Hoje, embora rara, a espécie é mais abundante nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CNCFlora, 2012).

Ainda, e não menos importante é o papel multiplicador de conservação que uma RPPN apresenta, sendo um local de visitação pública e de relações interinstitucionais para planejamento e implantação de ações de sustentabilidade visando a melhoria da qualidade dos habitats e ecossistema. Cabe ressaltar que a espiritualidade está vinculada ao serviço ambiental que a área presta a sociedade, proporcionando paz e bem estar, aliadas ao vínculo com os objetivos das proprietárias da área, religiosas da Congregação de Irmãs Nossa Senhora de Lourdes. A iniciativa para a criação da RPPN por parte da Congregação surgiu concomitantemente ao tema da Campanha da Fraternidade do ano de 2017: “Biomás Brasileiros e a Defesa da Vida”, o qual busca alertar sobre a necessidade de cuidar e proteger o meio ambiente através do lema “Cultivar e guardar a criação”.

Dessa forma, foi possível verificar a importância ecológica do fragmento florestal estudado, reforçando as ações para sua conservação. A dinâmica florestal da comunidade de espécies presentes na área estudada, uma vez que protegidas, têm garantida a regeneração natural de seus propágulos no local e entorno pela região apresentar uma matriz florestal a qual foi a base para a criação do Corredor Ecológico da Quarta Colônia. Nesse sentido, o estabelecimento de uma RPPN nesta localidade constitui uma importante estratégia para a proteção desta área e das espécies

ameaçadas, fortificando também o ecossistema no qual estão inseridas e atuando como pontos de ligação entre grandes fragmentos.

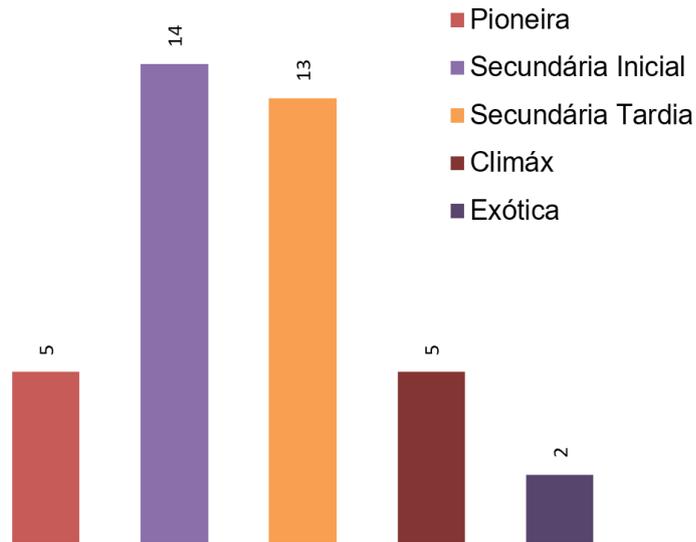


Figura 2 – Proporção dos Grupos Ecológicos (GE) verificados para as espécies identificadas na área de estudo

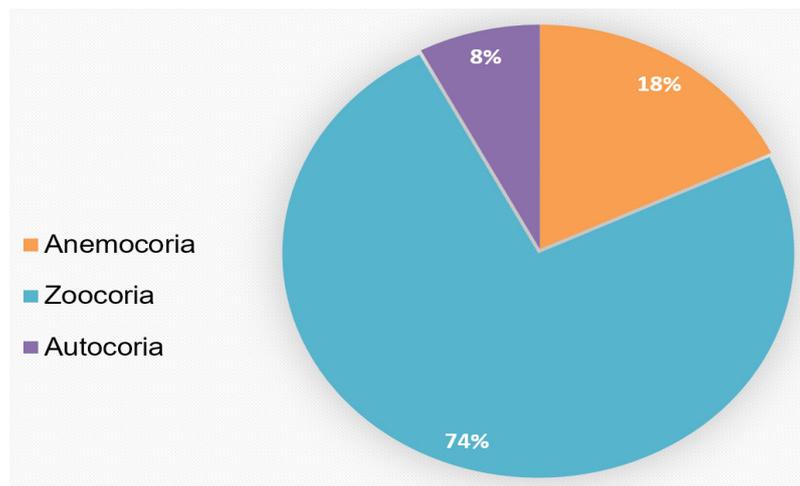


Figura 3 – Porcentagem das Síndromes de Dispersão (SD) verificadas para as espécies identificadas na área de estudo

4 | CONCLUSÕES

Concluimos que as espécies encontradas no levantamento da vegetação apresentaram características relevantes para subsidiar o processo de criação da Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN), uma vez que foram identificadas espécies ameaçadas de extinção, que constam na Lista Vermelha da Flora do Brasil. Nesse sentido, a consolidação de uma RPPN, além de proteger a biodiversidade, potencializa a manutenção das populações dessas espécies, oportunizando sua distribuição no Corredor Ecológico da Quarta Colônia.

REFERÊNCIAS

- BLAKE, J. G. & LOISELLE, B. A. 1991. **Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica.** *Auk*, v 108, p. 114-130.
- BROWN, A.; CHALUKIAN, S. & MALMIERCA, L. 1984. **Habitat y alimentacion de *Cebus apella* en el N.O. Argentino y la disponibilidad de frutos en el doseo arboreo.** *Revista del Museo Argentino de Ciência Naturales "Bernardino Rivadavia"*, v. 13, p. 273-284.
- CHAPIN, E. S. & EVINER, V. T. 2003. **Functional matrix: a conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes.** *Annual Review Ecology Systems*, v. 34, p. 455-485.
- CHITOLINA, O.P. & SANDER, M. 1981. **Contribuição ao conhecimento da alimentação de *Alouatta guariba clamitans* Cabrera 1940 em habitat natural no Rio Grande do Sul (Cebidae, Alouattinae).** *Iheringia, Série Zoologia*, v. 59, p. 25-36.
- CNCFlora. ***Cedrela fissilis* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora.** Disponível em <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Cedrela fissilis](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Cedrela%20fissilis)>. Acesso em 18 junho 2018.
- CUNHA, A. S. 1994. **Aspectos sócio-ecológicos de um grupo de bugios (*Alouatta fusca clamitans*) do Parque Estadual de Itapuã, RS.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- FORERO-MEDINA, G. & VIEIRA, M. V. 2007. **Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem.** *Oecologia Brasiliensis*, v. 11, n. 4, p. 493-502.
- HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z. & MERENLENDER, A. M. **Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation.** Island Press, 2006, 325 p.
- JASKULSKI, L. P. et al. 2017. **Espécies de aves e da flora como subsídios para criação de RPPN no distrito de Vale Vêneto em São João do Polesine, RS.** 32º Jornada Acadêmica Integrada, JAI, UFSM, Santa Maria – RS.
- JURINITZ, C. F. & JARENKOW, J.A. 2003. **Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil.** *Revista Brasileira de Botânica*, v. 26, n. 4, p. 475-487.
- KILCA, V. R. & LONGHI, J. S. A composição florística e a estrutura das florestas secundárias no rebordo do Planalto Meridional. In: SCHUMACHER, M. V. et al. (Org.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional.** Santa Maria: Pallotti, 2011.
- KRÜGEL, M. M.; BURGER, M. I. & ALVES, M. A. 2006. **Frugivoria por aves em *Nectandra megapotamica* (Lauraceae) em uma área de Floresta Estacional Decidual no Rio Grande do Sul, Brasil.** *Iheringia, Série Zoologia*, n. 96, v. 1, p. 17-24.
- LAURANCE, W. F. 2009. **Conserving the hottest of the hotspots.** *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, pp. 1137.
- LOISELLE, B. A. & BLAKE, J. G. 1990. **Diets of understory fruit-eating birds in Costa Rica: seasonality and resource abundance.** *Studies in Avian Biology* v. 13, p. 91-103.
- LONGHI, S. J. et al. 2008. **Caracterização fitossociológica do estrato arbóreo em um remanescente de floresta estacional semidecidual, em Montenegro, RS.** *Revista Ciência Rural*, v. 38, n. 6.
- PAGLIA, A. P. et al. 2012. **Annotated Checklist of Brazilian Mammals.** *Occasional Papers in*

Conservation Biology, v. 6, p. 1-76.

PRESTES, N. P.; MARTINEZ, J. & DA ROSA, A. V. 2008. **Dieta alimentar do papagaio-charão (*Amazona pretrei*)**. Biologia da Conservação: um estudo de caso do papagaio-charão e de outros papagaios brasileiros. Passo Fundo: UPF Editora, v. 1, p. 88-104.

RIBEIRO, M. C. et al. 2009. **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implication for conservation**. Biological Conservation, v. 142, n. 6, p. 1141-1153.

SCHÚ, A. & MARTINEZ, J. 2012. **Frugivoria por Aves de Duas Espécies Arbóreas Nativas do Planalto Médio do Rio Grande do Sul**. Revista Eletrônica de Biologia, v. 5, n. 2, p. 31-39.

SICK, H. & PABST, L. F. 1968. **As aves do Rio de Janeiro (Guanabara), lista sistemática anotada**. Arquivos do Museu Nacional, v. 53, p. 99-160.

SOBRAL, M. et al. **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil**. Editora Rima, São Carlos, 2006.

TABARELLI, M.; VILLANI, J. P. & MANTOVANI, W. 1994. **Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP**. Revista do Instituto Florestal, v. 6, p. 1-11.

TERBORGH, J. 1992. **Maintenance of diversity in tropical Forest**. Biotropica, Washington, v. 24, n. 2B, p. 243-292.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3 rd ed. Berlin: Springer-Verlag. P. 215, 1982.

VOGEL, M. M.; SILVA, J. L. S. & SALLES, V. 2007. **Parâmetros hidrodinâmicos dos recursos hídricos subterrâneos do município de São João do Polêsine, RS**. Ciência e Natura, n. 29, v. 2, p. 145-156.

VOSS, W. A. & SANDER, M. 1980. **Frutos e árvores nativas na alimentação das aves**. Trigo e Soja, n. 51, p. 26-30.

WAECHTER, J. L. & JARENKOW, J. A. 1998. **Composição e estrutura do componente arbóreo nas matas turfosas do Taim, Rio Grande do Sul**. Biotemas, n.11, p.45-69.

A EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DA ÁGUA DE ABASTECIMENTO DO MUNICÍPIO DE PASSOS – MG

Thainá Desiree Franco dos Reis

Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG)
– Unidade Acadêmica de Passos, Laboratório de Hidrobiologia. Passos – MG;
e-mail: thainadfr@gmail.com

Norival França

Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG)
– Unidade Acadêmica de Passos, Laboratório de Hidrobiologia. Passos – MG

Marise Margareth Sakuragui

Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG)
– Unidade Acadêmica de Passos, Laboratório de Hidrobiologia. Passos – MG

Tania Cristina Teles

Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG)
– Unidade Acadêmica de Passos, Laboratório Corredor Verde. Passos – MG

Odila Rigolin de Sá

Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG)
– Unidade Acadêmica de Passos, Laboratório de Hidrobiologia. Passos – MG

ABSTRACT: According to CONAMA Resolution 357, water is classified as special to class IV and for water to be used for public supply, it must be classified as special in accordance with Ordinance 2,914 of the Ministry of Health. However, costs and technologies used in the treatment are becoming more expensive and complex as the quality of the water abstracted becomes less potable, compromising the

sustainability of the process. Therefore, we aimed to analyze the limnological variables of the water treated by the local concessionaire to infer the efficiency of its treatment. Monthly collections were carried out between January and December 2012 in the treated water reservoir of the local concessionaire of Passos-MG. The physical, chemical and microbiological variables were analyzed as described by APHA and compared to CONAMA Resolution 357/2005 and Ordinance 2,914 / 2011. The water collected at Riverside Bocaina for the supply of Passos has been classified as class II, destined for supply after conventional treatment. After treatment of the raw water, the results of the variables color, manganese, total dissolved solids, thermotolerant coliforms and turbidity were within the values of the special class. However, non-standard concentrations of nitrite were recorded in the months of March, October and December, as well as for sulphate in November and for iron in January, February and April. The presence of iron above the limit evidenced the probable existence of corrosion of the water distribution ducts. The conductivity of treated water remained within the limits established only in January. In 14 samples, the limit established for total coliforms was exceeded. The results allowed to conclude that the treatment of the Riverside Bocaina water has been inefficient and its treatment needs,

therefore, to be revised and updated, in order to maintain the values of the variables within the established by the Brazilian legislation.

KEYWORDS: Resolution CONAMA 357; Ordinance 2.914; treatment efficiency; potability.

RESUMO: Segundo a Resolução CONAMA 357, a água é classificada de especial à classe IV e para a água seja destinada ao abastecimento público, ela deve ser enquadrada como especial de acordo com a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde. No entanto, custos e tecnologias empregados no tratamento são cada vez mais dispendiosos e complexos conforme a qualidade da água captada se torna menos potável, comprometendo a sustentabilidade do processo. Portanto, objetivamos analisar as variáveis limnológicas da água tratada pela concessionária local para inferir a eficiência do seu tratamento. Foram realizadas coletas mensais entre janeiro e dezembro de 2012 no reservatório de água tratada da concessionária local de Passos-MG. As variáveis físicas, químicas e microbiológicas foram analisadas conforme descrito pela APHA e comparadas com a Resolução CONAMA 357/2005 e com a Portaria 2.914/2011. A água captada no Ribeirão Bocaina para o abastecimento de Passos tem sido enquadrada como classe II, destinada ao abastecimento após tratamento convencional. Após o tratamento da água bruta, os resultados das variáveis cor, manganês, sólidos dissolvidos totais, coliformes termotolerantes e turbidez mostraram-se dentro dos valores da classe especial. Porém, concentrações fora do padrão de nitrito foram registradas nos meses de março, outubro e dezembro, assim como para o sulfato no mês de novembro e para o ferro em janeiro, fevereiro e abril. A presença do ferro acima do limite evidenciou a provável existência de corrosão dos ductos de distribuição da água. A condutividade da água tratada se manteve dentro dos limites estabelecidos apenas no mês de janeiro. Em 14 amostras, o limite estabelecido para coliformes totais foi ultrapassado. Os resultados permitiram concluir que o tratamento da água do Ribeirão Bocaina tem sido ineficiente e seu tratamento necessita, portanto, ser revisto e atualizado, a fim de manter os valores das variáveis dentro do estabelecido pela legislação brasileira.

PALAVRAS-CHAVE: Resolução CONAMA 357; Portaria 2.914; eficiência do tratamento; potabilidade.

INTRODUÇÃO

Grande parte dos mananciais localizados próximo a centros urbanos estão diminuindo rapidamente sua qualidade limnológica ao longo dos anos. Isso se deve ao fato da presença maciça de atividades antrópicas ocorrente em suas proximidades, aumentando assim despejos incorretos e exagerados de efluente durante toda a extensão do curso d'água. As Resoluções CONAMA 357 de 2005 e 430/2011 classificam os corpos de água superficiais, e estabelece os condições e padrões de lançamento de efluentes. O limite dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

estabelecidos pela Portaria nº 2.914 de 2011, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

O uso de pesquisas, planejamentos e políticas envolvendo o uso e a disponibilidade de recursos hídricos se mostra importante para o entendimento da dinâmica do balanço hídrico e da bacia hidrográfica como unidade de gestão (BRAGA et al., 2005; SWAROWSKY et al., 2011). Mediante novas políticas públicas uma redução do aumento do consumo de água seria possível, já que estimativas sobre os valores dos “serviços” proporcionados por todos os ecossistemas aquáticos do planeta variam entre 2 e 3 trilhões de dólares anualmente. O consumo de água varia muito e torna-se dependente da concentração da população, economia regional, atividades agrícolas e industriais; os impactos não são iguais e apresentam diferentes proporções sobre cada componente do ciclo hidrológico e sobre a qualidade da água (TUNDISI, 2006).

Um sistema de tratamento e abastecimento de água de boa qualidade depende do bom controle operacional dos diversos processos unitários de tratamento. Além disso, o desempenho de uma estação de tratamento de água (ETA) depende inicialmente de uma seleção adequada da tecnologia de tratamento e de um projeto criterioso, acompanhados da disponibilidade de recursos humanos e materiais que propiciem uma boa rotina de operação (FNS/ASSEMAE, 1995; MOITA, 1993). Os fatores intervenientes no desempenho das estações de tratamento de água referem-se basicamente à adequação das características da água bruta à tecnologia de tratamento, à relação vazão afluente/capacidade da estação e à qualidade da operação. Para a avaliação da eficiência global da estação, a tais fatores somam-se ainda as características do efluente e o custo do tratamento, intrinsecamente vinculado à dosagem e tipo de coagulantes, entre outros (LOPES & LIBÂNIO, 2005).

Visto que a água é indispensável para o consumo humano e a mesma é retirada dos mananciais de forma exponencial, existe uma demanda na área de tecnologias e inovações que vise principalmente o monitoramento ecológico e sustentável do consumo e o uso da água de abastecimento. O trabalho de Lopes & Libânio (2005) propôs o IQETA (Índice de Qualidade de Estações de Tratamento de Água), que visa fornecer uma ferramenta qualitativa e quantitativa para auxiliar os administradores de sistemas de abastecimento. O IQETA classifica a estação de tratamento baseado na premissa de que uma estação que possui bom desempenho deverá ser capaz, mesmo quando recebendo água bruta de qualidade variável, fornecer água tratada de qualidade constante.

Para a água tornar-se potável, ou seja, destinada ao consumo humano é exigido certa eficiência do seu processo de tratamento. O método de tratamento mais adequado bem como a sua eficácia podem variar de acordo com a situação. Por isso, a escolha do método a ser utilizado pelas concessionárias locais de tratamento de água se mostra de grande utilidade sanitária para toda a população. Dessa forma, as doenças de veiculação hídricas podem ser evitadas, através da eliminação de cistos e bactérias

patogênicas durante o tratamento da água. Tendo isso em vista, objetivamos com este estudo, analisar as variáveis limnológicas da água tratada pela concessionária local e inferir a eficiência do seu tratamento.

DESENVOLVIMENTO

Materiais e Métodos

Local de Estudo

O município de Passos está localizado em uma região de clima temperado úmido com o inverno seco (Cwa-Cwb) segundo a classificação de Köppen-Geiger e situa-se no sudoeste do Estado de Minas Gerais em uma faixa de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado. O município possui uma área de 1.338.070 km², somando para o ano de 2014, o número estimado de 112.402 habitantes e o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal elevado (0,756). A cidade apresenta-se como polo regional e suas atividades econômicas estão baseadas, sobretudo, na produção agropecuária, no agronegócio e no setor industrial de confecções e moveleiro, além de um forte setor de serviços (PNUD, 2010; IBGE, 2014).

O município passense é atravessado pelo Ribeirão Bocaina, sistema hídrico situado entre as coordenadas 20°39'15,85" e 20°53'12,30" ao sul e 46°33'28,04" e 46°39'52,49" ao oeste, com mais de 100 km de extensão e área de drenagem de 457,9 km² (Fig. 1). A sub-bacia do Ribeirão Bocaina pertence à unidade de planejamento do médio Rio Grande (GD7) e é a principal contribuinte da água de abastecimento do município, chegando a cerca de 80 a 85% da água disponibilizada à população pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), concessionária local de tratamento da água (PEREIRA et al., 2013).

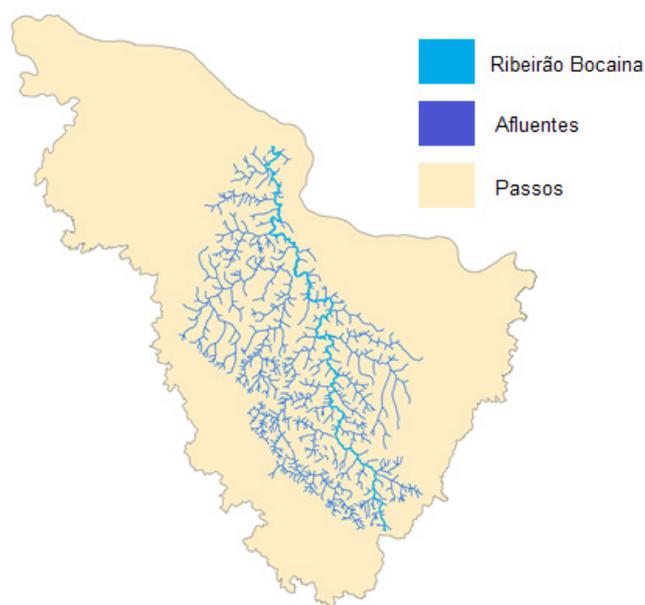


Figura 1. Município de Passos com a delimitação da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Bocaina.

O ponto de captação da Estação de Tratamento de Água (ETA) está localizado na região central do manancial. A ETA I é do tipo convencional e tem capacidade de produção de até 360L/s e abastece os bairros: Jardim Califórnia, Coimbrãs, COHAB, Santa Casa, Penha, São Benedito, Jardim Colégio de Passos, São Francisco, Umuarama, Belo Horizonte, Vila Rica, Nossa Senhora das Graças, Nossa Senhora Aparecida, João Paulo II e Aclimação, sendo essa distribuição correspondente a 80% do território municipal.

Amostragens e análises laboratoriais

Foram realizadas coletas diárias *in loco* da água captada pela estação de tratamento do município entre janeiro e dezembro de 2012. As variáveis físicas, químicas e microbiológicas das amostras foram aferidas diariamente segundo os métodos descritos pela APHA (2008). Em seguida, os resultados foram comparados com os valores limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para avaliar a eficiência do tratamento da água retirada do ponto de captação localizado no Ribeirão Bocaina.

Análises dos dados

As variáveis físicas, químicas e microbiológicas da água foram analisadas no software livre R (RStudio 0.97), pacote Vegan e o nível de significância adotado foi de $\alpha = 0,05$. A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e, constada a inexistência da distribuição normal dos dados, foi realizada uma matriz de correlação de Spearman (não paramétrica) para observar possíveis interações entre essas variáveis. Os valores da matriz de correlação foram expressos em Rho (ρ) e a sua significância avaliada de acordo com p-valor de cada correlação. Os valores obtidos também foram transformados ($\log x+1$) e normalizados para permitir a comparação entre as múltiplas variáveis e para observar possíveis variações em função da sazonalidade e da eficiência do tratamento. Análises de variância não paramétricas (Kruskal-Wallis) foram realizadas para comparar os valores observados na água bruta e na água tratada, permitindo assim, inferir a eficiência do tratamento realizado pela concessionária do município.

RESULTADOS

Para coliformes totais em água bruta, observou-se que das 730 amostras coletadas no ano, 414 apresentaram valores de coliformes totais altos. Das 1.184 amostras analisadas de água tratada, 14 também apresentaram valores significativos para coliformes totais e unidades formadoras de colônias (UFC), porém a Resolução CONAMA 357/2005 que sugere a classificação dos corpos d'água e a Portaria 2.914

do Ministério da Saúde que determina os valores permitidos para potabilidade, não exigem coliformes totais e unidades formadoras de colônias (UFC) como parâmetro a ser analisado.

Os valores para coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*) em água bruta ultrapassaram o valor limite perante a Resolução CONAMA 357/2005 para água de classe II em quase todos os meses, exceto no mês de agosto. Nos meses de janeiro, fevereiro os valores se enquadraram como água de classe IV, o restante dos meses obtiveram valores de água classe III. Das análises realizadas para água tratada, os resultados não detectaram presença de coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*) em nenhuma das amostras realizadas durante todo o ano de 2012, respeitando assim o exigido pela Portaria 2.914/MS que determina ausência de *Escherichia coli* para água de abastecimento.

Os parâmetros nitrato, nitrito, pH, sólidos dissolvidos totais, sulfato e turbidez em água bruta permaneceram em sua maioria dentro do valor para água de classe I em todos os meses do ano de 2012, exceto para dureza no mês de março que se enquadrou como água de classe II. Os parâmetros acima para água tratada, permaneceram dentro do permitido, com exceção do mês de novembro para sulfato que obteve valor 744 mg/L, sendo que poderia chegar até 250 mg/L.

Os valores de ferro em água bruta se enquadraram como água de classe IV no mês de março e classe III nos meses restantes. Já para água tratada os valores exigidos em potabilidade ultrapassaram nos meses de janeiro, fevereiro e abril. A classificação do manganês em água bruta se alternou entre classe III e IV durante todo o ano, atingindo apenas valores para classe I no mês de agosto. Para água tratada os valores permaneceram dentro do estipulado pela Portaria 2.914/MS. A variável cor obteve resultados que se enquadram como de classe IV, com exceção dos meses de julho, agosto e novembro que permaneceram na classe I. Para potabilidade os valores permaneceram dentro do limite.

Os valores de cianeto em água bruta permaneceram dentro da classe I em janeiro, julho e agosto, alternando-se entre as classes III e IV no restante dos meses. Os valores da água tratada permaneceram dentro dos limites de potabilidade. O parâmetro alumínio foi classificado como classe III no mês de janeiro e classe IV em março e maio, na água tratada o valor permitido pela 2.914/MS foi respeitado. O parâmetro amônia permaneceu dentro do valor estipulado para água destinada ao abastecimento público. Os valores de amônia para água bruta não ultrapassaram o valor de 0,3, porém a variável amônia não é exigida pela Resolução CONAMA 357/2005. Os resultados detectados em água bruta foram abaixo dos encontrados em estudos já realizados nos Ribeirão Bocaina.

DISCUSSÃO

Antes da implantação de uma estação de tratamento de água (ETA) deve-se

realizar um estudo completo do corpo hídrico, do solo, fauna e outros estudos. Assim, pode-se complementar a decisão da escolha do método correto a ser utilizado para o tratamento dessa água a ser destinada ao abastecimento público. Atualmente a concessionária local do município de Passos utiliza o tratamento do tipo convencional.

O tratamento da água é subdividido em três técnicas que são: o tratamento simplificado que realiza a clarificação por meio de filtração e desinfecção e correção de pH quando necessário; convencional que inclui em seu processo a coagulação, floculação, desinfecção e correção do pH e o tratamento avançado que usa técnicas de remoção e/ou inativação de constituintes refratários aos processos convencionais de tratamento, os quais podem conferir à água características, tais como: cor, odor, sabor, atividade tóxica ou patogênica (BRASIL, 2005).

O principal parâmetro no que diz respeito à bacteriologia e um dos principais para classificação da potabilidade da água são os coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*). Observamos que após o tratamento realizado pela concessionária local, essas bactérias foram eliminadas totalmente. A *Escherichia coli* é uma bactéria patogênica considerada de interesse para a saúde pública, pois pode ser a causa de vários sintomas como, náuseas, diarreias, e outros sintomas ocasionados pela sua ingestão proveniente de água e alimentos contaminados.

Houve também uma eliminação considerável de coliformes totais após o tratamento da água, apesar de não ser um parâmetro avaliado pela Portaria 2.914 e pela Resolução CONAMA 357. Os casos positivos diminuíram de 414 da água bruta, para 14 casos em água já tratada. Os coliformes totais são bactérias gram-negativas presentes no organismo do homem e outros animais e não são causadoras de doenças, ao contrário dos coliformes termotolerantes, são causadores de doenças e utilizados como indicadores de contaminação.

Os parâmetros nitrato, nitrito, pH, sólidos dissolvidos totais e turbidez da água se mostraram dentro dos parâmetros para potabilidade, mostrando eficácia do tratamento convencional para essas variáveis. Em apenas um mês, o parâmetro sulfato foi ultrapassado para água tratada. Possivelmente esse alto valor foi encontrado em função do uso de coagulantes (CETESB, 2012). Os valores de ferro não se mantiveram dentro dos parâmetros mesmo após o tratamento em três meses.

As concentrações de ferro em água bruta foram altas durante todo o ano, em consequência disso às concentrações de cor também. As concentrações de cor foram reduzidas em todos os meses após o tratamento, porém as concentrações de ferro não atingiram as normas da Portaria 2.914 do Ministério da Saúde em três meses. O ferro apesar de não ser tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público, altera a cor e sabor da água, provoca manchas em roupas e utensílios sanitários. Podem ocorrer depósitos em canalizações de ferro e bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição (CETESB, 2012).

Em um estudo realizado por Pereira et al. (2013) nos anos de 2004 e 2005 no Ribeirão Bocaina obteve resultados de ferro característico de água classe III em janeiro,

abril, maio e junho de 2004 e em março de 2005. Os solos da região são originários de rochas Pré-Cambrianas pertencente à Unidade Geomorfológica da Serra da Canastra, rica em minérios primários conferindo ao solo uma alta fertilidade (PEREIRA et al., 2013), podendo assim levar características do sedimento para a água.

O mesmo estudo também observou concentrações elevadas de cor, nos meses de janeiro a julho e setembro a dezembro de 2004 e janeiro a dezembro de 2005, também apresentaram valores que, segundo a Resolução CONAMA 357/2005 são para água de classe III. Estas alterações nas concentrações estão associadas com o período de chuvas ocorridas nos respectivos meses (PEREIRA et al., 2013). Quando a água, além da cor, apresenta uma turbidez adicional, diz-se que a cor é aparente. Removida a turbidez, o residual que se mede é a cor verdadeira, devido às partículas coloidais carregadas negativamente (RICHTER & AZEVEDO NETTO, 1991). Como as concentrações da turbidez permaneceram baixas em todas as análises realizadas, podendo caracterizar nossa variável cor da água bruta como citado acima. Após o tratamento, observou-se eficiência em todos os meses na redução das concentrações de cor.

O íon cianeto é extremamente tóxico para a vida animal, pois se liga fortemente aos íons metálicos da matéria viva, ou seja, ao ferro das proteínas que são necessárias para que o oxigênio molecular seja utilizado pelas células. O cianeto é muito estável e não se decompõe facilmente, devendo ser destruído quimicamente, em vez de apenas descartado em um sistema aquático (UENF, 2012). Pereira et al. (2013) encontrou na água bruta altas concentrações de cianeto nos meses de janeiro a junho de 2004 e em março e abril de 2005 no Ribeirão Bocaina. Em nossos resultados foram observadas altas concentrações de cianeto na água bruta, porém após o tratamento todos os meses obedeceram ao limite exigido pela Portaria 2.914/MS.

Os resultados foram analisadas no software livre R (RStudio 0.97), pacote Vegan, a normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk e realizada uma matriz de correlação de Spearman. Também realizamos análises de variância não paramétricas (ANOVA) (Kruskal-Wallis). O sulfato não apresentou variação significativa no teste ANOVA ($p = 0,79$), possivelmente a um valor extremo identificado no mês de novembro (744 mg/L). O alumínio também não apresentou variação significativa ($p = 0,88$), possivelmente pelo alto valor dos resultados nos meses de janeiro, março e maio. O tratamento da água não ocasionou em diferença significativa para concentrações de nitrato ($p = 0,82$), posto que esse nutriente foi encontrado em baixa concentração em água bruta ($1,09 \pm 0,53$) e em água tratada ($0,9 \pm 0,44$).

Na tabela 1 em vermelho está indicado o valor da correlação negativa das variáveis pH – nitrato ($R_{\text{h\hat{o}}} = -0,71$). Esta correlação negativa conclui que quanto maior o valor do pH, menor o valor da concentração de nitrato na água tratada do reservatório.

Variáveis correlacionadas	Valor Rhô	Valor p
Condutividade - Turbidez	0,60	0,04*
Condutividade – Sólidos Dissolvidos Totais	0,99	0,00***
pH - Nitrato	-0,71	0,01**
Turbidez – Sólidos Dissolvidos Totais	0,62	0,03*

Tabela 1. Valores de Rhô e *p* da Matriz de Correlação: Spearman das variáveis da água tratada que se correlacionaram e tiveram significância. Classificação das significâncias dos valores de *p*: *significante **muito significante ***muitíssimo significante.

O alumínio pode ocorrer na água em diferentes formas e sua concentração depende de fatores físicos, químicos e geológicos. Os níveis de alumínio na água potável variam conforme as concentrações encontradas na fonte de água e quando são utilizados coagulantes a base de alumínio no tratamento da água (CETESB, 2012). O presente estudo mostra que os meses que apresentaram valores acima do permitido foram Janeiro, Março e Maio, isso pode ter ocorrido pelo fato do alumínio sofrer influencia do pH, temperatura, sulfatos e outros ligantes na água. Após o ajuste da regressão linear, as variáveis alumínio e pH (água bruta), mostraram coeficiente de determinação de 100% ($R^2 = 0,1002$), ou seja, se relacionaram inteiramente como mostra o gráfico abaixo.

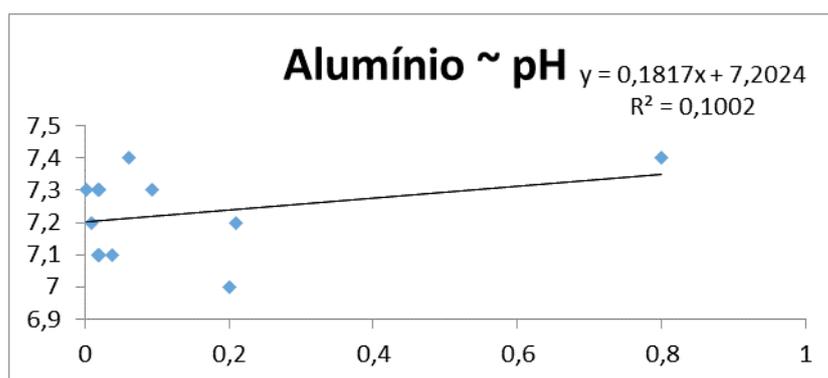


Gráfico 1. Correlação negativa das variáveis alumínio e pH da água bruta.

A amônia tem sua origem natural através da água da chuva, que a contem em pequenas quantidades provenientes da atmosfera vinda da poluição industrial e das descargas elétricas (PEREIRA et al., 2013). Os resultados obtidos da concentração de amônia se mostraram dentro do permitido para potabilidade. Ressalta-se que a quantificação da concentração de amônia não foi quantificada para água bruta e o mesmo não é um parâmetro exigido pela Resolução 357/2005, porém em 2004 e 2005 Pereira et al. (2013) não observou valores altos de amônia da água captada pela estação de tratamento de água (valor máx. 1,0 mg/L).

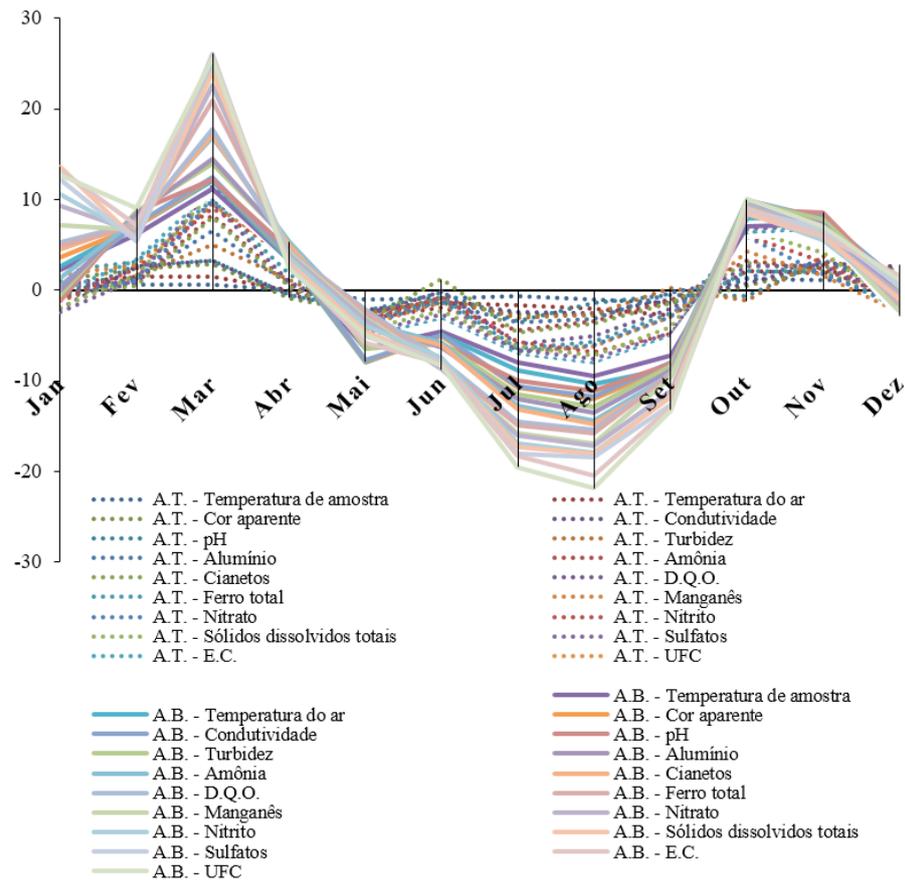


Gráfico 2. Média dos resultados das análises físicas, químicas e biológicas da água bruta e tratada ao longo do ano de 2012. A.T. (água tratada); A.B. (água bruta).

Os resultados do gráfico 2 foram transformados ($\log x + 1$) e normalizados para valores adimensionais. O gráfico mostra a flutuação dos resultados, podendo ser visto a diferença do valor das variáveis no período chuvoso, geralmente da 2ª quinzena de setembro a 1ª quinzena de maio. Observou-se uma menor flutuação dos resultados das variáveis em água tratada (linhas pontilhadas). Isso juntamente com o tamanho das linhas de evolução dos parâmetros em cada mês consegue mostrar a eficiência do processo de tratamento de água, revelando certo padrão de eficiência no processo de tratamento.

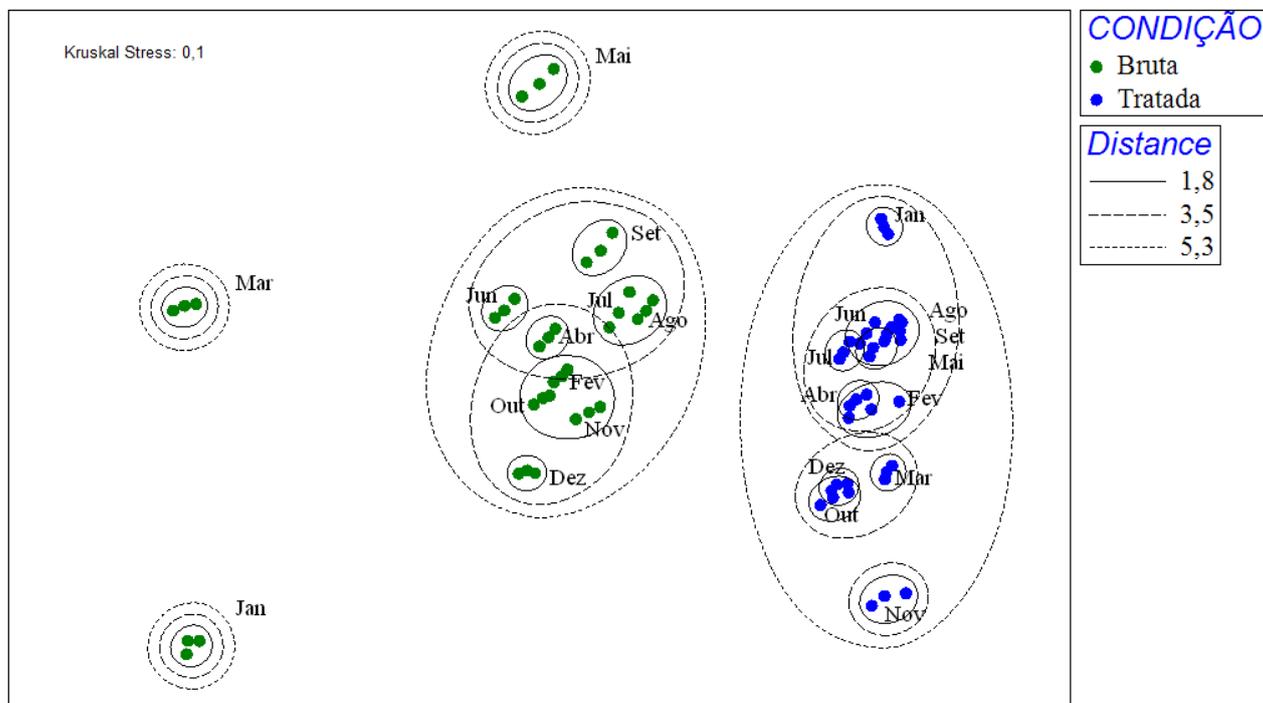


Figura 2. Escalonamento multidimensional com base na similaridade das amostras de água bruta e tratada do Ribeirão Bocaina em função do tempo, e considerando suas variáveis físicas, químicas e microbiológicas. Dados transformados ($\text{Log}(x+1)$) e normalizados. Níveis de similaridade medidos em função da distância euclidiana. Valor de Stress de Kruskal = 0,1.

A ordenação multidimensional (figura 2) dos dados analisados se mostrou confiável (stress = 0,1) mostrando três grupos distintos, sendo um heterogêneo e dois homogêneos. O grupo heterogêneo corresponde às meses de janeiro, março e maio, devido a valores altos de diferentes variáveis entre si, o que é comum em ambientes naturais. O agrupamento das amostras de água tratada ressalta a homogeneidade após o processo de tratamento, evidenciando a eficiência do tratamento.

CONCLUSÕES

Observamos que o tratamento da água bruta foi eficiente em 97,61%. Provavelmente o valor de sulfato no mês de novembro foi um valor extremo, não representando um valor comum de se observar em água tratada. Os meses de janeiro, fevereiro e abril, onde o valor de ferro ultrapassou o permitido para potabilidade a eliminação das concentrações naturais de ferro não foram eficazes pelo tratamento convencional, visto que a água bruta já apresentava altos valores em todos os meses.

O sistema convencional utilizado pela concessionária local do município de Passos foi considerado bastante sustentável e eficiente, porém ressaltamos a importância de cada vez mais investimento por parte das empresas responsáveis pelo tratamento da água no Brasil. Cada vez mais é preciso investir em processos de tratamento com maior excelência, capazes de eliminar impurezas, para que se possa manter a eficácia do processo de tratamento e de potabilidade da água. É de importância ainda à verificação periódica do sistema de transporte e de armazenamento de água,

podendo haver possíveis contaminações entre estes processos.

Visto que em nosso estudo as concentrações de ferro não foram eliminadas totalmente, o estudo de Moruzzi & Reali (2012) recomenda o processo de cloração-filtração para remoção de concentrações menores de ferro ($< 2\text{mg/L}$). O processo de aeração-filtração inclui um equipamento de aeração, tanque de retenção e filtros. O oxigênio da atmosfera reage com o ferro contido na água para produzir sais insolúveis de óxidos de ferro (fêrricos) e manganês (mangânicos). Como a velocidade de reação depende do valor do pH, um tempo de detenção de diversas horas pode ser necessário após a aeração, dependendo das características da água. A maior desvantagem do processo de aeração-filtração é o alto custo inicial, tempos adicionais de retenção deverão ser considerados podendo ser requerido um tratamento complementar com oxidantes químicos para diminuir a concentração de manganês para os níveis desejados.

Os autores Lopes & Libânio (2005) ressaltam que estações que empregam certa tecnologia de tratamento e adequam a água bruta ao padrão de potabilidade vigente, também necessitam avaliar a sua eficiência não esquecendo os custos inerentes à potabilização. Os parâmetros hidráulicos, tais como tempo de floculação, velocidade de sedimentação e taxa de filtração pode ser ou não mais relevante em relação ao nível técnico da operação no que tange à qualidade da água produzida.

É de importância à utilização de processos de reciclagem com trabalhadores das concessionárias. Através de minicursos e palestras, os trabalhadores podem ser tornar mais preparados para localizar possíveis falhas na operação do tratamento e no maquinário da empresa. Essas medidas de preventivas podem melhorar significativamente a eficiência do tratamento, armazenamento e distribuição da água, reduzindo custos e acidentes de contaminação, tornando assim cada vez mais possível a inclusão da sustentabilidade na empresa.

REFERÊNCIAS

APHA/AWWA/WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20. ed. Washington: APHA, 2008

Atlas do Desenvolvimento Humano Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) 2013. Disponível em: <http://www.pnud.org.br/atlas/ranking/Ranking-IDHM-Municipios-2010.aspx>. Acesso em: 10 de ago. de 2015.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318p.

BRASIL. **Portaria nº 2914**, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para seu consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2011.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº. 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as

condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Publicada no Diário Oficial da União, nº. 053, de 18/03/2005, p. 58-63.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430**, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente: CONAMA, Brasília, DF, maio de 2011.

CETESB. **Alumínio**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/aluminio.pdf>> Acesso em: 10 de agosto de 2015.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FNS, ASSOCIAÇÃO NACIONAL DOS SERVIÇOS DE MUNICIPALIDADE DE SANEAMENTO – ASSEMAE. **Diagnóstico nacional dos serviços municipais de saneamento**. Brasília: FNS/ASSEMAE, 1995.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estimativas da população residente nos municípios brasileiros**. 2014

LOPES, V. C. & LIBANIO, M. **Proposição de um índice de qualidade de estações de tratamento de água (IQETA)**. *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. 2005, vol.10, n.4, pp. 318-328.

MOITA, F. R H.S. **Dados Fundamentais**. *Bio*, n.2, p.10-12, 1993

MORUZZI, R.B, REALI, M.A.P, PATRIZZI, L.J. A different view of removing iron and manganese complexes by using dissolved air flotation. In: **Water and Environment Management Series**. Young Researches, 2004. International Water Association (IWA) Publishing. ISSN 1476- 1785. 2004. p.259-266.

PEREIRA, K. C; RIGOLIN-SÁ, O. R; PEREIRA, K. C. **Avaliação e classificação da qualidade da água do Ribeirão Bocaina com base na resolução CONAMA Nº357/2005 do Ministério do Meio Ambiente**. Publicado em 2013.

RICHTER, C. A. & AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia utilizada**. São Paulo: Edgard Blucher, 2002 332 p.

SWAROWSKY, A. et al. Research connects soil hydrology and stream water chemistry in California oak woodlands. **California Agriculture**, v. 64, p. 78-84, 2010.

TUNDISI, J. G. **Novas perspectivas de gestão de recursos hídricos**. REVISTA USP, São Paulo, n.70, p. 24-35, junho/agosto 2006

UENF. Cianetos. Disponível em:< http://www.uenf.br/uenf/centros/cct/qambiental/ef_tratcnmetais.html>. Acesso em 10 de agosto de 2015.

CATADORES DE LIXO: REALIDADES E MEDOS DE UM OFÍCIO DESVALORIZADO

Shauanda Stefhanny Leal Gadêlha Fontes

Universidade Federal do Piauí - UFPI
Florianópolis - Piauí

Geovana de Sousa Lima

Universidade Federal do Piauí - UFPI
Florianópolis - Piauí

Jairo de Carvalho Guimarães

Universidade Federal do Piauí - UFPI
Florianópolis - Piauí

RESUMO: Lixão é o lugar onde se acomodam os resíduos rejeitados pela população, sendo a prática de descarte nestes locais considerada incorreta, pois não há preparação e proteção do solo. Nestes lugares encontram-se profissionais, que por diversas vezes, são esquecidos pela sociedade e pelos governantes: os catadores de lixo. Estes agentes atuam neste meio à procura dos resíduos recicláveis a fim de vendê-los para usinas de reciclagem, e com isto obter lucro. Este estudo objetiva descrever a história de vida de pessoas que trabalham nos lixões. A pesquisa é de natureza descritiva e explicativa com abordagem qualitativa, cuja intenção é compreender como vivem e o que temem os catadores. Para obter as informações foi realizada uma entrevista com os mesmos, os quais relataram suas experiências e angústias. Sem equipamentos de proteção, essas pessoas recolhem materiais recicláveis

sujeitos às condições climáticas severas, tendo que conviver com agentes infecciosos, e outros fatores. Os entrevistados apontaram o lixo hospitalar, o fogo e produtos químicos como os principais perigos enfrentados. Além disso, a vulnerabilidade financeira traz consigo o obstáculo de aquisição de bens ou produtos, fator este que contribui para colocar os catadores à margem da sociedade. É necessário que a população dê atenção para a realidade vivenciada pelos catadores de resíduos sólidos de Florianópolis-PI, e é preciso implantar políticas públicas que assegurem meios operacionais de subsistência para estes profissionais.

PALAVRAS-CHAVE: Experiências. Catadores. Lixão.

ABSTRACT: Garbage is the place where the waste rejected by the population is accommodated, and the practice of disposal in these places is considered incorrect, since there is no preparation and protection of the soil. In these places there are professionals, who on many occasions are forgotten by society and by the rulers: garbage collectors. These agents operate in this environment in search of recyclable waste in order to sell them to recycling plants, thereby making a profit. This study aims to describe the life history of people working in the dumps. The research is descriptive and explanatory with a qualitative approach, whose

intention is to understand how they live and what the garbage collectors fear. In order to obtain the information, an interview was conducted with them, which reported their experiences and anguish. Without protective equipment, these people collect recyclable materials subject to severe weather conditions, having to deal with infectious agents, and other factors. Respondents pointed to hospital waste, fire and chemicals as the main dangers faced. In addition, financial vulnerability brings with it the obstacle of acquiring goods or products, a factor that contributes to putting collectors at the margins of society. It is necessary that the population pay attention to the reality experienced by Floriano-PI solid waste collectors, and it is necessary to implement public policies that ensure subsistence operational means for these professionals.

KEYWORDS: Experiences. Collectors. Dumping Ground.

1 | INTRODUÇÃO

Na sociedade moderna e capitalista na qual estamos inseridos as mudanças acontecem constantemente, e devido à facilidade que as pessoas encontram em adquirir produtos, e a cultura do descarte incorreto, são agravantes para o acúmulo excessivo de resíduos. Devido a estas condições é possível constatar que a quantidade de lixo gerado pelo homem é crescente, e em conformidade com Magera (2003), os grandes vilões do meio ambiente são os produtos descartáveis, principalmente aquelas que têm um curto ciclo de vida para o homem, mas que levam muitos anos para se decomporem na natureza.

Uma parte significativa daquilo que não é mais utilizado pelas pessoas vai diretamente para os aterros sanitários, que na visão de Andrade e Alcântara (2016) são locais onde os resíduos ficam confinados, sob uma camada de solo impermeabilizada e coberta por outra camada do mesmo material. No entanto, isto não condiz com a realidade da cidade de Floriano-PI, pois a maioria dos resíduos descartados já possui destino “certo”: o lixão. Os lixões se caracterizam por serem depósitos a céu aberto onde o lixo é dispensado sem tratamento prévio dos resíduos da decomposição (PACHECO, 2004).

Partindo desse pressuposto, entende-se que lixão é um lugar onde se acomodam os resíduos sólidos rejeitados pela população, de forma amontoada, os quais são descartados das casas, estabelecimentos e construções. Esta prática é considerada inadequada porque não é feita a preparação e nem mesmo a proteção do solo para o recebimento desses rejeitos. Essa atitude não apenas desgasta o solo, mas também compromete os lençóis freáticos devido à contaminação por chorume oriundo da decomposição do lixo. A grande quantidade de queimadas e o excesso de gás metano (produzido pela digestão anaeróbica de matéria orgânica) se configuram como agravantes da poluição do ar, dificultando o desenvolvimento das atividades de trabalho no lixão.

Somando à situação apresentada, ainda existe a precariedade da saúde

pública, pois os lixões a céu aberto atraem animais doentes ou transmissores de doenças, oferecendo perigo à população, pois mesmo nas condições degradantes já mencionadas, ainda existem famílias que moram no lixão ou nas suas proximidades. Em meio a este cenário turbulento, encontra-se um agente que por diversas vezes é esquecido pela sociedade e pelos governantes: os catadores de resíduos sólidos, que na perspectiva apresentada por Siqueira e Moraes (2009) são os que fazem a catação direta nos lixões dos municípios, sem nenhum vínculo de assistência e organização, se encaixando “perfeitamente” na relação direta de exclusão social.

Estes agentes atuam nos lixões ou nas ruas, à procura de produtos descartados, e que são possíveis de serem reciclados, a fim de revendê-los para usinas de reciclagem e com isto, conseguir garantir o sustento das suas famílias, entretanto, a profissão é considerada de risco e precária, tendo em vista que não existem equipamentos de proteção individual (EPI's) para os catadores utilizarem durante a execução das atividades, e levando em consideração que os resíduos não são previamente separados, eles estão, portanto, expostos a qualquer tipo de enfermidade.

A informalidade da atividade faz com que os catadores não gozem de alguns direitos inerentes ao cidadão, como uma aposentadoria, por exemplo. A presença de atravessadores se configura como outro fator que fortalece a precariedade do ofício, pois aqueles pagam a estes um valor irrisório por cada prensa de papelão ou de garrafa PET (estes são os únicos materiais que são coletados no lixão da cidade).

É evidente o quanto o trabalho do catador de lixo é desvalorizado e por conta disso, os mesmos atravessam um conjunto de tribulações financeiras e sociais quem podem ser percebidas por meio da situação de desamparo em que se encontram esses profissionais e por meio dos dilemas enfrentados por eles diariamente. Diante do exposto surge a seguinte problemática: **qual é a realidade vivenciada pelos catadores de resíduos sólidos e os riscos decorrentes da profissão?**

Este trabalho tem como objetivo geral: descrever a história de vida de pessoas que trabalham em condições de desamparo e risco. Perante a situação foram estabelecidos como objetivos específicos: apontar os riscos enfrentados pelos catadores diante a exposição ao lixo e relatar as condições de trabalho as quais os catadores se submetem diariamente.

Embora existam no Brasil projetos sociais voltados para minimizar as discrepâncias existentes entre as classes, ainda assim, os mesmos são considerados insuficientes, pois não atendem integralmente as demandas das pessoas que se encontram em situação de vulnerabilidade. Considerando essa vertente, sentiu-se a necessidade de expor para a sociedade o quadro de fragilidade em que se encontram os catadores de lixo, no intuito de atrair a atenção da mesma e sensibilizá-la diante a realidade vivenciada por esses trabalhadores.

2 | METODOLOGIA

Esta pesquisa é focada nos catadores de resíduos sólidos da cidade de Floriano-PI, dos quais não são dotados de uma cooperativa e trabalham diariamente no lixão da cidade. A metodologia é de natureza descritiva e explicativa com abordagem qualitativa. Para obter os dados, foi feita uma entrevista com 40% dos catadores, onde foi utilizado um gravador com a anuência dos entrevistados que relataram as suas experiências. As entrevistas transcorreram de forma tranquila, sem percalços ou interrupções, não havendo qualquer tipo de interferência que pudesse influenciar as respostas. Não foi esboçada qualquer sinalização, sentimento, gestos ou outra forma de indicação de apreço ou rejeição pela resposta, sempre buscando manter a imparcialidade, operando todos os meios para a captação das respostas com a fidedignidade coerente com uma abordagem visando ao atendimento da demanda acadêmica.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Floriano hoje possui uma das populações mais consideráveis do estado do Piauí. De acordo com dados de 2013 do IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – a mesma ocupa a quinta posição entre as cidades mais populosas do estado. Arelado ao seu crescimento está a quantidade de rejeito descartado de forma incorreta pela população, fator este que contribui para o agravamento da situação em que se encontra o meio ambiente.

Uma parcela significativa de pessoas é seduzida pelas estratégias de venda do mercado, que criam rotineiramente necessidades, que em muitas vezes são consideradas desnecessárias, para convencê-las a comprar. Em decorrência disso, acabam prejudicando o meio ambiente e até mesmo causando problemas ao próprio homem, inclusive àqueles que trabalham na coleta do lixo domiciliar e na catação de recicláveis (SANTOS; SILVA, 2011).

Diante desta situação surge a “figura” dos catadores de resíduos sólidos. São pessoas que atuam de forma independente, e que por exercerem uma atividade informal não possuem os mesmos direitos que são assegurados a profissionais que possuem algum vínculo empregatício. Em consonância com o alto número de desemprego, muitas pessoas encontram na coleta de lixo uma forma de sobrevivência. Ao catar e separar os materiais recicláveis, seja em lixões, ou ainda em usinas de reciclagem por todo país, o catador constitui atualmente como um contribuinte de extrema importância para o sistema de reciclagem (SIQUEIRA; MORAES, 2009).

Essa força de trabalho é composta por trabalhadores desprovidos de contrato e a forma de pagamento é dada por meio da produtividade dessas pessoas. Dito de outra forma: se não fosse a mão de obra barata do catador, o processo de reciclagem não seria lucrativo a ponto de estimular empresários a investirem nesse nicho de mercado (FERRAZ; GOMES; BUSATO, 2012).

Estas pessoas recolhem materiais recicláveis sujeitados às condições climáticas severas; criam o seu próprio horário de trabalho, não utilizam EPI's durante a realização das atividades, e ainda têm que conviver com animais doentes, com o mau cheiro e com agentes infecciosos que transmitem doenças. O panorama do lixão de Floriano não foge a regra das condições de trabalho precárias, pois os fatores de riscos e insalubridade é uma realidade a qual os catadores precisam se submeter.



Figura 1 - Panorama do lixão de Floriano

Fonte: Produzida pelos autores, 2017.

Magera (2003) afirma que a atividade do catador é cansativa, pois normalmente é realizada mediante precariedade e em muitos casos, esses profissionais trabalham doze horas diárias, praticamente de forma ininterrupta, o que se configura como um trabalho cansativo, quando consideradas as condições a que as pessoas se submetem.

Mediante os resultados obtidos por meio da entrevista, foi possível constatar que dez catadores atuam diariamente no lixão da cidade. Estes possuem idade entre 38 a 54 anos; 80% são do sexo masculino, a maioria vive em união estável e tem filhos, e apenas 10% possui residência própria.

Diante esses dados, foi possível constatar que uma porcentagem pequena de catadores reside em casa própria, alguns moram em residências alugadas ou de familiares, e outros somam com as estatísticas de moradores de rua. Em conformidade com a perspectiva apresentada por Magni e Gunther (2014), nos dias de hoje a população de rua, é em sua grande maioria, constituída pelas pessoas que foram excluídas do mercado de trabalho e que foram afetadas pela condição de extrema miserabilidade; o que tem provocado a desintegração familiar, a ruptura social e o declínio da autoestima dessas pessoas.

Durante a entrevista realizada com os catadores, percebeu-se que apesar das dificuldades financeiras, os mesmos procuram frequentemente o auxílio dos serviços de saúde, já que lidam diariamente com condições insalubres. Santos e Silva (2015) relatam que devido o contato frequente com agentes nocivos à saúde, a coleta do

lixo torna-se uma das atividades profissionais mais arriscadas e insalubres, assim, os trabalhadores deveriam receber uma atenção especial, com informações necessárias para a saúde, proteção e segurança no trabalho, bem como uma supervisão constante, para incentivá-los a utilizar de forma adequada os equipamentos de proteção.

Ao perguntar a respeito das principais doenças, a maioria questionou sobre a presença de fumaça no local, alegando que esta é causadora de problemas respiratórios e visuais. Os riscos associados ao meio e à atividade de coleta de resíduos sólidos urbanos é algo bastante presente no cotidiano dos catadores. Os meios de intoxicação, a toxicidade e os danos à saúde e ao ambiente estão entre os principais perigos enfrentados (PORTO; JUNCA; GONÇALVES; FILHOTE, 2004; apud CAVALCANTE; FRANCO, 2007).

Em conformidade com Ferreira e Anjos (2001), existem três agentes presentes nos resíduos sólidos que podem comprometer a saúde e o bem-estar dos catadores. São eles: 1) físicos – gases e odores, objetos pontiagudos, materiais perfurocortantes, material hospitalar, calor e fumaça; 2) químicos – líquidos que vazam de pilhas e baterias, remédios e metais pesados; 3) biológicos - vírus, bactérias e fungos.

Todos os entrevistados apontaram o lixo hospitalar, pedaços de vidro, metais, a fumaça e o fogo como os principais perigos enfrentados diariamente. Os mesmos ainda relataram que, frequentemente, produtos químicos são despejados no lixão de forma aleatória, sendo assim outro fator que agrava a atividade, pois a manipulação desses rejeitos requer habilidades e bastante cuidado.

Aliada aos riscos ainda existem as dificuldades enfrentadas pelos recolhedores de materiais recicláveis, como as condições de trabalho; a tribulação econômica e o impasse de inserção social. Por se tratar de uma “classe profissional” desprivilegiada, os catadores lidam diariamente com as mazelas da conjuntura do trabalho, a própria forma como o rejeito encontra-se exposto no local (de forma amontoada e sem uma prévia separação) é um impasse para a execução da atividade. “Além disso, os mesmos prestam um serviço à sociedade que não é reconhecido, pois reduzem os impactos ambientais do lixo e da exploração de recursos naturais não renováveis (GONÇALVES, 2004, p. 14)”.

Mediante relato dos catadores foi possível perceber que os mesmos não possuem assistência do Poder Público da cidade. Como mencionado pelo Entrevistado 01:

Nossa 'dificuldade' mais é o apoio que a gente veio ter mais, depois que vocês; é o apoio que a gente não tem, da prefeitura, apoio do governo e apoio também dos próprios companheiros que trabalha junto com a gente, que uns trabalham 'pra' fazer a nossa situação financeira melhor e outros trabalham 'pra' derrubar, [...] em terceiro lugar é a água que a gente não tem pra tomar um banho meio-dia e nem se lavar. E outra é a luz, a energia aqui também é uma 'dificuldade' você não pode trabalhar no escuro. Até 'pra' ir pra casa, 'pra' se arrumar.

Contraditoriamente à realidade que foi exposta pelo entrevistado 01, Santos e Silva (2011) abordam que a responsabilidade pela preservação do meio ambiente, pelo combate à poluição e pela oferta de saneamento básico aos cidadãos brasileiros

está prevista na Constituição Federal, a qual deixa ainda a cargo dos municípios legislarem sobre assuntos de interesse local e de organização dos serviços públicos. Desta forma, gerenciar os resíduos sólidos é uma responsabilidade do município.

Por não possuírem nenhum vínculo empregatício, por não disporem de uma clientela fixa, e por encontrarem no “lixo” uma alternativa de fonte de renda, os catadores estão sujeitos a contratempos, pois precisam coletar uma quantidade significativa de material e repassam por um valor consideravelmente baixo, recebendo o dinheiro das vendas até mesmo meses depois.

A culpa pela não acessibilidade ao mercado de trabalho recai, na maioria das vezes, sobre o trabalhador, sendo que a falta de oportunidades é, muitas vezes, em função da ausência de investimentos do governo em educação e capacitação profissional. O desemprego ou subemprego causam, então, a exclusão social, uma vez que o emprego, principalmente nas sociedades ocidentais, é importante para garantir a integração social do sujeito, formar sua identidade pessoal e avaliar sua renda (DUPAS, 2001 apud TEIXEIRA, 2015).

Durante a entrevista foi feita a seguinte pergunta [Quais as dificuldades em ser um (a) catador (a) de resíduos sólidos?]. Assim expôs o entrevistado 03: “Eu não sei nem dizer. O que ganho aqui não ‘dá pra’ viver, porque aqui só quer pagar 14 reais no sacolão de garrafa PET. Anda é longe”. Em decorrência dessa situação relatada, surge o atraso das contas domésticas, e como se não bastasse, a própria alimentação dessas pessoas que já é bastante regrada passa a ser ainda mais escassa. Os catadores estão no primeiro elo na cadeia produtiva da reciclagem, em função disso, o valor atribuído ao material é baixo, principalmente por que existem os sucateiros ou atravessadores, que dizem ser a “ponte” entre os catadores e as empresas que utilizam tal matéria-prima (TEIXEIRA, 2015).

A exclusão social corresponde a um processo de segregação de grupos e sujeitos, que acontece devido às relações econômicas, sociais, culturais e políticas. Em consequência disso, ocorre a discriminação e a não acessibilidade ao mundo oficial do trabalho e do consumo (MINAYO, 2011 apud TEIXEIRA, 2015). A problemática financeira atravessada pelos catadores traz consigo o impasse da aquisição de bens ou produtos, e isto se deve ao fato de que o rejeito é o único meio de receita da metade dos catadores. Este impasse de poder de compra, além de causar diversos transtornos aos catadores, é um dos fatores responsáveis por colocá-los à margem da sociedade.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

A função dos catadores de resíduos sólidos é indispensável para a tentativa de minimizar os dilemas enfrentados pelo meio ambiente, pois estes profissionais atuam nos lixões, e são os responsáveis pela catação e separação de materiais que podem ser reciclados. No entanto, estes ambientes não oferecem aos catadores uma condição

adequada de trabalho. Essas pessoas lidam diariamente com agentes químicos e físicos, doenças parasitárias e infecciosas, altas temperaturas, e condições altamente insalubres. Não têm auxílio do poder público municipal, estadual ou federal, para a promoção de políticas públicas que possa englobar esses indivíduos que não têm o devido reconhecimento da sociedade.

Em função da falta de emprego e por não serem alfabetizadas, essas pessoas realizam este trabalho com a perspectiva de conseguir manter a si e às suas famílias. Eles encontram no lixo uma fonte de renda irrisória, no entanto, é uma das únicas alternativas para minimizar suas necessidades básicas de sobrevivência.

Para garantir um sentimento de pertencimento ao grupo, de aceitação do seu trabalho e de reconhecimento social, é essencial uma gestão associativa que seja pautada em projeto social e político de transformação capaz de fazer com que tais sujeitos se percebam, de fato, como uma força importante de transformação ambiental e de auxílio na reconstrução do modo de agir da sociedade.

Esta pesquisa teve o intuito de atrair a atenção da sociedade e sensibilizá-la mediante a realidade vivenciada pelos catadores de resíduos sólidos de Florianópolis, descrevendo o cotidiano de pessoas que se submetem a condições precárias de trabalho, sendo obrigadas a conviverem até mesmo com agentes patológicos, já que esta é uma das únicas alternativas de fonte de renda. Relata ainda as mazelas enfrentadas por eles, por não serem beneficiados por políticas públicas que assegurem meios operacionais de subsistência através de ações e medidas de apoio e suporte direcionados.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, A. T. S.; ALCÂNTARA, R. L. **Resíduos sólidos urbanos e impactos socioambientais no bairro “Lagoa do Ferreiro”, Assu/RN**. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental. v. 20, n.1, p. 16-31, abr.2016.
- CAVALCANTE, S.; FRANCO, M. F. A. **Profissão perigo: percepção de risco à saúde entre os catadores do Lixão do Jangurussu**. Revista Mal-Estar e Subjetividade. v.7, n. 1, p. 211-231, mar.2007.
- FERREIRA, J. A.; ANJOS L. A. **Aspectos de saúde coletiva e ocupacional associados à gestão dos resíduos sólidos municipais**. Cadernos de Saúde Pública. v. 17, n. 3, p. 689-696, 2001.
- GONÇALVES, Raquel S. **Catadores de materiais recicláveis: trajetórias de vida, trabalho e saúde**. 107 f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Saúde Pública). Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca da FIOCRUZ, Rio de Janeiro, 2004.
- IBGE: **Perfil dos municípios brasileiros**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/munic_social_2013/ver_tema.php?tema=t10&munic=220390&uf=22&nome=florianopolis>. Acesso em: 30 de out. 2016.
- MAGERA, M. **Os empresários do lixo: um paradoxo da modernidade**. Campinas, SP: Átomo, 2003.
- MAGNI, A. A. C.; GUNTHER, W. M. R. **Cooperativas de catadores de materiais recicláveis como alternativa à exclusão social e sua relação com a população de rua**. Saúde Soc. v. 23, n. 1, p.

146-156, 2014.

PACHECO, Jailson R. **Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário**. 81 f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Química Analítica). Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, 2004.

SANTOS, G. O.; SILVA, L. F. F. **Os significados do lixo para garis e catadores de Fortaleza (CE, Brasil)**. *Ciência e Saúde Coletiva*. v. 16, n. 8, p. 3413-3419, 2011.

SIQUEIRA, M. M.; MORAES, M. S. **Saúde coletiva, resíduos sólidos urbanos e os catadores de lixo**. *Ciência e Saúde Coletiva*. v.14, n.6, p. 2115-2122, dez.2009.

TEIXEIRA, K. M. D. **Trabalho e perspectivas na percepção dos catadores de materiais recicláveis**. *Psicologia e Sociedade*. v. 27, n.1, p. 98-105, 2015.

APÊNDICE A

ENTREVISTA
1. Qual a sua idade?
2. Qual o seu estado civil?
3. Você tem filhos? Caso possua, quantos são?
4. Você mora em residência própria?
5. Quais as dificuldades em ser um (a) catador (a) de resíduos sólidos?
6. Você já adquiriu alguma doença no lixão?
7. Você vai frequentemente ao médico?
8. Quais os principais riscos enfrentados por um (a) catador (a) de resíduos sólidos?

PERCEPÇÃO DE DISCENTES DE ENSINO SUPERIOR SOBRE QUESTÕES AMBIENTAIS EM UM MUNICÍPIO DO NORDESTE PARAENSE

Maikol Soares de Sousa

Universidade Federal Rural da Amazônia -
UFRA, *campus* Capitão Poço.
Capitão Poço, Pará
(maikolsoares2@hotmail.com)

Rauny de Souza Rocha

Universidade Federal Rural da Amazônia -
UFRA, *campus* Capitão Poço.
Capitão Poço, Pará
(benficamup@yahoo.com.br)

Victor Freitas Monteiro

Universidade Federal Rural da Amazônia -
UFRA, *campus* Capitão Poço.
Capitão Poço, Pará
(victor_freitas22@outlook.com)

Thaisa Pegoraro Comassetto

Universidade Federal Rural da Amazônia -
UFRA, *campus* Capitão Poço.
Capitão Poço, Pará
(thaisapegoraro@gmail.com)

RESUMO: O trabalho teve como objetivo avaliar a concepção sobre questões ambientais de discentes de três turmas do curso superior (Engenharia Florestal, Agronomia e Biologia) da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), *campus* Capitão Poço, região Nordeste do Estado do Pará. A análise foi realizada a partir da aplicação de um questionário semiestruturado, buscando compreender as

concepções de meio ambiente, os problemas ambientais da região e quais as práticas realizadas pelos discentes para a redução de impactos ambientais. Classificou-se a percepção dos discentes de acordo com sete diferentes categorias, dos quais, 40% definiram meio ambiente com uma visão reducionista, 25% socioambiental, 14% utilitarista, 5% abrangente e romântica e 12% não conseguiram formular uma ideia a respeito do conceito. Enfatiza-se a internet e a televisão como fontes propagadoras de informação e conhecimentos sobre as questões ambientais. Dentre as principais causas dos impactos ambientais locais, destacam-se o lixo e o desmatamento. Verificou-se os discentes realizam em seu cotidiano o descarte dos resíduos em lixeiras, o reuso de materiais e a economia de água. Nesse sentido, o estudo evidenciou que os entrevistados compreendem e têm consciência das problemáticas ambientais locais, porém, ainda há necessidade de ampliar as discussões sobre educação ambiental (EA) e o conceito de meio ambiente nos cursos da universidade, alicerçados em uma visão crítica, holística e abrangente, considerando as complexas interfaces que permeiam a relação homem e natureza.

PALAVRAS-CHAVE: Meio Ambiente. Educação Ambiental. Impactos Ambientais.

ABSTRACT: This study's purpose was to evaluate the conception about environmental issues of students from three different higher education classes (Forest Engineering, Agronomy and Biology) of the Rural Federal University of Amazon (UFRA), Capitão Poço *campus*, State of Pará. The analysis was performed from the application of a semistructured questionnaire, seeking to understand the conceptions of the environment, the environmental problems of the region and which practices the students carry out to reduce environmental impacts. The perception of the students was classified according to seven different categories, of which 40% defined environment with a reductionist view, 25% socio-environmental, 14% utilitarian, 5% comprehensive and romantic, and 12% could not elaborate an idea about the concept. Among the main sources of local environmental impacts were garbage and deforestation. Among the contributions by the students, they carry out in their daily life the waste disposal in waste bins, materials reuse and water saving. Accordingly, the study showed that higher education students understand and are aware of the local environmental problems; however, there is still a need to broaden the discussions about environmental education and the concept of environment in the University courses, grounded on a critical, holistic and broad view, considering the complex interfaces that permeate the relationship between man and nature.

KEYWORDS: Environment. Environmental Education. Environmental impacts.

1 | INTRODUÇÃO

Meio ambiente é um termo utilizado amplamente, que compreende os recursos e os fenômenos físicos e a relação destes com o homem, levando em consideração as estruturas sociais, política, econômica e cultural. Assim, métodos e ações são criados para que a relação homem e ambiente se tornem mais equitativa, em meio ao uso desenfreado dos recursos naturais (ABILIO, 2008).

É perceptível que o planeta terra enfrenta uma série de problemas ambientais que de certa forma devastam a natureza e a relação homem e sociedade. Essa realidade exige que as instituições de ensino recorram à Educação Ambiental (EA) com a finalidade de torná-la rotina para professores e alunos. As ações diárias são responsáveis por criar uma visão mais ampla de meio ambiente na vida dos discentes. Sabe-se, no entanto, que isso não é tarefa fácil, uma vez que há um sistema educacional deficiente de políticas públicas que pecam, muitas vezes, em estimular a EA de qualidade. Segundo Quadro (2007), grandes problemas ambientais são apresentados massivamente pelos meios de comunicação, seja no âmbito mundial, nacional ou local, uma vez que interferem diretamente na sociedade. Assim, a poluição se propaga de forma que atinjam as esferas sociais e ambientais, causando grande desequilíbrio no ecossistema local.

A EA é uma forma de compreender as maneiras de desenvolvimento sustentável, através das interações homem e natureza, visando uma maior participação dos

indivíduos no contexto social, rumo a um sistema ecológico equilibrado. Já a percepção ambiental está relacionada a forma como o indivíduo sente e percebe o ambiente, baseado nos estímulos e nas experiências do sujeito que percebe o ambiente. Tais estímulos, contudo, necessitam de repetições para que sejam arquivadas na memória permanente. (DAVIDOFF, 1983; TAUCHEN, 2006).

Trabalhar a EA em qualquer nível de ensino é fundamental, exige políticas públicas de qualidade e responsabilidade por parte dos educadores. A EA faz-nos repensar as práticas sociais considerando os modelos de educação formal e não formal e exige uma visualização holística, que inclui os seus aspectos sociais e físicos de forma recorrente, continuada e permanente (COSTA et al., 2010). Neste sentido, Araújo e Oliveira (2016) e Tauchen (2006) ressaltam que esses estímulos em relação ao meio ambiente devem ser elaborados a partir de teorias e práticas desenvolvidas pelas escolas e universidades que interligam os discentes com problemas regionais, tornando-os críticos e conscientizados de seu papel no desenvolvimento de um meio ambiente sustentável e equilibrado. Azevedo et al. (2017), por outro lado, verificaram que as instituições públicas de ensino falham na abordagem da EA. Analisando projetos de EA desenvolvidos por duas instituições de ensino público (Universidade Federal e Instituto Federal de Minas Gerais), os autores observaram que embora existam ações formais voltadas para a disseminação da EA no Brasil (tal como o Programa Nacional de EA), muito ainda deve ser feito, pois a falta de investimento nesta área é evidente, refletindo conseqüentemente nas instituições de ensino, que não vêm cumprindo de forma satisfatória os objetivos fundamentais da Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA), instituídos pela Lei 9.795 de 1999.

O município de Capitão Poço está localizado na Mesorregião Nordeste do Pará e apresenta um polo em expansão do agronegócio, sobretudo no ramo da pimenta do reino e citros, além de ser uma das principais fontes regionais de extração de seixo para a construção civil no estado do Pará. Essas atividades fomentam a economia do município, gerando emprego e renda para parte significativa da população. Em contradição a este crescimento econômico, o município sofre intensificação dos problemas ambientais. O acúmulo gradativo de resíduos no lixão a céu aberto provoca transtornos diretos e/ou indiretos para a população. O aumento dos processos de desmatamento e queimadas para ampliar a fronteira agrícola e pecuarista também contribui para a degradação. Essas pressões sobre o ecossistema local geram reflexões sobre as atividades desenvolvidas e seus possíveis impactos gerados.

O presente estudo teve como objetivo analisar a percepção sobre questões ambientais dos discentes de ensino superior de uma universidade no município de Capitão Poço, PA.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), *campus* Capitão Poço (01°44'53,7"S e 47°3'47,9"W), localizada na Travessa Pau Amarelo, bairro Vila Nova. O município (Figura 1) tem como via de acesso a rodovia PA-124 e dista aproximadamente 215 Km da capital do estado, Belém.

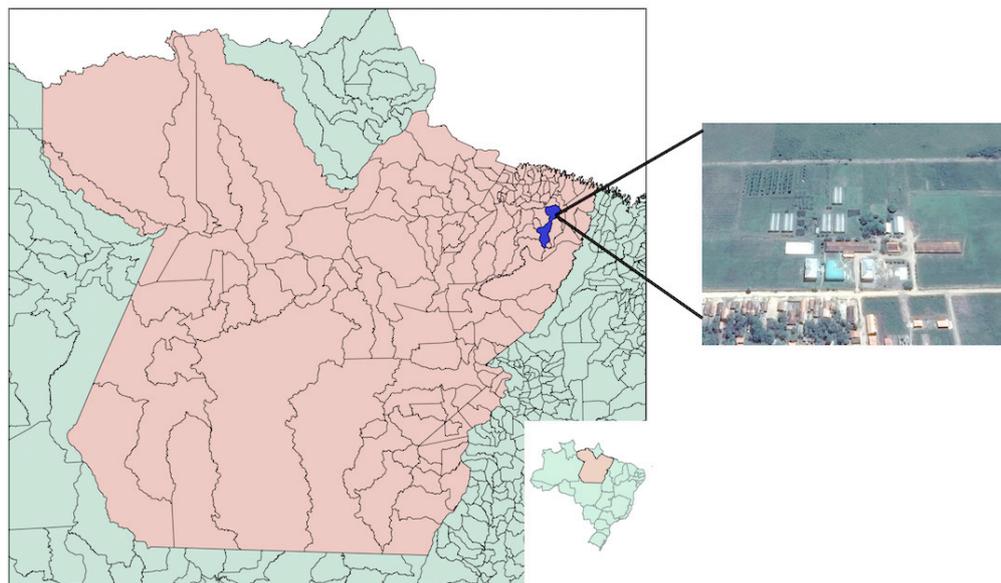


Figura 1 Localização geográfica do município de Capitão Poço e da UFRA, campus Capitão Poço, no detalhe à direita.

O *campus* conta, atualmente, com cerca de 1000 discentes matriculados em cinco cursos de nível superior, sendo eles Agronomia, Ciências Biológicas, Engenharia Florestal, Computação (Licenciatura) e Sistemas de Informação.

Como instrumento de coleta de dados, utilizou-se de um questionário estruturado com cinco questões abertas e semiabertas do tipo reflexivas, para avaliação qualitativa e quantitativa, elaboradas com base nos estudos de Rodrigues e Malafaia (2009), Malafaia et al. (2011) e Gonçalves e Diehl (2012). O questionário apresentava as seguintes questões: “O que você entende sobre meio ambiente?”, “Como você obtém informações a respeito do meio ambiente”, “Marque as três principais fontes de impactos ambientais no município de Capitão Poço”, “Quais suas principais contribuições na redução de impactos ambientais” e “O seu curso aborda questões ambientais nas disciplinas? Quais?”.

Participaram da pesquisa 81 alunos de três diferentes cursos: Agronomia, Ciências Biológicas e Engenharia Florestal, sendo eles 24 de Engenharia Florestal, 33 de Agronomia e 24 discentes de Biologia (todos ingressantes em 2016). Para a determinação do número de alunos que seriam entrevistados, levou-se em consideração a quantidade total de alunos matriculados no 1º e 2º semestres dos cursos superiores da instituição, uma vez que o objetivo foi concentrar a avaliação nos discentes matriculados nos semestres iniciais e nos cursos voltados às ciências

naturais. Os resultados dos questionários foram analisados com auxílio de planilhas no Excel, em que foram elaborados gráfico e tabelas para melhor demonstração das respostas obtidas.

O estudo utilizou-se da metodologia de pesquisa-ação, que se caracteriza como um tipo de pesquisa com base empírica, concebida e realizada em estreita associação com uma ação ou com a resolução de um problema coletivo e no qual os pesquisadores e participantes representativos da situação ou do problema estão envolvidos de modo cooperativo ou participativo (THIOLLENT, 1986; TRIPP, 2005).

Após um mês da aplicação do questionário, foi realizada uma palestra, que teve como foco discutir com a comunidade acadêmica as principais fontes de impactos no município que foram citados ou não pelos entrevistados no questionário. Serviram de fonte de informação os aplicadores do questionário e docentes com conhecimento sobre o tema abordado através de uma palestra seguida de mesa redonda. Nesse sentido, o estudo foi dividido em três etapas: elaboração e planejamento das atividades; aplicação dos questionários; análise quantitativa e qualitativa do questionário; realização de uma palestra aberta à comunidade acadêmica.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os dados obtidos na Tabela 1, do total de discentes entrevistados, 47 era do sexo feminino (58%) e 34 do sexo masculino (42%). A turma de Agronomia foi a que apresentou o maior número de representantes na pesquisa, com um total de 33 discentes, seguida pela turma de Engenharia Florestal e Ciências Biológicas (ambas com 24 discentes cada).

TURMAS	MASCULINO	FEMININO	TOTAL
AGRONOMIA	15	18	33 (40%)
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS	12	12	24 (30%)
ENG. FLORESTAL	07	17	24 (30%)
TOTAL	34 (42%)	47 (58%)	81

Quadro 1 Quantidade absoluta e percentual de discentes entrevistados divididos por turma e sexo

Com relação à pergunta acerca da definição do termo «meio ambiente», foi realizada a divisão das respostas em sete categorias descritivas, conforme apresentado por Rodrigues et al. (2009) e indicado na Tabela 2.

Categorias	Descrição
Científica	A natureza é abordada como máquina inteligente e infalível, dotada de um conjunto de instrumento essencial e eficiente como a chuva, o sol, filtros antipoluentes, umidade, evaporação, oxigenação e preservação.
Reducionista	Traz a ideia de que o meio ambiente refere-se estritamente aos aspectos físicos naturais, como a água, o ar, o solo, as rochas, a fauna e a flora, excluindo o ser humano e todas as suas produções. O homem pode ser citado, mas alheio à natureza. Diferentemente da categoria “romântica”, não proclama o enaltecimento da natureza.
Romântica	Elabora uma visão de “super-natureza”, mãe natureza. Aponta a grandiosidade da natureza, sempre harmônica, enaltecida, maravilhosa, com equilíbrio e beleza estética. O homem não está inserido neste processo. Dentro desta concepção está embutida uma visão dualística, homem vs. natureza.
Sócio-Ambiental	Essa leitura apresenta o homem e a paisagem construída como elementos constitutivos da natureza. Postula uma compreensão de que o homem apropria-se da natureza e que o resultado dessa ação foi gerado e construído no processo histórico. Apropriação da natureza pelo homem, que integra elementos do ambiente natural e humano. Muitas vezes o homem surge como destruidor e responsável pela degradação ambiental.
Utilitarista	Esta postura, também dualística, interpreta a natureza como fornecedora de vida ao homem, entendendo-a como fonte de recursos para o homem. Apresenta uma leitura antropocêntrica.
Abrangente	Define o meio ambiente de uma forma mais ampla e complexa. Abrange uma totalidade que inclui os aspectos naturais e os resultantes das atividades humanas, sendo assim o resultado da interação de fatores biológicos, físicos, econômicos e culturais.

Quadro 2 Percepções sobre meio ambiente de acordo com diferentes categorias descritivas

Fonte: Rodrigues e Malafaia (2009)

Conforme mostrado na Figura 1, pode-se observar que, dos 81 discentes entrevistados, 12% não responderam a pergunta e/ou não conseguiram formular um conceito lógico e/ou coerente e nenhum discente teve sua resposta enquadrada na categoria “científica”, apesar de cursarem o ensino superior, quando termos técnicos e científicos estão mais presentes no dia a dia do acadêmico.

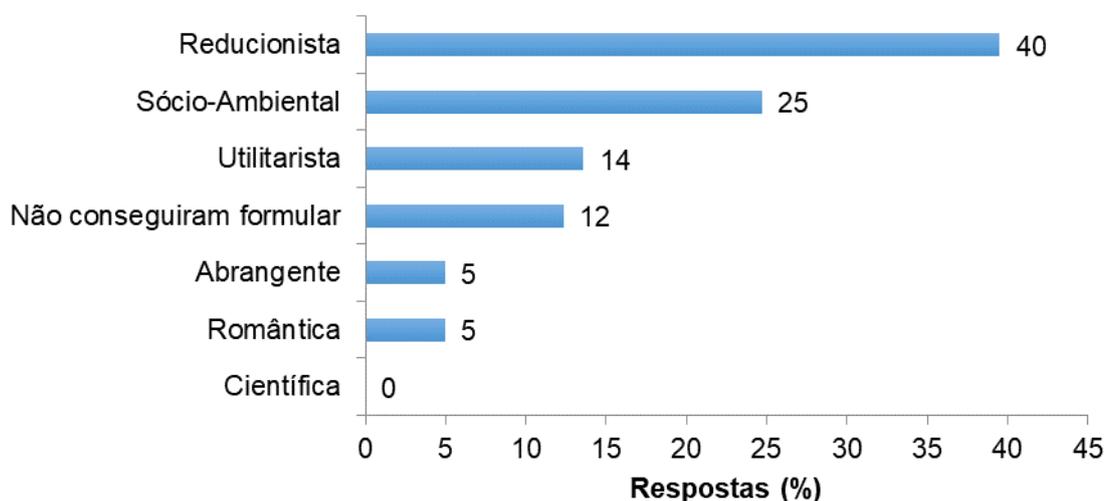


Figura 2 Percepções sobre meio ambiente dos discentes entrevistados, de acordo com as categorias descritivas propostas por Rodrigues e Malafaia (2009)

A maioria de 40% dos entrevistados apresentou uma concepção reducionista de meio ambiente, em que considera uma visão mais ecológica, disciplinar e fragmentada do termo. Essa visão restrita, que considera meio ambiente como sinônimo de natureza, alheio ao ser humano, associado à fauna e a flora ou aos fatores bióticos e abióticos é ainda bastante presente e se sobressai dentre alunos de vários níveis de escolaridade, conforme demonstrado por outros estudos (BARRETO E CUNHA, 2015; CARDOSO et al., 2015; RODRIGUES E MALAFAIA, 2009; VENTURIERI E SANTANA, 2016). O percentual de respostas relacionadas à concepção sócio-ambiental, sugere que 25% dos discentes já possuem certa maturidade e experiência social e acadêmica, por terem a consciência de que são parte integrante do meio ambiente e se sentirem responsáveis pelos eventuais impactos ambientais observados (CARDOSO et al., 2015).

A maioria das respostas classificadas como “utilitaristas” foram emanadas dos acadêmicos do curso de Agronomia. Alguns exemplos de respostas das diferentes categorias são descritos no Quadro 3 abaixo.

Categorias	Exemplos
Reducionista	<p><i>“é todo o meio que nos cerca, a atmosfera, os animais, plantas, água”</i></p> <p><i>“meio natural que tenha pouca ou nenhuma interferência humana”</i></p> <p><i>“meio em que se unem todos os componentes naturais do meio em que vivemos”</i></p> <p><i>“o espaço ou meio que habita a flora e a fauna”</i></p> <p><i>“é o que nos cerca, a natureza”</i></p> <p><i>“é o conjunto dos seres vivos e não vivos e a interação entre eles”</i></p>
Romântica	<p><i>“é o meio onde se habita os seres vivos, animais e vegetais, buscando viver em harmonia e respeitando os limites de existência do meio ambiente”</i></p> <p><i>“é um local que existe equilíbrio dos seres em que habitam”</i></p> <p><i>“é um lugar onde todos os seres vivos vivem em harmonia com as espécies”</i></p> <p><i>“meio vasto de maravilhas, que precisa ser preservado para nos dias futuros”</i></p>
Sócio-Ambiental	<p><i>“é onde nós vivemos e interagimos em aspectos biológicos e ecológicos, na maioria das vezes na destruição de habitats”</i></p> <p><i>“meio ou determinada área que sofre impactos da poluição”</i></p> <p><i>“meio ambiente é o conjunto de interações entre o homem e o que o cerca, os impactos causados, etc”</i></p> <p><i>“é o meio em que vivemos, que muitas vezes pode estar degradado ou em perfeitas condições”</i></p> <p><i>“todo lugar que ocupamos, independente de ser natural ou não”</i></p>
Utilitarista	<p><i>“o meio que nos proporciona vida e tudo o que precisamos”</i></p> <p><i>“o meio ambiente é um meio em que se tem plantas e animais e que retiramos matéria prima para nossa sobrevivência”</i></p> <p><i>“o meio em que vive os vegetais e os animais, onde devemos viver em harmonia para a produção e obtenção de alimentos, para a sua sobrevivência”</i></p> <p><i>“fonte de vida de todos os seres vivos”</i></p> <p><i>“cadeia de recursos naturais, onde obtemos matéria prima e matéria bruta de essencial importância para a vida”</i></p>
Abrangente	<p><i>“o espaço onde vivem as espécies, sendo amplo e abrangente, é tudo”</i></p> <p><i>“tudo o que diz respeito a existência de vida no planeta, com seus recursos e sua totalidade”</i></p> <p><i>“onde se encontra toda e qualquer diversidade de vida, composto por elementos essenciais para a sobrevivência de tudo e de todos”</i></p>

Quadro 3 Exemplos de respostas referentes às diferentes concepções de meio ambiente

De acordo com as categorias descritas na Figura 2 e Quadro 3, foi observado que 4 discentes (5%) possuem uma visão abrangente de meio ambiente. Esta categoria considera o conceito do termo em sua totalidade, isto é, os aspectos naturais e antrópicos, além dos processos biológicos, físicos, atmosféricos, sócio-econômicos e culturais, isto é, o ambiente em que se vive como um todo, em conformidade com o que Lindner (2011, p. 14) define:

é o sistema que envolve uma comunidade de pessoas, com sua parte física, inserindo o ambiental natural no qual os seres humanos interagem com os demais componentes vivos e não vivos; a parte socioeconômica na qual se observam todas as relações de produção e consumo de bens materiais e de capital; a parte cultural na qual estão inseridas as tradições, os costumes, as normas de coexistência e a vivência de valores; e, por fim, a parte política na qual o exercício da cidadania deve orientar as ações e as tomadas de decisão.

Foram incluídos na categoria “abrangente” as respostas que se destoaram relativamente das demais, utilizando-se termos como “totalidade”, “tudo”, “todos”, “sociedade”. Os resultados alcançados nesta pesquisa contribuem com a ideia de que é primordial a ampliação da discussão em torno das diferentes concepções ambientais, principalmente com o intuito de despertar uma análise crítica da realidade ambiental. Nesse sentido, é urgente a difusão de informações e o debate crítico com enfoque holístico sobre temas ligados ao meio ambiente, para que as pessoas considerem as complexas e conflituosas interfaces que permeiam a relação homem e natureza e entendam toda a complexidade que esse tema envolve.

Conforme discutido por Bezerra e Gonçalves (2007), o termo meio ambiente tem sido utilizado com frequência nos veículos de comunicação em massa, facilitado pelo processo de globalização de informações. Também está bastante difundido em livros didáticos, músicas, revistas, internet, canais de televisão e outros meios de comunicação. A pergunta seguinte referia-se às principais fontes de obtenção de informações sobre questões ambientais. Os discentes poderiam marcar mais de uma opção e, de acordo com o Quadro 4, foi verificado que em sua maioria, os discentes obtêm informações através da internet, televisão, aulas, jornais, livros e amigos, nesta ordem. Os discentes do curso de Agronomia assinalaram mais alternativas se comparado aos demais, indicando que obtêm informações por meio de diversas fontes, totalizando 46% do quantitativo de opções marcadas.

OPÇÕES	CURSOS			TOTAL
	CIÊNCIAS BIOLÓGICAS	ENG. FLORESTAL	AGRONOMIA	
INTERNET	10	23	27	60 (25%)
TV	12	18	26	56 (24%)
AULAS	11	22	21	54 (23%)
JORNAIS	02	09	14	25 (10%)
LIVROS	01	10	12	23 (10%)
AMIGOS	00	07	04	11 (5%)
OUTROS	00	01	03	04 (2%)
NÃO MARCOU	02	00	00	02 (1%)
TOTAL	38 (16%)	90 (38%)	107 (46%)	235

Quadro 4 Principais fontes de informação sobre meio ambiente dos discentes de ensino superior entrevistados neste estudo

É importante salientar a presença da internet como uma tecnologia de informação das questões ambientais, que pode e deve ser utilizada como uma ferramenta didática inovadora no ensino, a fim de facilitar a comunicação entre professor e aluno. Para Rodrigues e Colesanti (2008), o uso de novas tecnologias de comunicação com enfoque na EA podem representar um avanço, já que a virtualidade pode ser considerada uma ferramenta de construção e incorporação de conhecimentos ambientais por meio de estratégias mais atrativas de comunicação.

Segundo Sulaiman (2011), a problemática ambiental, de fato, ganhou notoriedade e relevância social por meio da mídia, que rapidamente difundiu temas como: mudança climática, aquecimento global, biodiversidade, ambientalismo, sustentabilidade, cidadania ambiental. A autora questiona, por outro lado, a necessidade dos meios de comunicação, que são difusores das informações baseadas em conhecimentos científicos, somarem o aspecto ideológico, a relação dos acontecimentos com as disparidades sociais, culturais e econômicas, indicando mais uma vez a importância da análise ambiental crítica, a qual, se ausente, pode levar a uma interpretação incompleta e equivocada da informação. Nesse sentido, os profissionais da educação poderiam atuar como mediadores, analisando em sala de aula com profundidade as informações que são apresentadas pelos recursos midiáticos.

Observou-se que durante a obtenção dos dados coletados sobre as principais fontes de impactos ambientais no município de Capitão Poço-PA, o lixo e o desmatamento foram as principais respostas assinaladas. As queimadas e a poluição sonora obtiveram valores consideráveis, quando levadas em consideração a quantidade de opções marcadas. A pergunta estimulou que cada discente marcasse três alternativas, com isso, totalizaram-se 243 opções marcadas das 6 opções oferecidas (Quadro 5).

OPÇÕES	CURSOS			TOTAL
	CIÊNCIAS BIOLÓGICAS	ENG. FLORESTAL	AGRONOMIA	
LIXÃO	21	33	22	76 (31%)
DESMATAMENTO	21	29	20	70 (29%)
QUEIMADAS	12	21	15	48 (20%)
POLUIÇÃO SONORA	10	13	12	35 (14%)
MINERAÇÃO	02	02	01	05 (2%)
OUTROS	06	01	02	09 (4%)
TOTAL	72 (30%)	99 (40%)	72 (30%)	243

Quadro 5 Principais fontes de impactos ambientais no município de Capitão Poço - PA indicadas pelos discentes entrevistados

O lixo (31%) foi a fonte de impacto mais assinalada, provavelmente, devido à problemática urbana de coleta e disposição final no município. Na época em que este questionário foi aplicado, a gestão municipal teria alterado a área do lixão a céu aberto duas vezes, causando descontentamento explícito, expressa por meio de realização de protestos nas ruas e na câmara municipal, da população dos bairros para onde o lixão fora temporariamente implantado.

Além disso, o desmatamento, por sua vez, também foi uma das opções mais assinaladas (29%), já que o município de Capitão Poço, PA, é um grande pólo agrícola, pecuarista, de atividades mineradoras em expansão. Com isto, extensas áreas são desmatadas para a implantação destes sistemas de produção ocasionando uma problemática visível na redução da área vegetada. Ainda, pode estar relacionada não apenas à importância inerente desse problema em si, mas ao fato de que na região estudada os igarapés e recursos hídricos têm sofrido alterações antropogênicas sérias, principalmente no que diz respeito às matas ciliares de igarapés urbanos. Provavelmente, por tais motivos, os discentes selecionaram estes como sendo as principais fontes de impacto em Capitão Poço.

Cabe salientar que houveram poucas citações sobre outros tipos de impactos ambientais no município, já que apenas 4% assinalaram a opção “outros”, indicando erosão, poluição dos igarapés e falta de saneamento básico como demais problemas ambientais locais. Porém, problemas no trânsito, abandono de animais, falta de educação ambiental, desperdício de água e energia também são problemas recorrentes.

Com o objetivo de diagnosticar algumas práticas de EA realizadas pelos discentes, perguntou-se quais seriam as principais contribuições deles para a redução de impactos ambientais. Entende-se que a EA é fonte constante de modificação social, gerando comprometimento e responsabilidade da população nas ações e práticas que minimizem os impactos de forma global (SOARES, 2007). Assim, práticas ambientais podem estar intimamente ligadas ao desenvolvimento e implementação da EA na sociedade.

Como pode ser observado no Quadro 6, foram citadas 209 práticas realizadas

pelos acadêmicos, na qual “jogar o lixo na lixeira” foi a mais mencionada, seguida pela prática do plantio de árvores, citada por 25% dos discentes.

OPÇÕES	CURSOS			TOTAL
	CIÊNCIAS BIOLÓGICAS	ENG. FLORESTAL	AGRONOMIA	
JOGAR LIXO NA LIXEIRA	19	26	22	67 (32%)
PLANTAR UMA ARVORE	20	13	20	53 (25%)
ECONOMIZAR ÁGUA	19	17	01	37 (18%)
RECICLAR/REUTILIZAR	02	19	12	33 (16%)
OUTROS	02	02	15	19 (9%)
TOTAL	62 (30%)	77 (37%)	70 (33%)	209

Quadro 6 Principais práticas sustentáveis adotadas na redução de impactos ambientais pelos discentes entrevistados

A opção “reciclar/reutilizar” faz jus somente à opção “reutilizar”, uma vez que a coleta seletiva e a prática da reciclagem não são ações executadas pela gestão municipal, além de serem termos pouco difundidos localmente. Mais uma vez, é válido salutar que as opções fornecidas pelo questionário foram as assinaladas de forma mais representativa. A opção “outros” foi marcada apenas por 9% dos entrevistados, que indicaram realizar “a prática da educação ambiental” e “evitar desperdícios de alimentos”. Nesse sentido, nenhuma ação relacionada ao aspecto social, político e econômico foi citada, como praticar a cidadania, a educação no trânsito, o voto consciente, o respeito ao próximo e a diversidade cultural, entre outras.

Dentre todos os questionários aplicados, apenas 1 (1,23%) respondeu que não são abordadas questões ambientais nas disciplinas do curso. Os demais (99%) citaram que pelo menos de alguma forma o assunto é debatido, mesmo que às vezes de forma não satisfatória. O estudo de Martini et al. (2015) indicou que um dado curso de Engenharia Florestal também proporciona oportunidades de aprender sobre EA. Cerca de 95% dos estudantes e profissionais entrevistados no estudo têm ou tiveram envolvimento com a EA durante o curso. É positivo verificar que, mesmo matriculados nos semestres iniciais, as questões ambientais são abordadas nas disciplinas. Restamos conhecer, contudo, como esta abordagem é realizada pelos mediadores das diferentes disciplinas.

Para Azevedo et al. (2017), o paradigma do desenvolvimento sustentável tem, na instância educativa, uma grande aliada. É nela que vão se consubstanciar os conhecimentos, as habilidades, os valores e as atitudes que influenciam o organismo social e o meio ambiente. Os cursos superiores das áreas agrárias e biológicas capacitam e treinam os acadêmicos para atuarem direta e/ou indiretamente na gestão do meio ambiente. Desse modo, o desenvolvimento de práticas, discussões e atividades que potencializem o viés sustentável no dia a dia acadêmico e, conseqüentemente, profissional, é de grande valia. Logo, as instituições de ensino superior assumem vital importância na qualificação e conscientização de cidadãos formadores de opinião, por

ser um espaço social capaz de formar consciências, não devendo ser apenas uma transmissora de conceitos, e sim um meio para facilitar a compreensão das interrelações das pessoas e destas com o meio ambiente (PEREIRA e SILVA, 2016). Apesar das dificuldades, acredita-se que somente alicerçados em uma EA crítica e transformadora é que será possível vislumbrar a construção de uma sociedade socialmente equilibrada.

4 | CONCLUSÕES

Diante do que foi exposto, percebe-se que existem diferenças entre as concepções de meio ambiente reveladas pelos acadêmicos matriculados nos cursos superiores entrevistados neste estudo. Verificou-se a presença da internet como importante instrumento de comunicação em EA, ratificando a responsabilidade das mídias na difusão correta de informações. O lixo, o desmatamento e as queimadas foram as principais fontes geradoras de impactos ambientais no município, sugerindo que os discentes estão informados sobre os acontecimentos locais, pois estes são assuntos emergentes em voga no município. Os discentes desenvolvem práticas pontuais e desconectas a fim de contribuir na redução dos impactos ambientais, tal como “jogar lixo na lixeira”. Quase 100% dos entrevistados indicou que as questões ambientais são abordadas de alguma forma por meio das disciplinas nos cursos. Urgem, porém, discussões em torno das diferentes concepções sobre meio ambiente no intuito de despertar uma análise crítica da realidade, que vai além das concepções superficiais e fragmentadas de meio ambiente e de práticas sustentáveis evidenciadas neste estudo. Ressalta-se, neste contexto, a importância das práticas de EA como instrumento social de transformação da conscientização da corpo discente em instituições de ensino superior.

REFERÊNCIAS

ABILIO, F.J. P. Ética, Cidadania e Educação Ambiental. In: Andrade, M.O. (org.). **Meio Ambiente e Desenvolvimento**: bases para uma formação interdisciplinar. João Pessoa, PB: Editora Universitária da UFPB, 2008.

ARAÚJO, R. A.; OLIVEIRA, L. Representações sociais de meio ambiente de professores e alunos de uma escola pública do município de Juara. **RELVA**, v. 3, n. 1, p. 84-102, 2016.

AZEVEDO, L. V.; COSTA, D. R. T. R.; SANTOS, J. R. dos. Política Nacional de Educação Ambiental: análise de sua aplicação em projetos de pesquisa e extensão de instituições públicas de ensino. **Ciência e Natura**, v. 39, n. 3, p. 701-722, 2017.

BARRETO, L. M.; CUNHA, J. S. Concepções de meio ambiente e educação ambiental por alunos do ensino fundamental em Cruz das Almas (BA): um estudo de caso. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 315-326, 2016.

BEZERRA, T. M. O.; GONÇALVES, A. A. C. Concepções de meio ambiente e educação ambiental por professores da Escola Agrotécnica Federal de Vitória de Santo Antão-PE. **Revista Biotemas**, v. 20, n. 3, p. 115-125, 2007.

CARDOSO, F. de A.; FRENEDOZO, R. de C.; ARAUJO, M. S. T. de. Concepções de meio ambiente entre estudantes de licenciatura em Ciências Biológicas. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 95-112, 2015.

COSTA, A. R. C.; MAGALHÃES, N. M. F. A.; SILVA, W. C. **Breves ensaios sobre educação ambiental do MST**. In: Congresso Brasileiro de Educação Ambiental e Gestão Territorial. Fortaleza, Ceará, 2010.

DAVIDOFF, L. **Introdução à psicologia**. São Paulo: McGraw-Hill, 1983.

FONSECA, F. S. R. da.; OLIVEIRA, L. G. Concepções de meio ambiente dos educadores ambientais do Zoológico de Goiânia: implicações nas atividades e contribuições para a formação do sujeito ecológico? **Educar em Revista**, n. 41, p. 231-246, 2011.

GONCALVES, C. S.; DIEHL, L. S. **Integrando sala de aula e ambiente**. In: LISBOA, C. P.; KINDEL, E. A. I. Educação Ambiental: da teoria à prática. Porto Alegre: Mediação, 2012. 144p.

LINDNER, E. L. **Refletindo sobre o ambiente**. In: LISBOA, C. P.; KINDEL, E. A. I. Educação Ambiental: da teoria à prática. Porto Alegre: Mediação, 2012. 144p.

MALAFAIA, G.; SANTOS, M. R. dos.; FUJACO, M. A. G.; CASTRO, A. L. da S.; RODRIGUES, A. S. de L. Percepção de discentes do Ensino Superior do Instituto Federal Goiano - *Campus* Urutaí sobre os principais problemas ambientais da atualidade. **REA - Revista de Estudos Ambientais (Online)**, v. 13, n. 1, p. 62-76, 2011.

MARTINI, A.; BIONDI, D.; WASSEM, G. F. Educação Ambiental na Engenharia Florestal: Percepção dos estudantes e profissionais. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**. v. 32, n. 1, p. 5-15. 2015.

PEREIRA, R. C. de C.; SILVA, A. de J. M. **Um estudo sobre a percepção ambiental do corpo docente do campus Paulo VI (UEMA)**. In: ALMEIDA, Z. da S. de. Práticas sustentáveis no processo de ambientalização da Universidade Estadual do Maranhão. São Luiz: EDUEMA, 2016. 311p.

QUADROS, A. **Educação Ambiental: Iniciativas Populares e Cidadania**. 2007. 46 f. Monografia (Especialização de Pós-Graduação em Educação Ambiental) - CPGEA, UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA, Santa Maria. 2007.

RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G. O meio ambiente na concepção de discentes no município de Ouro Preto-MG. **REA – Revista de estudos ambientais (Online)**, v. 11, n. 2, p. 44-58, 2009.

RODRIGUES, G. S. de S. C.; COLESANTI, M. T. de N. Educação Ambiental e as Novas Tecnologias de Informação e Comunicação. **Sociedade & Natureza**, v. 20, n. 1, 51-66, 2008.

SOARES, L. G. C.; SALGUEIRO, A. A.; GAZINEU, M. H. P.; Educação ambiental aplicada aos resíduos sólidos na cidade de Olinda, Pernambuco – um estudo de caso. **Revista Ciências e Tecnologia**, ano 1, n. 1, p. 01-09, 2007.

SULAIMAN, S. N. Educação Ambiental, sustentabilidade e ciência: O papel da mídia na difusão de conhecimentos científicos. **Ciência e Educação**, v. 17, n. 3, p. 645-662, 2011.

TAUCHEN, J.; BRANDLI, L. L.; A gestão ambiental em instituições de ensino superior: Modelo para implantação em *campus* universitário. **Revista Gestão e Produção**, v.13, n.3, p. 503-515, 2006.

THIOLLENT, M. **Metodologia da pesquisa-ação**. São Paulo: Cortez: Autores Associados, 1986. 108p.

TRIPP, D. Pesquisa Ação: uma introdução metodológica. **Educação e Pesquisa**, v. 31, n. 3, p. 443-466, 2005.

VENTURIERI, B.; SANTANA, A. Concepções sobre meio ambiente de alunos do ensino fundamental em Belém-PA: estudo de caso com a E. E. E. F. M. Prof. Gomes Moreira Junior. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 234-245, 2016.

UM OLHAR SUSTENTÁVEL PARA OS RESIDUOS ORGÂNICOS PRODUZIDOS NA COMUNIDADE ESCOLAR

Eunice Silveira Martello Lobo

Faculdade de Ciências Biológicas de Cacoal
Cacoal – Rondônia

Mariza de Lima Schiavi

Faculdade de Ciências Biológicas de Cacoal
Cacoal – Rondônia

Michele Silva Gonçalves

Universidade do Estado de Mato Grosso
Tangará da Serra – Mato Grosso

RESUMO: O estudo visou estimular nos educandos do ensino fundamental a conscientização do descarte do material orgânico, além de oferecer um destino adequado a esses resíduos produzidos no ambiente escolar. O projeto foi desenvolvido em uma escola da rede pública de ensino no município de Cacoal, estado de Rondônia. Foram elaboradas e executadas aulas teóricas e práticas sobre os resíduos orgânicos sólidos e compostagem. Após o término do projeto, o composto orgânico produzido foi utilizado na horta e no jardim da escola. Os alunos aprenderam como fazer a compostagem e através do contato com a natureza puderam realizar práticas sustentáveis. Os alunos se mostraram conscientes da importância em cuidar da escola e preservar o meio ambiente por meio de ações conjuntas. Percebeu-se

que a sustentabilidade pode ser vivenciada a partir de pequenas atitudes no dia a dia e que todos podem ser multiplicadores desse projeto.

PALAVRAS-CHAVE: Compostagem; Sustentabilidade; Alunos.

ABSTRACT: The study aimed to stimulate the fundamental students to self-conscience the residues produced in the school environment. The project was developed in a public school system in the municipality of Cacoal, state of Rondônia. Theoretical and practical classes on solid organic residues and composting were elaborated and executed. When the project was over, the organic compost produced was used in the school vegetable garden. The students learned how to work with the compost bin and by the nature contact they could achieve sustainable practices. The students appeared to be very conscience about the importance of taking care of the school and preserve the environment through the community actions. It was Highlighted that the sustainability can be achieved through little every day attitudes and every one can multiple this project.

KEYWORDS: Composting; Sustainability; Students.

1 | INTRODUÇÃO

A quantidade de resíduos produzidos atualmente é exacerbada, provocando vários problemas, principalmente quando se trata de resíduos orgânicos que descartados de maneira errônea produzem compostos altamente tóxicos e poluentes (MUCELLIN; BELLINI, 2008). Uma das alternativas para amenizar os problemas oriundos desses resíduos é a produção de adubo orgânico através da compostagem. Esse processo permite dar um destino correto para os resíduos orgânicos (COSTA e SILVA, 2011).

De acordo com Silva (2014), a utilização do composto orgânico, produzido através da compostagem, reduz a necessidade da utilização de fertilizantes inorgânicos, melhora a qualidade do solo e contribui para o desenvolvimento da sustentabilidade.

Através da utilização dos resíduos orgânicos para formação de compostos, torna-se possível a utilização de uma metodologia que abrange múltiplos temas em atividades práticas de ciências naturais e de geografia, por mostrar a constituição e a fertilização do solo e os processos incididos na concepção do composto (COSTA; SILVA, 2011).

Com base nesse contexto, um projeto de compostagem na comunidade escolar é uma ótima forma de mostrar aos alunos, na prática, uma maneira simples e eficaz de diminuir a grande quantidade de lixo gerado diariamente.

Este projeto visou trabalhar a conscientização dos alunos abordando vários temas como a poluição, reciclagem, sustentabilidade e a preservação do meio ambiente entre outros, dos alunos do 6º ano do ensino fundamental, já que as disciplinas de ciências da natureza estão mais focadas nos temas de ecologia proporcionando assim uma melhor assimilação do conteúdo aprendido em sala.

O principal objetivo foi estimular nos educandos do ensino fundamental a conscientização a respeito do descarte do material orgânico, além de oferecer um destino adequado a esses resíduos produzidos no ambiente escolar.

2 | METODOLOGIA

O projeto foi desenvolvido em uma escola da rede pública de ensino no município de Cacoal, Estado de Rondônia, sendo as turmas trabalhadas pertencentes ao 6º ano do ensino fundamental.

Foram elaboradas e executadas aulas teóricas e práticas sobre os resíduos sólidos e a importância e prática da compostagem. Durante as aulas práticas foi construído pilhas de compostagem, utilizando materiais orgânicos (restos de comida e folhas de árvores).

O acompanhamento do processo de decomposição e formação do composto ocorreu quinzenalmente, a fim de analisar a transformação da matéria orgânica e sensibilizar a comunidade escolar perante a importância da compostagem na reposição nutricional do solo.

Após o término do projeto o composto orgânico produzido foi utilizado na horta e em plantas da escola.

3 | RESULTADOS

Verificou-se que através da metodologia utilizada os alunos compreenderam melhor os conteúdos como: a constituição e a fertilização do solo, e todos os processos incididos na concepção do composto orgânico.

Durante as atividades os alunos aprenderam como fazer a compostagem e através do contato com a natureza puderam realizar práticas sustentáveis. Os alunos se mostraram conscientes da importância em cuidar da escola e preservar o meio ambiente por meio de ações conjuntas.

4 | CONCLUSÃO

Percebeu-se que a sustentabilidade pode ser vivenciada a partir de pequenas atitudes no dia a dia e que todos podem ser multiplicadores desse projeto.

REFERÊNCIAS

COSTA, A. P.; SILVA, W. C. M. **A compostagem como recurso metodológico para o ensino de ciências naturais e geografia no ensino fundamental**. ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer - Goiânia, vol.7, N.12; 2011. Pág. 3. Disponível em: <http://www.conhecer.org.br/enciclop/conbras1/a%20compostagem.pdf>. Acesso em: 05 de agosto de 2016.

MUCELIN, C.A.; BELLINI, M. **Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano**. Sociedade & Natureza, Uberlândia, 20 (1): 111-124, jun. 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/sn/v20n1/a08v20n1.pdf>. Acesso em 13 de agosto de 2016.

SILVA, M. A. *et al.* **Compostagem: experimentação problematizadora e recurso interdisciplinar no ensino de química**. Quím. nova esc. – São Paulo-SP, vol. 37, N. 1; fev. 2015. Pág. 71-81. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc37_1/12-EEQ-38-14.pdf. Acesso em: 20 de agosto de 2016.

TOLERÂNCIA PROTOPLASMÁTICA FOLIAR DA *Triplaris gardneriana* Wedd. (POLYGONACEAE) SUBMETIDA A DÉFICIT HÍDRICO

Allan Melo Menezes

Universidade Federal de Sergipe
São Cristóvão – Sergipe

Jessica Chapeleiro Peixoto Queiroz

Universidade Federal de Sergipe
São Cristóvão – Sergipe

Paulo Silas Oliveira da Silva

Universidade Federal de Sergipe
São Cristóvão – Sergipe

Carlos Dias da Silva Júnior

Universidade Federal de Sergipe
São Cristóvão – Sergipe

RESUMO: O déficit hídrico, causado por um desequilíbrio na relação entre absorção e perda de água, influencia diversos aspectos fisiológicos e metabólicos do vegetal. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a tolerância protoplasmática foliar da *Triplaris gardneriana* Wedd. submetida ao déficit hídrico. Realizou-se um experimento em casa de vegetação, em delineamento inteiramente casualizado, em arranjo fatorial 4 x 5, sendo quatro tratamentos de reposição de água perdida por evapotranspiração (T100 – controle; T50 – 50%; T25 - 25% e T0 – sem reposição), e cinco períodos de avaliação (0, 7, 14, 21 e 28 dias), com seis repetições cada, totalizando 24 unidades amostrais. A diferenciação dos tratamentos foi mantida até

o valor de fotossíntese líquida se aproximar de zero, quando as plantas foram reidratadas. A cada 7 dias foram avaliados o percentual de integridade absoluta (PIA), o percentual de integridade relativa (PIR) e percentual de danos membranares (PD). O déficit hídrico promoveu o aumento no percentual de danos membranares (PD) e diminuição dos percentuais de integridade absoluta e relativa (PIA e PIR) para os tratamentos sob déficit hídrico severo. O T0 apresentou seu maior PD no 7º dia de análise. Já o T25 demonstrou seu máximo valor de PD no 14º dia de avaliação. Entretanto, o T50 não apresentou diferença significativa em relação ao controle para as variáveis analisadas. A espécie *Triplaris gardneriana* Wedd. demonstrou, após a reidratação, forte capacidade de recuperação dos parâmetros analisados, demonstrando ser tolerante à deficiência de água.

PALAVRAS-CHAVE: déficit hídrico, integridade de membranas, *Triplaris gardneriana* Wedd.

ABSTRACT: The water deficit, caused by the imbalance in the relation between water absorption and loss, influences several physiological and structural aspects of the plant. Thus, the objective of this work was to evaluate foliar protoplasmatic tolerance of *Triplaris gardneriana* Wedd. submitted to water deficit. An experiment was carried out in a greenhouse, in a completely randomized design, in a 4x5

factorial arrangement with four treatments of water lost by evapotranspiration (T100 – control; T50 – 50%; T25 – 25% and T0 – without replacement), with six replications each, totaling 24 samples units. The differentiation of the treatments was maintained until the net photosynthesis value (A) approaches zero, when the plants were rehydrated. Percentage of absolute integrity (PIA), percentage relative integrity (PIR) and membrane damage (PD) were evaluated. The water deficit promoted an increase in the percentage of membrane damage (DP) and decrease of absolute and relative integrity (PIA and PIR) to treatments under severe water deficit. The T0 presented its highest PD on the 7th day of analysis. T25, on the 14th day of evaluation, showed its highest PD value. However, T50 showed no significant difference in relation to the control for the analyzed variables. The species *Triplaris gardneriana* Wedd showed, after rehydration, a strong recovery capacity of the analyzed parameters, demonstrating that it is tolerant to the water deficiency.

KEYWORDS: water deficit, membrane integrity, *Triplaris gardneriana* Wedd.

1 | INTRODUÇÃO

A água é uma substância indispensável a inúmeros processos metabólicos nos seres vivos, sendo estes totalmente dependentes dela (TAIZ et al., 2017). É substância essencial na manutenção da integridade funcional de moléculas orgânicas biológicas e constituinte fundamental de células vegetais vivas (~80 a 95%) (LARCHER, 2006; KERBAUY, 2012). De todos os recursos que a planta necessita, a água é o mais abundante e ao mesmo tempo o mais limitante, por ser utilizado em grandes quantidades (MATOS et al., 2014; TAIZ et al., 2017).

Quando a demanda de água pela planta, intensificada pelo processo transpiratório, é maior do que a quantidade absorvida ocorre um desequilíbrio hídrico e o vegetal se encontra em situação de estresse (LARCHER, 2006; SEIXAS et al., 2015; TAIZ et al., 2017). As respostas morfofisiológicas do vegetal dependem da duração, intensidade e natureza do estresse, genótipo e estágio de desenvolvimento da planta (LARCHER, 2006; TAIZ et al., 2017).

Uma das primeiras consequências da deficiência de água é a perda da turgescência, ou seja, a perda da pressão de turgor da água sobre a parede celular do vegetal (LARCHER, 2006; VIEIRA et al., 2010; KERBAUY, 2012; TAIZ et al., 2017). A diminuição da turgescência, por sua vez, provoca o desenvolvimento de inúmeros desarranjos morfofisiológicos na planta, sendo um deles a dessecação dos tecidos. Tal dessecação provoca o aumento na permeabilidade e o rompimento da membrana, e, portanto, a liberação de eletrólitos pela membrana (PIMENTEL et al., 2002; ZOZ et al., 2013).

Os danos nas membranas celulares são uma das primeiras consequências demonstradas por plantas em situações de redução de turgescência, causadas pelo déficit hídrico (BAJJI, KINET, LUTTS, 2001). Nesta situação, pode ocorrer um aumento

na produção de espécies reativas ao oxigênio (ERO's) e de outras formas de radicais livres, os quais causam extensivos danos nas membranas (ROY-MACAULEY et al., 1992; ZOZ et al., 2013). Estes danos são desencadeados pelo aumento na atividade de lipases e proteases, que alteram a composição e estrutura das membranas da célula vegetal, ocasionando a liberação de eletrólitos pela membrana (JALEEL et al., 2009; LISAR et al., 2012, ZOZ et al., 2013). Por outro lado, a manutenção da integridade e estabilidade das membranas plasmáticas é o principal constituinte das plantas com alta tolerância à seca (BAJJI, KINET, LUTTS, 2001).

Ocorrendo naturalmente na Caatinga e em várzeas inundáveis e encostas úmidas da região do Pantanal Matogrossense, a *T. gardneriana* Wedd. (figura 1) é popularmente conhecida no Nordeste como “Pajeú” ou “Pajaú” e como “Coaçu”, “Formigueiro”, “Novateiro-preto” e “Pau-formiga” em outras regiões (FRANÇA et al., 2007; MACÊDO et al., 2016; TABOSA et al., 2016).



Figura 1 – Árvore do Pajeú (*Triplaris gardneriana* Wedd. - Polygonaceae).

Fonte: Macêdo, 2015.

No semiárido, é característica de mata ciliar do Rio São Francisco, podendo atingir de 4 a 15 metros de altura (FRANÇA et al., 2007; SANTOS et al., 2013; PONTARA et al., 2016; ALMEIDA et al., 2017). É uma espécie que possui inúmeras utilizações, como por exemplo a medicinal, ornamental, fornecimento de madeira, sítio de formigas e na restauração de áreas degradadas (LORENZI, 2000; CARTAXO; SOUZA; ALBUQUERQUE, 2010; SANTOS et al., 2013; CUSTODIO; COMTOIS; ARAUJO, 2017)

O conhecimento dos mecanismos desenvolvidos pela *Triplaris gardneriana* Wedd. para lidar com regimes hídricos deficitários pode servir como base para o entendimento dos processos gerais de tolerância à seca e em projetos de restauração de áreas degradadas. A avaliação da tolerância protoplasmática foliar é de fundamental importância para o entendimento da fisiologia do vegetal. Este fato justifica-se pela membrana possuir grande importância na manutenção do equilíbrio osmótico e iônico entre a célula e o meio, sendo a manutenção da sua integridade e estabilidade um

mecanismo de tolerância ao estresse hídrico (BAJJI, KINET, LUTTS, 2001). Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo investigar o efeito do déficit hídrico sobre a integridade membranar, através da análise do extravasamento de eletrólitos pela membrana da célula vegetal da *Triplaris gardneriana* Wedd.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados em casa de vegetação e em Laboratório de Botânica Aplicada, localizados no Departamento de Biologia da Universidade Federal de Sergipe (10° 92' de latitude S' e 37° 10' de longitude W). Foram utilizadas plantas de pajeú com nove meses de idade, provenientes da germinação de sementes que foram disponibilizadas pelo NEMA (Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental) da Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF), coletadas no município do Barro, interior do Ceará. A semeadura foi realizada em bandejas plásticas preenchidas com substrato de terra vegetal e após 28 dias, as plântulas passaram por uma seleção quanto à uniformidade e foram transplantadas para vasos plásticos contendo aproximadamente 18 Kg do mesmo substrato. A análise físico-química do solo foi feita pelo ITPS (Instituto Tecnológico e de Pesquisas de Estado de Sergipe) utilizando o método de ensaio constante no Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes – EMPBRAPA – 1999 (Tabela 1).

Ensaio	Resultado	Unidade	LQ ²
pH em água	6,56	-	-
Cálcio + Magnésio	5,27	cmolc/dm ³	0,38
Cálcio	4,10	cmolc/dm ³	0,22
Alumínio	<0,08	cmolc/dm ³	0,08
Sódio	112	mg/dm ³	2,20
Potássio	100	mg/dm ³	1,40
Fósforo	21,9	mg/dm ³	1,39
Matéria Orgânica	11,3	g/dm ³	-
Magnésio	1,17	cmolc/dm ³	-
Hidrogênio + Alumínio	0,672	cmolc/dm ³	-
pH em SMP	7,3	-	-
SB – Soma de Bases Trocáveis	6,02	cmolc/dm ³	-
CTC – Capacidade de Troca Catiônica	6,69	cmolc/dm ³	-
PST – Porcentagem de Sódio Trocável	7,28	%	-
V- Índice de Saturação de Bases	90,00	%	-
Ferro (Fe)	168,79	mg/dm ³	0,063
Cobre (Cu)	1,76	mg/dm ³	0,01
Manganês (Mn)	23,79	mg/dm ³	0,040
Zinco (Zn)	14,67	mg/dm ³	0,008
Granulometria - Areia	60,56	%	-

Granulometria – Argila	13,38	%	-
Granulometria – Silte	26,06	%	-
Classificação Textural	FRANCO	-	-
	ARENOSO		

Tabela 1. Resultado da análise físico-química do solo.

¹Análise realizada em amostra de terra fina seca em estufa (t.f.s.e.) a 40°C.

²Limite de Quantificação do Método.

Antes de iniciar a fase experimental, o solo foi mantido com umidade próxima à capacidade de campo, determinada segundo a metodologia de Sousa et al. (2000). O monitoramento do teor de umidade do solo foi realizado diariamente utilizando um tensiômetro (AT Delta-T Device, HH2 Moisture Meter, Cambridge – England). Os registros de temperatura e umidade relativa do ar foram feitos com o auxílio de um termohigrômetro (Datalogger AKSO – AK172) instalado no interior da casa de vegetação, cujas medidas eram tomadas a cada 30 minutos.

A diferenciação dos tratamentos iniciou quando as plantas estavam com nove meses de idade e foram mantidos até o valor de fotossíntese líquida se aproximar de zero, momento em que as plantas foram reidratadas para observação da capacidade de recuperação dos parâmetros fisiológicos obtidos antes do estabelecimento do déficit hídrico. O final do experimento ocorreu com cerca de 30 dias.

O experimento foi implementado, utilizando-se da *Triplaris gardneriana* Wedd., com quatro tratamentos dispostos em delineamento experimental inteiramente causalizado (DIC), em arranjo fatorial 4 x 5, sendo 4 níveis de reposição de água perdida por evapotranspiração: T100 (controle – com 100% de reposição), T50 (com 50% de reposição), T25 (com 25% de reposição) e T0 (sem reposição) e cinco períodos de avaliação (0, 7, 14, 21 e 28 dias), com seis repetições, totalizando 24 unidades amostrais. A reposição de água para cada tratamento foi realizada diariamente com base na verificação do peso dos vasos.

O potencial hídrico (Ψ_w) foi medido semanalmente utilizando-se uma bomba de pressão (SCHOLANDER et al., 1964), em uma folha madura de cada unidade experimental, com boa condição fitossanitária, completamente expandida e localizada na quarta ou quinta posição a partir do ápice caulinar, coletada no horário entre 10:00 e 11:00h.

A tolerância protoplasmática foliar foi avaliada a partir do extravasamento de eletrólitos de discos foliares, baseada na metodologia de Vasquez-Tello et al. (1990). Foram recortados 20 discos foliares com 1 cm de diâmetro, que posteriormente foram submetidos a três lavagens de 30 minutos em frascos de vidro contendo 20 ml de água destilada, com o intuito de remover os solutos e resíduos provenientes da retirada dos discos. Após a lavagem, os discos foram mantidos por 24 horas em frascos contendo água destilada para posterior medição da condutividade elétrica com o auxílio de um condutivímetro (Digimed – modelo DM-31). A primeira medida de condutividade foi

chamada de condutividade livre (CL, μ Siemens). Posteriormente, os frascos contendo os discos em água destilada foram levados ao banho-maria por um período de 1 hora a 100°C, e em seguida, foi feita uma segunda medição da condutividade, esta chamada de condutividade total (CT, μ Siemens). A partir desses dados, foi calculada a porcentagem de integridade absoluta (PIA = $[1 - (CL/CT)] \times 100$), a porcentagem de integridade relativa (PIR = $[PIA \text{ plantas estressadas} / PIA \text{ plantas irrigadas}] \times 100$) e a porcentagem de danos membranares (PD = 100 - PIR).

Para o delineamento aplicado neste trabalho, no qual se avaliou uma sequência de medidas repetidas ao longo do tempo, os valores dos resultados obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os testes estatísticos foram realizados utilizando-se o programa Sisvar versão 5.6 e o GraphPad Prism 6.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante as análises de 25 de junho de 2017 até 21 de julho de 2017, foram registrados os dados climáticos no interior da casa de vegetação, com valores médios de temperatura do ar variando de 24,2 °C a 28,5 °C e de umidade relativa do ar de 68,2% a 94,4% (Figura 2). A radiação fotossinteticamente ativa (RFA), apresentou valores médios de aproximadamente 1500 $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ durante o período de avaliação.

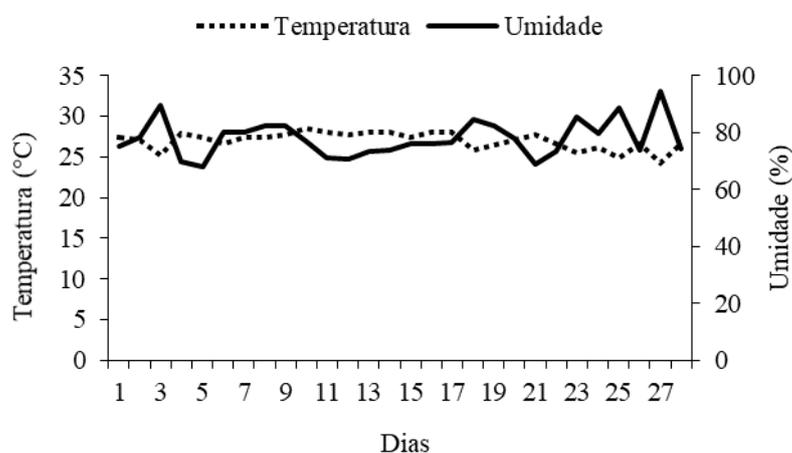


Figura 2. Temperatura (°C) e Umidade relativa do ar (%) registrados no interior da casa de vegetação durante o período de análises.

A análise dos resultados de potencial hídrico foliar (Ψ_w) em plantas jovens de *T. gardneriana* Wedd. (Figura 3), dados estes que auxiliarão na compreensão dos resultados observados na tolerância protoplasmática, permite afirmar que a espécie é bastante sensível às reduções na quantidade de água no solo.

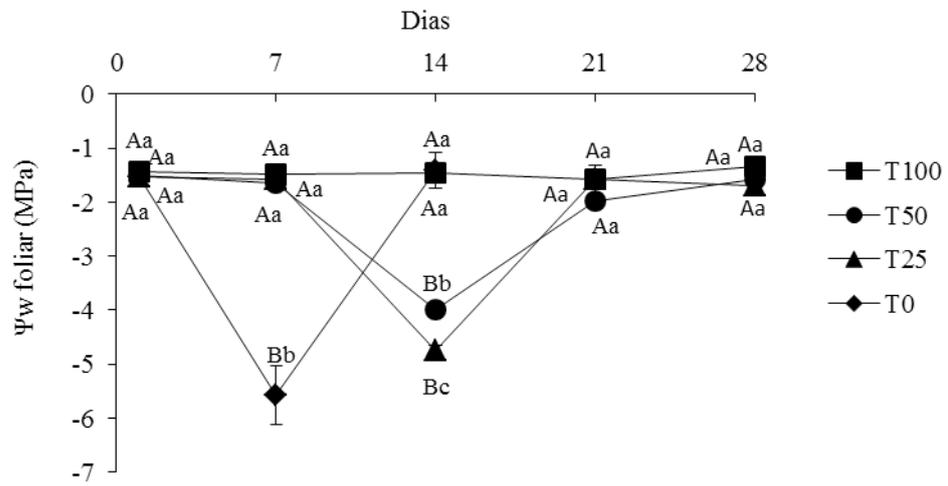


Figura 3. Valores médios de potencial hídrico foliar (Ψ_w) \pm erro padrão em plantas jovens de *Triplaris gardneriana* submetidas à quatro regimes de reposição de água perdida por evapotranspiração. Médias seguidas de letras iguais maiúsculas não diferiram entre os dias de avaliação e iguais minúsculas entre os tratamentos dentro do mesmo dia pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. N=24.

O menor valor médio de -5,57 MPa foi observado para o tratamento sem reposição de água (T0), seguido por -4,75 MPa no T25 e por -3,99 MPa para o T50. Houve uma redução significativa para todos os tratamentos em relação ao T100 (controle), que manteve seus valores entre -1,35 MPa e -1,57 MPa. No sétimo e décimo quarto dias, foram observados sinais de perda de turgescência e de abscisão foliar para os tratamentos T0 e T50/T25, respectivamente. Após a retomada da irrigação em sua totalidade, o Ψ_w recuperou rapidamente seus valores, ficando semelhante aos do controle.

À medida que a quantidade de água no solo diminui, o potencial hídrico foliar torna-se mais negativo, principalmente em horários de maior demanda evaporativa (LARCHER, 2006). A alta demanda evaporativa, ocasionada por elevadas temperaturas e baixos índices de umidade relativa do ar, é característica de ambientes semiáridos como a Caatinga e resultam na perda de tensão de água no xilema, reduzindo, portanto, os valores de Ψ_w (MARQUES et al., 2011).

Em termos de potencial hídrico no solo, valores iguais ou menores que - 1,5 MPa impossibilitaria a planta de absorver água do solo, atingindo, portanto, o ponto de murcha permanente (PMP). No entanto, existem algumas espécies que conseguem tolerar bem a escassez de água, suportando reduções de até - 6,0 MPa no solo (PIMENTEL, 2004). Em um trabalho realizado por Moura et al. (2016) com o pinhão-manso (*Jatropha curcas* L. - Euphorbiaceae) foi verificada redução significativa do potencial hídrico foliar ao meio-dia para os tratamentos com 60% e 40% CP, nos três períodos de avaliação (60, 90 e 120 dias), chegando a valores de -3,5 MPa no tratamento com 40% da CP aos 120 dias.

Os resultados de tolerância protoplasmática foliar demonstraram que o déficit hídrico severo ocasionou danos nas estruturas membranares (Tabela 2).

Tratamento	PIA (%)					
	Dias de avaliação					
	0	7	14	21	28	
T100	70,5± 1,73 Aa	64,6± 4,75 Aa	62,7± 1,10 Aab	72,7± 1,23 Aa	68,8± 5,26 Aa	
T50	71,7± 1,96 Aa	71,9± 1,85 Aa	66,5± 1,56 Aa	74,8± 1,06 Aa	75,0± 0,91 Aa	
T25	71,5± 1,61 Aa	71,8± 2,53 Aa	50,9± 5,67 Bb	76,8± 1,42 Aa	76,1± 1,25 Aa	
T0	70,7± 1,01 Aa	40,8± 4,93 Cb	59,1± 6,81 Bab	-	-	
Tratamento	PIR (%)					
	T50	102,0± 3,71 Aa	116,0± 12,85 Aa	106,2± 3,30 Aa	103,2± 2,46 Aa	115,6± 11,07 Aa
	T25	101,5± 1,98 Aa	114,6± 10,35 Aa	81,6± 9,94 Bb	106,1± 2,08 Aa	115,7± 10,61 Aa
	T0	100,7± 3,26 Aa	66,3± 10,87 Bb	93,5± 10,00 Aab	-	-
Tratamento	PD (%)					
	T50	-2,00± 3,71 Aa	-15,96± 12,85 Aa	-6,15± 3,30 Aa	-3,16± 2,46 Aa	-15,61± 11,07 Aa
	T25	-1,52± 1,98 Aa	-14,64± 10,35 Aa	18,41± 9,94 Bb	-6,14± 2,08 Aa	-15,73± 10,61 Aa
	T0	-0,68± 3,26 Aa	33,65± 10,87 Bb	6,45± 10,00 Aab	-	-

Tabela 2. Valores médios de percentual de integridade absoluta (PIA); percentual de integridade relativa (PIR) e percentual de danos (PD) ± erro padrão em plantas jovens de *Triplaris gardneriana* submetida à quatro regimes de reposição de água perdida por evapotranspiração. Médias seguidas de letras iguais maiúsculas não diferiram entre os dias de avaliação e iguais minúsculas entre os tratamentos dentro do mesmo dia pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. N=6.

O PIA apresentou seus valores entre 40,8% e 76,8%, sendo o menor valor correspondente ao do T0 no sétimo dia de avaliação, o que representa uma redução de aproximadamente 37% em relação ao T100. O T25 também reduziu significativamente o valor da PIA (redução de ~19% comparado ao controle) a partir do 14º dia, com média de 50,9%. Padrão semelhante foi observado para PIR, com reduções significativas para o T0 e T25, no 7º dia (PIR=66,3) e 14º dia (PIR =81,6), respectivamente.

Quanto ao PD, os dados mostraram um dano significativo causado no T0 com valor de 33,65% seguido pelo valor de 18,41% do T25. A reposição de 50% de água perdida por evapotranspiração não ocasionou danos membranares, pois apresentaram valores médios de PIA de 72%, PIR de 108,6% e PD de -8,58%.

A provável justificativa para a ocorrência de reduções significativas dos valores de PIA, PIR e aumento do PD dos tratamentos T25 e T0 é que, segundo a classificação de Sinclair e Ludlow (1986), eles já estariam no estágio III de desidratação, o de seca severa, pois reduziram significativamente o teor relativo de água em seus tecidos. Apesar do T50 também ter reduzido seu conteúdo relativo de água, ainda estava no chamado estágio II, o de seca moderada, em que alterações nas membranas ainda não são acentuadas (PIMENTEL et al., 2002).

Em condições de déficit hídrico, altos valores de PD (com baixos valores de PIA e PIR) indicam uma alteração na composição e estrutura das membranas da célula vegetal, ocasionada, principalmente, pelo aumento na atividade de lipases, proteases, formas ativas de oxigênio (superóxidos) e radicais livres (ROY-MACAULEY et al., 1992; ZOZ et al., 2013). Neste caso, há ruptura e aumento da permeabilidade das membranas, ocasionando a liberação de eletrólitos da célula (ROY-MACAULEY et al., 1992).

Em um trabalho realizado com aroeira-do-sertão, Mariano et al. (2009) verificaram que no tratamento sob déficit hídrico e sob temperatura elevada de 100°C, as células apresentaram um maior PD. Pimentel et al. (2000) também verificaram que o déficit hídrico induz a liberação de eletrólitos por alteração na estrutura das membranas, pois verificaram uma maior PD (menor PIA e PIR) para os genótipos de feijão A320, Carioca e BAT 477 após seis dias de déficit hídrico. Vinco (2016) ao analisar o extravasamento de eletrólitos de espécies da Mata Atlântica, verificou que a *Triplaris americana*, espécie do mesmo gênero do Pajeú, apresentou um aumento significativo do extravasamento de eletrólitos em situação de escassez de água quando comparado com o tratamento controle. Em adição, Zoz et al. (2013) explorando a relação entre a atividade da enzima peroxidase com os danos em membranas celulares, observou que as variáveis de soja que apresentavam uma maior atividade desta enzima possuíam menores proporções de danos, portanto, um menor extravasamento dos eletrólitos. A hipótese corroborada pelo autor é que a peroxidase catalisava o fornecimento de elétrons para o H_2O_2 e, assim, formando duas moléculas de água.

Segundo Machado et al. (2011), plantas sensíveis à seca devem apresentar uma certa desorganização do sistema de membranas e conseqüentemente uma maior liberação de eletrólitos. Por outro lado, plantas tolerantes ao déficit hídrico exibiram um melhor arranjo do sistema de membranas e também uma maior capacidade de liberação de solutos em virtude do aumento do potencial osmótico.

CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos neste trabalho pôde-se observar que os níveis de déficit hídrico mais severos, 25% e 0% de reposição de água perdida por evapotranspiração, referentes aos tratamentos T0 e T25, foram suficientes para promover alterações na integridade das membranas, observadas pela redução nos valores de PIA e PIR e aumento do PD. Entretanto, o tratamento T50 não demonstrou a capacidade de ocasionar, de modo significativo, tais alterações nas estruturas membranares da *Triplaris gardneriana* Wedd. Além disso, a capacidade de recuperação dos parâmetros analisados também foi verificada após a reidratação dos tratamentos com déficit hídrico.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, T. S. de et al. Phenolic compounds of *Triplaris gardneriana* can protect cells against oxidative stress and restore oxidative balance. **Biomedicine & Pharmacotherapy**, v. 93, p. 1261-1268, 2017.
- BAJJI, M; KINET, J. M; LUTTS, S. The use of the electrolyte leakage method for assessing cell membrane stability as a water stress tolerance test in durum wheat, **Plant Growth Regulation**, v. 36, n.1, p. 61-70, 2001.
- CARTAXO, S. L; SOUZA, M. M. A.; ALBUQUERQUE, U. P. Medicinal plants with bioprospecting potential used in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of ethnopharmacology**, v. 131, n. 2, p. 326-342, 2010.
- CUSTODIO, T.; COMTOIS, P.; ARAUJO, A. C. Reproductive biology and pollination ecology of *Triplaris gardneriana* (Polygonaceae): a case of ambophily in the Brazilian Chaco. **Plant Biology**, v. 19, n. 4, p. 504–514, 2017.
- FRANÇA, P. R. C. et al. Germinação e Vigor de Sementes de Coaçu em Diferentes Substratos. In: **47º Congresso Brasileiro de Olericultura IV Simpósio Brasileiro de Curcubitáceas**, Porto Seguro, Horticultura Brasileira, 2007.
- JALEEL, C. A; et al. Drought stress in plants: A review on morphological characteristics and pigments composition. **International Journal of Agriculture and Biology**, v. 11, n. 1, p. 100-105, 2009.
- KERBAUY, G. B. **Fisiologia Vegetal**. 2. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos, SP: Rima Artes e Textos, 2006. 531 p.
- LISAR, S. Y. S; et al. Water Stress in Plants: Causes, Effects and Responses. In: RAHMAN, I. MD. M.; HASEGAWA, H. (Ed.) **Water stress**, Intech, 2012. p. 1-14.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. 3 ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2000, 351p.
- MACÊDO, S. K. S. **Estudo químico e avaliação da atividade biológica in vitro de *Triplaris gardneriana* Wedd (POLYGONACEAE)**. 2015, 213 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais do Semiárido, Universidade Federal do Vale do São Francisco, Petrolina, 2015.
- MACÊDO, S. K. S. et al. GC-MS analysis of esterified fatty acids obtained from leaves and seeds of *Triplaris gardneriana* Wedd. **African Journal of Pharmacy and Pharmacology**, v. 10, n. 30, p. 623–630, 2016.
- MACHADO, R. A. F; et al. Liberação de Solutos em Dois Genótipos de Milho Sob Diferentes Regimes Hídricos, **XXIV Congresso Nacional de Milho e Sorgo**, Florianópolis – SC, 2011.
- MARIANO, K. R.; et al. Fotossíntese e tolerância protoplasmática foliar em *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. submetida ao déficit hídrico. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 1, p. 72-77, 2009.
- MARQUES, R. P. et al. Relações hídricas e produção de pigmentos fotossintéticos em mudas de *Eugenia Uniflora* L. sob condições de salinidade. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife: UFPE, v. 3, p. 497-509, 2011.
- MATOS, F. S.; et al. Estratégia morfofisiológica de tolerância ao déficit hídrico de mudas de pinhão manso. **Magistra**, v. 26, n. 1, p. 19–27, mar. 2014.

- MOURA, A. R. de et al. Relações hídricas e solutos orgânicos em plantas jovens de *Jatropha curcas* L. sob diferentes regimes hídricos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 2, p. 345-354, 2016.
- PIMENTEL, C.; et al. Tolerância protoplasmática foliar à seca em dois genótipos de caupi cultivados em campo. **Revista Universidade Rural**, Série Ciências da Vida. v. 22, n. 1, p.07-14, 2002.
- PIMENTEL, C. et al. Leaf protoplasmatic tolerance to water stress in bean genotypes, **Physiology and Molecular Biology of Plants**. v. 6, p. 15-20, 2000.
- PIMENTEL, C. **A relação da planta com a água**. Seropédica: EDUR, 2004. 192p.
- PONTARA, V. et al. Flooding avoidance *Triplaris gardneriana* Wedd. (Polygonaceae): growth and morpho-anatomical aspects. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 38, n. 3, p. 341-346, 2016.
- ROY-MACAULEY, H.; et al. Effect of drought stress on proteolytic activities in Phaseolus and Vigna leaves from sensitive and resistant plants. **Physiologia Plantarum**, Copenhagen, v. 85, p. 90-96, 1992.
- SANTOS, R. A. et al. Características dendrológicas e insetos associados ao pau-jaú (*Triplaris gardneriana*). In **IV CONEFLO-III SEEFLO**. Vitória da Conquista, 2013.
- SCHOLANDER P.F. et al. Hydrostatic pressure and osmotic potential in leaves of mangroves and some other plants. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, USA, v.52, p.119–125, 1964.
- SEIXAS, A. A.; et al. Déficit hídrico em plantas forrageiras–revisão de literatura. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, v. 24, p. 1–14, 2015.
- SINCLAIR, T. R.; LUDLOW, M. M. Influence of soil water supply on the plant water balance of four tropical grain legumes. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 13, p. 329-341, 1986.
- SOUSA, C. C.; et al. Avaliação de métodos de determinação de água disponível e manejo da irrigação em terra roxa sob cultivo de algodoeiro herbáceo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, p. 338-342, 2000.
- TABOSA, F. R. S. et al. Flora do Ceará, Brasil: Polygonaceae. **Rodriguésia**, v. 67, n. 4, p. 981–996, 2016.
- TAIZ, L.; et al. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6ª edição. Porto Alegre: Artmed, 2017. 888 p.
- VASQUEZ-TELLO, A.; et al. Electrolyte and Pi leakages and soluble sugar content as physiological tests for screening resistance to water stress in Phaseolus and Vigna species. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 41, p. 827-32, 1990.
- VIEIRA, E. L. et al. **Manual de Fisiologia Vegetal**. São Luis: EDUFMA, 2010.
- VINCO, A. S. **Ecofisiologia de Espécies Nativas da Mata Atlântica submetidas ao déficit hídrico**, Espírito Santo, 2016.
- ZOZ, T.; et al. Peroxidase activity as an indicator of water déficit tolerance in soybean cultivars. **Bioscience Journal**. Uberlândia, v.29, suplemento 1, p.1664-1671, 2013.

BIODIVERSIDADE DE PLANTAS E A PRODUTIVIDADE DE ECOSISTEMAS PASTORIS

Tiago Miqueloto

Universidade do Estado de Santa Catarina,
Ciência Animal.

Lages – Santa Catarina

Hactus Souto Cavalcanti

Universidade do Estado de Santa Catarina,
Ciência Animal.

Lages – Santa Catarina

Fábio Luís Winter

Universidade do Estado de Santa Catarina,
Produção Vegetal.

Lages – Santa Catarina

Angela Bernardon

Universidade do Estado de Santa Catarina,
Ciência Animal.

Lages – Santa Catarina

André Fischer Sbrissia

Universidade do Estado de Santa Catarina,
Ciência Animal.

Lages – Santa Catarina

por monocultivos de espécies forrageiras melhoradas geneticamente. No entanto, a tentativa de aumentar a produtividade primária por meio do uso de espécies mais produtivas tem levado a redução da funcionalidade dos serviços ecossistêmicos fornecidos por ecossistemas mais biodiversos (tais como, contaminação do lençol freático, lixiviação de nutrientes, menor entrada de energia no sistema, compactação do solo, entre outros) decorrente de sua simplificação (redução da diversidade de espécies).

Nesse contexto, se acreditava que a produtividade e a diversificação dos sistemas caminhavam em sentidos opostos. Contudo, por meio de estudos realizados em ecossistemas pastoris naturais mostrou-se que, de um modo geral, há uma relação positiva entre diversidade e produtividade.

Seguindo esta linha de raciocínio, é provável que esta relação também possa ser válida para sistemas multiespecíficos gerados a partir de espécies cultivadas (exóticas e/ou melhoradas geneticamente). Entretanto, para que isso seja verdadeiro, as espécies que constituem o sistema obrigatoriamente precisam coexistir. Nesse sentido, alguns estudos realizados recentemente com misturas de gramíneas cultivadas validaram estas

1 | INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas têm se aumentado a preocupação com a compatibilidade entre a produção de alimentos e o aumento significativo da população mundial. Nesse sentido, grandes áreas formadas por ecossistemas de pastagens naturais, têm sido substituídas

hipóteses (DUCHINI, 2017; MIQUELOTO, 2018; READ; LANG; ADELI, 2014).

Com base no exposto, este capítulo objetiva a) evidenciar alguns fatores que mediam a competição e coexistência entre plantas (variação de fatores físicos/nutrientes e o manejo do sistema) e b) relatar os benefícios trazidos pela diversificação dos sistemas.

2 | COMPETIÇÃO ENTRE PLANTAS: SIMULAÇÕES POR MEIO DE MODELOS MATEMÁTICOS

Tilman, Polasky e Lehman (2005) propuseram dois modelos matemáticos de competição multiespecífica por recursos. O primeiro modelo assume que o habitat possui um único recurso (nitrogênio) e um único fator físico (temperatura) que limitam o crescimento e a abundância (produção de biomassa) de todas as espécies. No segundo modelo as espécies que compõem o sistema são limitadas por dois recursos ou fatores físicos.

Dentro do primeiro modelo são apresentados dois cenários, em um deles o fator físico é considerado constante, o outro é variável ao longo do tempo e espaço. As taxas de crescimento de todas as espécies são influenciadas pela ação conjunta entre a disponibilidade de recurso (nitrogênio) e fator físico (temperatura). No entanto, somente o recurso é consumido pelas plantas para a produção de biomassa que, por sua vez, determina a abundância de todas as espécies. Por outro lado, a temperatura atua sobre a dinâmica das interações competitivas. Por exemplo, em um habitat fisicamente homogêneo, em que o fator físico é constante (por exemplo, temperatura), a espécie predita para substituir todas as outras será aquela cuja faixa de temperatura que desempenha o seu máximo potencial competitivo esteja mais próxima da temperatura do ambiente. Isso significa que a espécie que apresentar menor valor de R^* (R asterisco), espécie que é mais hábil em reduzir a concentração do recurso mais limitante (TILMAN; POLASKY; LEHMAN, 2005), dominará o ecossistema (TILMAN, 1976). No cenário em que o fator físico é variável no espaço e no tempo como, por exemplo, uma pastagem perene que passa por grandes variações de temperatura ano após ano, é possível que um maior número de espécies possam coexistir (TILMAN; POLASKY; LEHMAN, 2005), desde que cada espécie seja uma competidora superior dentro de uma faixa de variação de temperatura (LEHMAN; TILMAN, 2000). Assim, as melhores combinações serão aquelas em que o atributo de cada espécie (temperatura em que cada espécie expressa o seu máximo potencial competitivo) se estenda ao longo de uma amplitude de variação de fator físico (temperatura). Nessas condições, as simulações sugerem que não existe nenhum sistema constituído de uma única espécie que seja tão produtivo quanto os sistemas que são constituídos por duas espécies, ou quanto sistemas constituídos de “n” espécies (TILMAN; POLASKY; LEHMAN, 2005).

No segundo modelo proposto por Tilman, Polasky e Lehman (2005) estão envolvidos simultaneamente a competição por dois recursos (nitrogênio e fósforo) ou fatores limitantes (luz e temperatura). Por meio de diferenças fisiológicas e morfológicas, cada espécie difere na relação requerida por recursos e fatores para expressar o seu máximo potencial produtivo. Nesse cenário nenhuma espécie possui superioridade competitiva ao longo de todo o habitat, uma vez que as diferenças intrínsecas (morfológicas e fisiológicas) e a relação para aquisição de nutrientes (por exemplo, relação nitrogênio/fósforo) diferem entre as espécies. Dessa forma, cada espécie “deixa” quantidades de recursos não consumidos em regiões limítrofes da sua ótima relação (nitrogênio/fósforo), possibilitando, desse modo, a invasão e persistência de outras espécies.

3 | MANEJO E SUAS RELAÇÕES COM A PERSISTÊNCIA E COEXISTÊNCIA ENTRE ESPÉCIES VEGETAIS

O manejo pode modificar a composição botânica e estrutural da comunidade vegetal por meio de alterações competitivas interespecíficas (BANYIKWA, 1988) ou em função do efeito direto decorrente do pastejo seletivo (BRISKE; NOY-MEIR, 1998; HICMANN et al., 2004).

Mueggler (1972) avaliou o efeito combinando entre três níveis de desfolhação e três níveis de competição sobre a persistência de *Agropyron spicatum* em pastagens naturais no sudeste de Montana, EUA. Os níveis de desfolhação corresponderam a (1) ausência de desfolhação; (2) moderadamente leniente (remoção de 50% da biomassa vegetal de *A. spicatum* durante o período de florescimento) e; (3) severo (remoção de 50% da biomassa de *A. spicatum* durante período de florescimento, seguido de um corte de altura de resíduo em 8 cm). Por sua vez, os níveis de competição foram (I) elevada (ausência de desfolhação da vegetação natural no entorno da planta de *A. spicatum*); (II) parcial-corte da vegetação no entorno da planta de *A. spicatum* no nível do solo; (III) ausência de competição-remoção de toda a vegetação localizada no entorno de *A. spicatum*. Assim, o autor observou que o aumento do nível de severidade de desfolhação, juntamente com o incremento do nível de competição, reduziu a persistência da espécie (Figura 1). Contudo, o efeito negativo da desfolhação (desfolhação muito severa) sobre a persistência de *A. spicatum* foi significativamente reduzido por meio da redução simultânea do nível de competição.

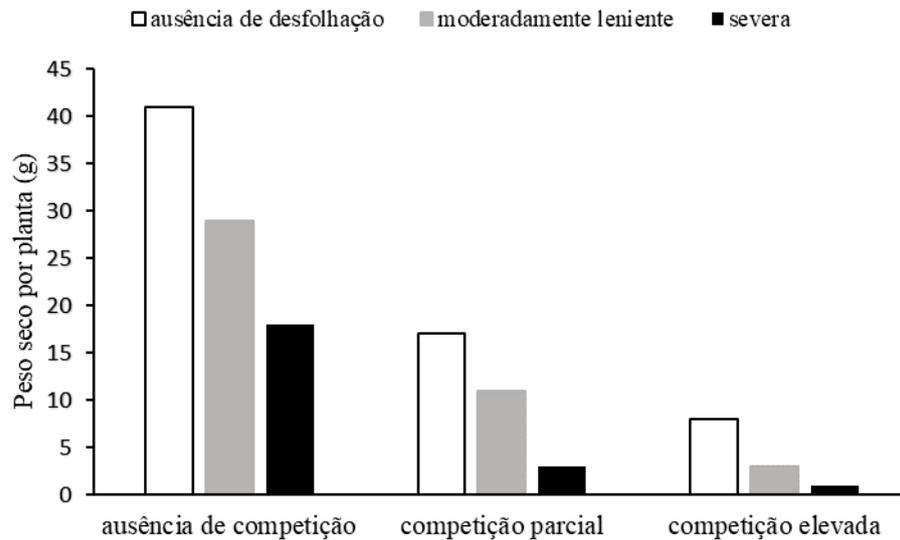


Figura 1. Produção de MS de *Agropyron spicatum* sob três níveis de desfolhação e três níveis de competição (Adaptado de Mueggler, 1972).

Em um trabalho recente Tannas, Hewins e Bork (2015) avaliaram o efeito da adubação nitrogenada, umidade e severidade de desfolhação sobre a persistência de *Festuca campestris* cultivada em associação com *Poa pratensis*. Os autores observaram que em condições de baixa disponibilidade de nitrogênio a *F. campestris* aumentou a massa radicular (aumenta relação raiz/parte aérea), como estratégia para aumentar o acesso ao nitrogênio do solo, penalizando a emissão de perfilhos. Contudo, em situações de baixa disponibilidade de nitrogênio e umidade, o aumento da severidade de desfolhação reduziu a habilidade da *F. campestris* em acessar recursos abaixo do solo, uma vez que a relação raiz/parte aérea foi reduzida.

Em manejos lenientes é comum observar animais realizarem pastejo seletivo, selecionando alguns perfilhos, enquanto outros de mesma espécie ou de espécies diferentes são deixados intactos, mesmo estando localizados próximos àqueles pastejados. Nesse sentido, a rebrota de perfilhos desfolhados pode ser influenciada por meio da translocação de reservas ou de fotoassimilados de perfilhos intactos para os desfolhados, desde que ainda estejam interconectados (MARSHALL; SAGAR, 1968; ONG et al., 1978), podendo ainda haver a competição dos perfilhos pastejados com perfilhos levemente desfolhados/intactos por recursos, como água, luz e nutrientes para assegurar sua persistência (WHITE, 1973).

Avaliando o efeito do manejo do pastejo sobre a diversidade de espécies em um ecossistema nativo na parte central da América do Norte, Hicmann et al. (2004) observaram que a densidade animal impactou diretamente na diversidade de espécies e composição botânica (Figuras 2a, 2b). O aumento da densidade animal *per se* aumentou a diversidade de espécies, uma vez que plantas de maior porte foram mais frequentemente pastejadas. Isso permitiu que maior quantidade e qualidade de luz chegasse na base do dossel favorecendo o aparecimento de outras espécies.

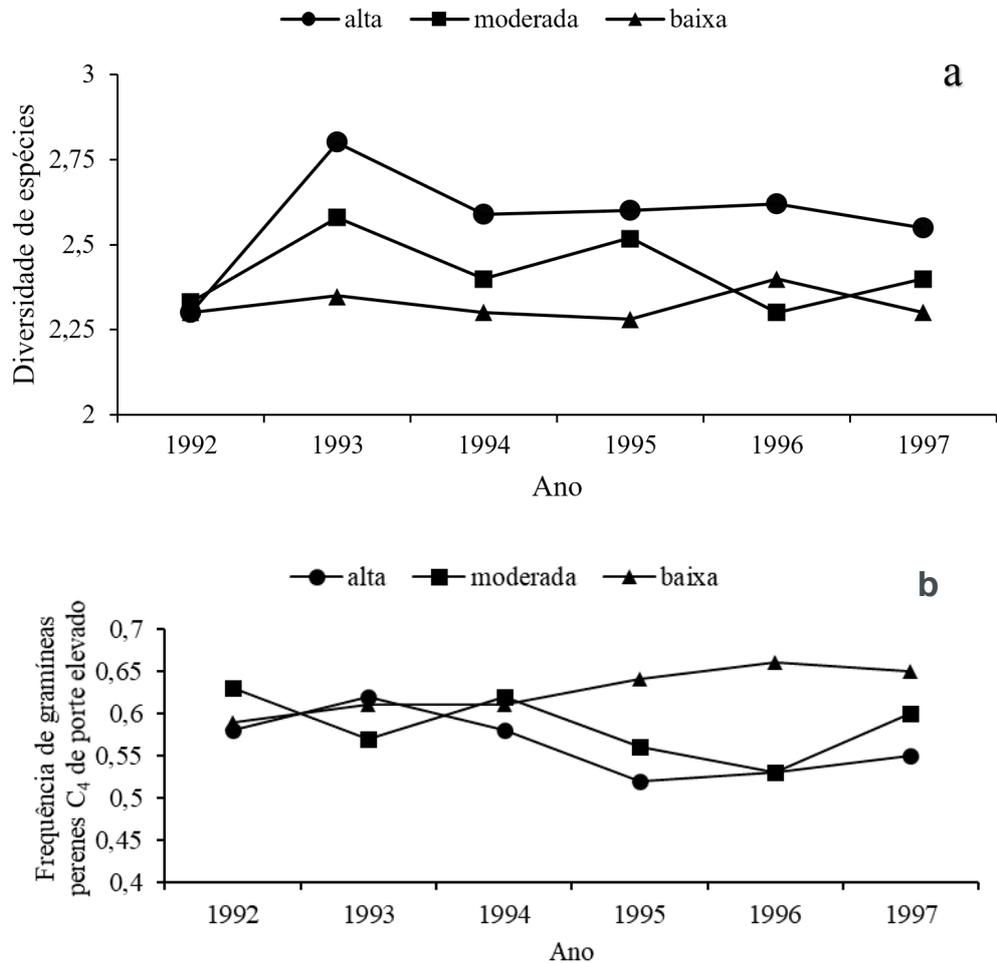


Figura 2. (a) Diversidade de espécies “H” e (b) frequência de gramíneas perenes C₄ de porte elevado “H” em três densidades de lotação animal (alta, moderada e baixa) durante os anos de 1992 a 1997. “H” = índice de diversidade de Shannon.

Por outro lado, em trabalho realizado com pastagens naturais do semiárido do Irã, Moradi et al. (2016) destacaram que as variações abióticas (temperatura e precipitação) ao longo do ano apresentaram maior impacto sobre a diversidade e composição botânica do que a intensidade de manejo. Contudo, Archer e Detling (1984) sugeriram que os herbívoros podem mediar as interações competitivas entre as espécies vegetais em função da desfolhação diferencial das plantas. Nesse sentido, Hicmann et al. (2004) afirmam que a densidade animal é a variável chave no manejo, uma vez que influencia diretamente a composição botânica e a diversidade das espécies.

Franzluebbbers et al. (2013) avaliaram a dinâmica de produção de forragem em pastos mistos com duas espécies que apresentam épocas de crescimento distintas (*Festuca arundinacea* de crescimento hibernar e *Cynodon* spp. de crescimento estival). Os autores relataram que a festuca tornou-se dominante na área ao término do período experimental (~60%), independente da fonte de nitrogênio utilizada. Nesse cenário, o capim-bermuda teve diminuição de sua população inicial, principalmente nos pastos manejados com baixa pressão de pastejo, (proporção inicial de ~50% para ~35% na

área). Nos pastos manejados com alta pressão de pastejo a proporção de festuca e capim-bermuda manteve-se próximo do equilíbrio (~50%). Nos piquetes em que a forragem não era colhida ou era utilizada apenas para fenação (baixa frequência de utilização) a festuca dominou a área nos primeiros 2 anos experimentais, reiterando o efeito do manejo sobre a coexistência da vegetação.

4 | BIODIVERSIDADE DE PLANTAS E SUA RELAÇÃO COM ESTABILIDADE DO ECOSSISTEMA

Alguns trabalhos têm estudado as relações entre biodiversidade e estabilidade (TILMAN; REICH; KNOPS, 2006; TILMAN; POLASKY; LEHMAN, 2005; LEHMAN; TILMAN, 2000) e os resultados convergem, de maneira geral, para uma resposta comum em que a diversidade é positivamente correlacionada com a estabilidade de produção de biomassa da comunidade vegetal (TILMAN; WEDIN; KNOPS, 1996; CARDINALE et al., 2013)

Considerando que estabilidade temporal de uma comunidade vegetal pode ser definida como o somatório da abundância (produção de biomassa) de todas as espécies, dividida pela raiz quadrada do somatório de todas as variâncias e covariâncias das espécies constituintes (Equação 1), a relação entre biodiversidade e estabilidade pode ser solucionada por meio matemático (LEHMAN; TILMAN, 2000).

$$St = \frac{\Sigma \text{abundância}}{\sqrt{\Sigma \text{variância} + \Sigma \text{covariância}}} \quad (\text{Equação 1})$$

St = Estabilidade temporal da comunidade vegetal;

Σ abundância = Somatório da produção de biomassa de todas as espécies vegetais que constituem a comunidade;

Σ variância = somatório das variâncias de todas as espécies vegetais que constituem a comunidade;

Σ covariância = somatório das covariâncias de todas as espécies vegetais que constituem a comunidade;

Nesse sentido, se uma variável aleatória x é reduzida pela metade (produção média de biomassa da espécie “A” num ambiente multiespecífico), a sua variância é reduzida a quarta parte. Logo, se o aumento da biodiversidade reduzir a produção média de biomassa de cada espécie, as reduções em suas variâncias serão proporcionalmente maiores. Dessa forma, quando as variâncias individuais de todas as espécies conjuntamente com suas respectivas produções são integradas ao cálculo da estabilidade temporal, o ecossistema pode tornar-se temporariamente estável, uma vez que as variáveis (produção média de biomassa e variância) apresentam ordem de grandeza diferentes (LEHMAN; TILMAN, 2000).

Cottingham, Brown e Lennon (2001) por meio de simulações matemáticas

verificaram a flutuação da população de cada espécie e de toda comunidade ao longo do tempo para comunidades constituídas por uma, três e cinco espécies (Figura 3). Os autores observaram que o aumento do número de espécies (de uma para cinco) aumentou a estabilidade da comunidade vegetal (população agregada das espécies) ao longo do tempo. No entanto, a população individual de cada espécie tornou-se mais instável a medida que a comunidade ficou mais diversificada. Também vale ressaltar que a medida que se aumenta a diversidade vegetal a contribuição individual de cada espécie para a produção total de biomassa é menor (LEHMAN; TILMAN, 2000).

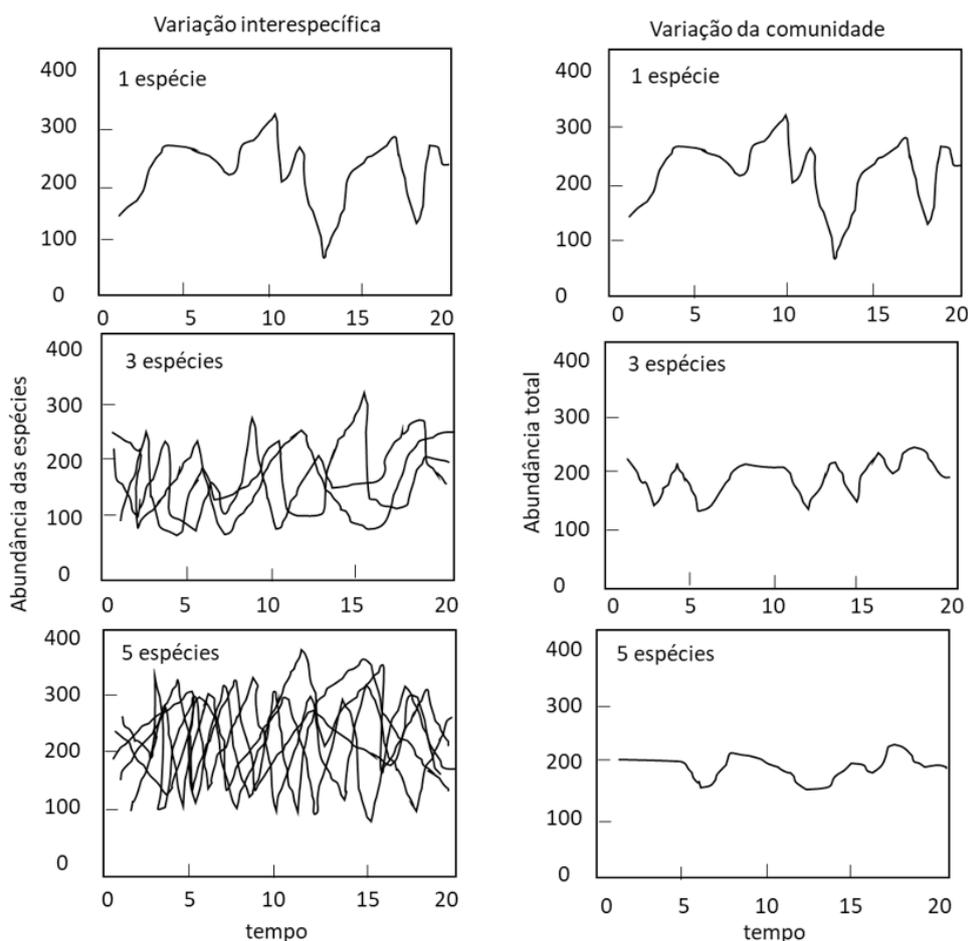


Figura 3. Flutuação simulada na abundância das espécies individuais (coluna da esquerda) e flutuação da comunidade gerada a partir da soma da abundância de todas as espécies (abundância total, coluna da direita) ao longo do tempo para comunidades constituídas por uma, três e cinco espécies. (Adaptado de Cottingham, Brown e Lennon, 2001).

5 | BIODIVERSIDADE DE PLANTAS E SUAS RELAÇÕES COM PRODUTIVIDADE DO ECOSISTEMA

Praticamente nas duas últimas décadas se intensificaram os estudos que relacionam o efeito da biodiversidade e produtividade do ecossistema (TILMAN; WEDIN; KNOPS, 1996; HECTOR et al., 1999; VAN RUIJVEN; BERENDSE, 2003; CARDINALE et al., 2007) e a grande maioria dos autores concordam que a diversificação de sistemas gera maior produtividade comparativamente aos sistemas mais simplificados. Hector

et al. (1999), avaliaram o efeito da biodiversidade sobre a produção primária utilizando dados coletados em ecossistemas pastoris da Europa pelo projeto BIODPTH (Biodiversity and Ecosystems Processes in Terrestrial Herbaceous Ecosystems). Os autores concluíram que o aumento da produção primária em função do aumento da diversidade é decorrente do efeito combinado entre diferenciação de nicho e facilitação, os quais, conjuntamente, são denominados de efeito de complementariedade. A diferenciação de nicho representa a melhora na utilização de recursos e interceptação de fatores físicos decorrente do aumento efetivo na exploração do ambiente, originado a partir das diferenças morfológicas específicas de cada espécie (altura de plantas, ângulo de inserção de folhas, tamanho de folhas, volume de raiz, comprimento do sistema radicular). Por outro lado, o efeito de facilitação retrata o beneficiamento entre espécies como, por exemplo, o uso de leguminosas em pastagens mistas com gramíneas, onde a gramínea é beneficiada por meio da fixação biológica do nitrogênio atmosférico.

Também é sugerido que o efeito de complementariedade, além de melhorar a funcionalidade do ecossistema (VAN RUIJVEN; BERENDSE, 2003), também possibilita a coexistência de espécies em longo prazo (BERENDSE, 1979; LEHMAN; TILMAN, 2000; MOUQUET et al., 2012). Além disso, a identificação dos mecanismos de complementariedade e suas características são essenciais para compreender o efeito da diversidade sobre a produtividade (VAN RUIJVEN; BERENDSE, 2003).

Tilman, Reich e Isbell (2012) investigaram os efeitos de alguns fatores sobre a produção de biomassa do ecossistema em experimentos cujo período de avaliações correspondeu entre cinco e 28 anos. Os fatores avaliados englobavam biodiversidade, adição de nitrogênio, irrigação, fogo e herbivoria. Os autores concluíram que a biodiversidade é um determinante tão importante para a produção da comunidade vegetal quanto as variáveis abióticas e os distúrbios. No entanto, o efeito isolado da biodiversidade *per se* resultou em maior produção de biomassa vegetal do que qualquer outro fator estudado.

Weigelt et al. (2009) verificaram o efeito da riqueza de espécies combinado à intensidade de manejo e seus impactos sobre a produtividade em diferentes comunidades vegetais conduzidas em iguais condições abióticas em Thuringia, na Alemanha. O gradiente de diversidade constituiu de 1, 2, 4, 8 e 16 espécies escolhidas ao acaso dentro de quatro grupos funcionais (gramíneas, pequenos arbustos, arbustos maiores e leguminosas) as quais foram distribuídas em 78 unidades experimentais. O gradiente de intensidade de manejo variou de 1 a 4, sendo que “1” representou um corte no final de julho sem adição de nitrogênio; “2” representou três cortes por ano da biomassa vegetal sem adição de nitrogênio (N); “3” referiu-se a três cortes de biomassa vegetal ao longo do ano com a adição de 200 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de N e “4” constituiu de quatro cortes mais adição de 200 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de N. Os principais resultados obtidos sugerem que o aumento da riqueza de espécies teve maior impacto sobre a produtividade do que a intensificação de manejo. Por outro lado, o aumento do

número de grupos funcionais na mistura foi menos impactante que a intensificação do manejo, mas teve melhor resposta do que efeito isolado da fertilização.

6 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Devido ao fato de não ser possível controlar os fatores físicos de um dado sistema, o manejo torna-se uma ferramenta fundamental capaz de promover mudanças na proporção de espécies em sistemas biodiversos. Além disso, os benefícios trazidos com a adoção dos modelos aqui propostos são inegáveis e possibilitam produção igual ou superior aos monocultivos, evidenciando seu potencial de utilização.

Em contrapartida, o aumento da diversidade de espécies num dado sistema torna mais complexo o seu manejo, uma vez que as espécies que o compõe possuem características morfológicas e fisiológicas distintas. Portanto, assegurar a coexistência estável das espécies é essencial para manter o ecossistema produtivo e funcional.

REFERÊNCIAS

ARCHER, S.; DETLING, J. K. The effects of defoliation and competition on regrowth of tillers of two North American mixed-grass prairie graminoids. **Nordic Society Oikos**, Copenhagen, v. 43, p. 351-357, 1984.

ARSHALL, C.; SAGAR, G. R. The distribution of assimilates in *Lolium multiflorum* Lam. following differential defoliation. **Annals of Botany**, Oxford, v. 32, n. 128, p. 715-719.

BANYIKWA, F. F. The growth response of two east african perennial grasses to defoliation, nitrogen fertilizer and competition. **Nordic Society Oikos**, Copenhagen, v. 51, n. 1, p. 25-30, 1988.

BERENDSE, F. Competition between plant populations with different rooting depths. **Oecologia**, Berlin, n. 43, p. 19-26, 1979.

BRISKE, D.D.; NOY-MEIR, I. Plant responses to grazing: a comparative evaluation of annual and perennial grasses. In: PAPANASTASIS, V.P; PETER, D. (Eds.) **Ecological Basis of Livestock Grazing in Mediterranean Ecosystems**, Luxembourg: European Commission, Science, Research and Development, 1998. p. 13–26.

CARDINALE, B. J. et al. Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Santa Barbara, v. 104, n. 46, p.18123–18128, 2007.

CARDINALE, B.J. et al. Biodiversity simultaneously enhances the production and stability of community biomass, but the effects are independent. **Ecology**, California, v. 94, n. 8, p. 1697–1707, 2013.

COTTINGHAM, K. L.; BROWN, B. L.; LENNON, J. T. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. **Ecology Letters**, [S.l.], v. 4, p. 72-85, 2001.

DUCHINI, P. G. Aspectos produtivos e estabilidade populacional de gramíneas perenes com diferentes estratégias de crescimento cultivadas puras ou em mistura. 2017. 104p. **Tese de Doutorado**. Doutorado em Ciência Animal – Área: Produção Animal. Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal. Lages, 2017.

HECTOR, A. et al. Plant Diversity and Productivity Experiments in European Grasslands. **Science**, v.

HICKMAN, K. R. et al. Grazing management effects on plant species diversity in tallgrass prairie. **Journal of Range Management**, Denver, v. 57, n. 1, p. 58-65, 2004.

LEHMAN, C. L.; TILMAN, D. Biodiversity, stability, and productivity in competitive communities. **The American Naturalist**, Chicago, v. 156, n.5, p. 534–552, 2000.

MIQUELOTO, T. Dinâmica do perfilamento e acúmulo de forragem em pastos de *Pennisetum clandestinum* e *Festuca arundinacea* cultivados em associação. 2018. 99p. **Tese de doutorado**. Doutorado em Ciência Animal – Área: Produção Animal. Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal. Lages, 2018.

MORADI, E. et al. Grazing intensity and environmental factors effects on species composition and diversity in rangelands of Iran. **Journal of Plant Nutrition**, [S.l.], v. 39, p. 2002-2014, 2016.

MOUQUET, N. et al. Ecophylogenetics: advances and perspectives. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 87, p. 169-785, 2012.

MUEGGLER, W. F. Influence of competition on the response of bluebunch wheatgrass to clipping. **Journal of Range Management**, [S.l.] v. 25, n. 2, p. 88-92, 1972.

ONG, C. K.; MARSHALL, C.; SAOAR, G. R. The physiology of tiller death in grasses. 2. Causes of tiller death in a grass sward. **Journal of the British Grassland Society**, Sutton Bonington, v. 33, p. 205-211, 1978.

READ, J. J.; LANG, D. J.; ADELI, A. Effects of seasonal nitrogen on binary mixtures of tall fescue and bermudagrass. **Agronomy journal**, v. 106, n. 5, p. 1667-1676, 2014.

TANNAS, S.; HEWINS, D. B.; BORK, E. W. Isolating the role of soil resources, defoliation, and interspecific competition on early establishment of the late successional bunchgrass *Festuca campestris*. **Restoration Ecology**, Washington, v. 23, n. 4, p. 366-374, 2015.

TILMAN, D. Ecological competition between algae: experimental confirmation of resource-based competition theory. **Science**, Chicago, v. 192, p. 463–465, 1976.

TILMAN, D., POLASKY, S.; LEHMAN, C. Diversity, productivity and temporal stability in the economies of humans and nature. **Journal of Environmental Economics and Management**, [S.l.], n. 49, p.405–426, 2005.

TILMAN, D.; REICH, P. B.; KNOPS, J.M.H. Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. **Nature**, v. 441, n. 7093, p. 629–632, 2006.

TILMAN, D.; REICH, P.B.; ISBELL, F. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Santa Barbara, v. 109, n. 26, p.10394–10397, 2012.

TILMAN, D.; WEDIN, D.; KNOPS, J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. **Nature**, v. 379, p. 718-720, 1996.

VAN RUIJVEN, J.; BERENDSE, F. Positive effects of plant species diversity on productivity in the absence of legumes. **Ecology Letters**, [S.l.], v. 6, n. 3, p.170–175, 2003.

WEIGELT, A. et al. Biodiversity for multifunctional grasslands: equal productivity in high-diversity low-input and low-diversity high-input systems. **Biogeosciences**, [S.l.], v. 6, n. 8, p.1695–1706, 2009.

WHITE, L. M. Carbohydrate reserves of grasses: a review. **Journal of Range Management**, Denver, v. 26, n. 1, p. 13-18, 1973.

SÍNDROMES DE DISPERSÃO DE ESPÉCIES ARBÓREAS E ARBUSTIVAS EM UM CERRADO *SENSU STRICTO*

Cássio Cardoso Pereira

Universidade Federal de São João del-Rei,
Departamento de Ciências Naturais
São João del-Rei – MG

Nathália Ribeiro Henriques

Universidade Federal de São João del-Rei,
Departamento de Ciências Naturais
São João del-Rei - MG

RESUMO: A dispersão de diásporos é um processo fundamental para a sobrevivência de plantas, pois reduz a mortalidade de sementes e plântulas e favorece a colonização de novas áreas. A maior parte dos trabalhos envolvendo dispersão foca em poucas espécies, havendo poucos com foco em comunidades vegetais. Neste contexto, nosso objetivo foi analisar as síndromes de dispersão de diásporos das espécies lenhosas de um fragmento de cerrado *sensu stricto* a fim de responder: 1) Quais síndromes e em que proporções elas ocorrem entre as espécies e indivíduos?; 2) O cerrado estudado apresenta menor riqueza de espécies zoocóricas que formações florestais?; 3) O padrão de distribuição espacial das espécies difere de acordo com as síndromes? Para determinar as síndromes, foram delimitadas 10 parcelas de 100 m² e amostrados indivíduos com circunferência à altura do solo ≥ 10 cm, e o padrão de distribuição espacial foi determinado

pelo Índice de Dispersão de Morisita. Foram avaliadas 32 espécies, pertencentes a 24 gêneros e 16 famílias botânicas representadas por duas síndromes: zoocoria e anemocoria. A zoocoria foi o tipo de dispersão mais comum entre as espécies (75%) mas, quando avaliada a abundância das síndromes entre os indivíduos de todas essas espécies, houve predominância da anemocoria (54%). Não houve relação entre o mecanismo de dispersão e o padrão espacial na área. Pelos resultados encontrados, a fauna parece ter um importante papel na manutenção da diversidade vegetal, que são predominantemente zoocóricas, enquanto as espécies com elevada dominância caracterizam o padrão típico de predomínio da anemocoria nessa vegetação.

PALAVRAS-CHAVE: anemocoria, diásporos, zoocoria.

ABSTRACT: Diaspore dispersion is an essential process for plant survival, as it reduces seed and seedling mortality and favors the colonization of new areas. Most work involving dispersion focuses on few species, with few works focusing on plant communities. In this context, the aim of our study was to analyze the diaspore dispersion syndromes of the woody species of a cerrado *sensu stricto* fragment in order to answer: 1) What syndromes and in what proportions do they occur between species and

individuals?; 2) Does the studied cerrado exhibit less richness of zoocoric species than forest formations?; 3) Does the spatial distribution pattern of species differ according to the syndromes? To determine the syndromes, 10 plots of 100 m² were delimited and individuals with circumference at ground level ≥ 10 cm were sampled, and the spatial distribution pattern was determined by the Morisita Dispersion Index. We evaluated 32 species belonging to 24 genera and 16 botanical families, represented by two syndromes: zoochory and anemochory. Zoochory was the most common type of dispersion among the species (75%), but when the abundance of syndromes among individuals of all these species was evaluated, there was predominance of anemochory (54%). There was no relationship between the dispersion mechanism and the spatial pattern in the area. Due to the results found, the fauna species seems to play an important role in maintaining the diversity of the plant species, which are predominantly zoochoric, while the species with high dominance characterize the typical pattern of anemochory predominance in this vegetation.

KEYWORDS: anemochory, diaspore, zoochory.

1 | INTRODUÇÃO

A dispersão é o conjunto de processos que possibilitam a chegada de indivíduos de uma espécie em um local diferente daquele de origem (HUBBELL, 1979). Ela é realizada através das unidades de dispersão ou diásporos, que podem ser sementes, frutos, a planta inteira ou parte dela. Esse processo permite que os diásporos evitem condições que podem levar à elevada mortalidade próxima à planta-mãe, onde a abundância de patógenos e a competição são mais elevadas (SUGIYAMA et al., 2018). Portanto, a dispersão aumenta a probabilidade das sementes caírem em locais com condições mais adequadas para germinação e estabelecimento (EMER et al., 2018).

Diversas características morfológicas, fisiológicas e fenológicas são associadas a tipos particulares de agentes de dispersão e caracterizam as síndromes de dispersão (VAN DER PIJL, 1982). As três principais síndromes de dispersão de diásporos são: anemocoria, quando o diásporo possui estruturas que propiciam o transporte pelo vento (e.g., asas ou plumas), autocoria, quando apresenta mecanismos próprios para o lançamento dos frutos ou sementes (e.g., dispersão barocórica ou explosiva) e zoocoria, cujos diásporos possuem características (geralmente carnosos, como bagas e drupas, ou apresentando sementes com apêndice carnoso) que favorecem a dispersão por animais (VAN DER PIJL, 1982). As relações entre planta e dispersor são muito importantes na estruturação das comunidades, pois podem influenciar na distribuição espacial, na riqueza e na abundância de espécies vegetais, na estrutura trófica e na fenodinâmica (MOHAMMED et al., 2018).

Fatores bióticos e abióticos influenciam na época, na frequência e no padrão de distribuição das síndromes de dispersão. Em formações sazonais, como as do Cerrado, há uma estreita relação entre a época de maturação dos frutos de uma determinada

síndrome e a condição climática ideal para sua dispersão (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016a). De fato, muitas espécies dispersas pelo vento amadurecem e liberam seus frutos durante a estação seca, quando a probabilidade de dispersão a longa distância é maior (GOTTSBERGER; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2018). Em contraste, as sementes das espécies dispersas por animais amadurecem principalmente durante a estação chuvosa, quando a atividade animal e a umidade são geralmente maiores, favorecendo a dispersão dos diásporos carnosos e a sua germinação (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016b).

A dispersão é um processo ecológico crítico que afeta diretamente o sucesso reprodutivo das plantas, podendo sua ruptura levar à perda de espécies vegetais e, conseqüentemente, dos dispersores (GALETTI et al., 2013; BOMFIM et al., 2018; SIMMONS et al., 2018). Além disso, ela acelera a regeneração de florestas degradadas e é fundamental para a restauração da biodiversidade (BOMFIM et al., 2018; EMER et al., 2018). Muitos trabalhos de dispersão focam em uma ou poucas espécies, e poucos são os que focam em comunidades vegetais. O conhecimento das síndromes de dispersão constitui uma importante contribuição para o entendimento da biologia reprodutiva, permitindo a comparação entre diferentes tipos de vegetação, além do direcionamento de pesquisas mais específicas e a compreensão do funcionamento da partilha e competição por recursos e seus efeitos na estrutura da comunidade (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016a).

Considerando-se a carência de informações sobre síndromes de dispersão de diásporos em comunidades vegetais, este estudo teve como objetivo analisar as síndromes das espécies lenhosas de um fragmento de cerrado *sensu stricto* em Minas Gerais, com base nas seguintes questões: 1) Quais síndromes e em que proporções elas ocorrem entre as espécies e indivíduos?; 2) O cerrado estudado apresenta menor riqueza de espécies zoocóricas que formações florestais?; 3) O padrão de distribuição espacial das espécies difere de acordo com as síndromes?

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado em um fragmento de cerrado *sensu stricto* no Morro de São João, situado no município de Prados, Minas Gerais, Brasil (21°02'52.5" S, 44°07'01.8" W). O Morro de São João faz parte da zona de amortecimento da Área de Proteção Ambiental São José, que possui 4.758 ha. O clima da região é classificado como subtropical de altitude (Cwb, segundo Köppen), apresentando inverno seco e verão ameno, com precipitações médias anuais de 1.435 mm e uma temperatura média anual em torno de 19°C (CIRINO; LIMA, 2008).

2.2 Coleta de dados

Foi realizado um levantamento fitossociológico por meio de 10 parcelas de 100 m², amostrando-se todos os indivíduos com circunferência à altura do solo (CAS) ≥ 10 cm (EISENLOHR, 2015). Posteriormente à identificação das espécies, a classificação das síndromes de dispersão dos diásporos conforme a morfologia dos frutos seguiu as categorias propostas por Van der Pijl (1982): espécies anemocóricas, zoocóricas ou autocóricas. A identificação das espécies, assim como as informações a respeito dos hábitos, dos frutos e das síndromes foram obtidas *in loco* e, quando não foi possível, foram feitas consultas à literatura especializada e/ou foram encaminhadas exsiccatas a especialistas. O sistema de classificação adotado foi o APG IV (*Angiosperm Phylogeny Group*, 2016), e a revisão e atualização dos nomes dos táxons foram realizadas a partir do banco de dados eletrônico disponibilizado pela Flora do Brasil (FORZZA et al., 2015).

2.3 Análise de dados

Para avaliar o padrão de distribuição espacial de cada espécie no fragmento foi utilizado o Índice de Dispersão de Morisita: $I_d = \eta (\sum x_i^2 - \sum x_i) / (\sum x_i)^2 - \sum x_i$. Neste índice, n é o número de parcelas amostradas e x o número de indivíduos em cada parcela amostrada. A significância do Índice de Dispersão de Morisita ($I_d \neq 1$) foi testada através do teste F para significância do I_d ($gl=n-1$; $P<0,05$): $F = (I_d(N - 1) + n - N \ln - 1)$, onde: I_d = valor calculado do Índice de Dispersão de Morisita, n = número de parcelas e N = número total de indivíduos encontrados em todas as n parcelas. O valor calculado de F é comparado com o valor de tabela de F, com $n-1$ graus de liberdade para o numerador e infinito (∞) para o denominador. Para $I_d = 1.0$ a distribuição da espécie é considerada aleatória, $I_d < 1.0$ a distribuição é regular e $I_d > 1.0$ a distribuição é agregada (MCDONALD, 2014).

3 | RESULTADOS

Foram avaliadas 32 espécies, pertencentes a 24 gêneros e 16 famílias botânicas (Tabela 1). Em relação à forma de vida, a maioria das espécies foram árvores (56,3%), seguidas por arbustos (25,0%), arvoretas (12,5%), lianas (3,1%) e subarbustos (3,1%). A zoocoria predominou na maioria dos hábitos, ocorrendo em 66,6% das árvores e em 100% dos arbustos e arvoretas. A única espécie subarbutiva encontrada, *Baccharis pseudomyriocephala* (Asteraceae), foi anemocórica. Dentre as 32 espécies amostradas no cerrado *sensu stricto*, 23 espécies (71,9%) apresentaram frutos carnosos, todos zoocóricos, e 9 espécies (28,1%) apresentaram frutos secos. As espécies com frutos secos são predominantemente anemocóricas, excetuando-se *Enterolobium gummiferum* (Leguminosae), que é zoocórica. Dez das 16 famílias amostradas (62,5%) são exclusivamente zoocóricas, e esta foi a síndrome predominante na família

Malpighiaceae (Tabela 1). As famílias Asteraceae, Bignoniaceae, Calophyllaceae e Vochysiaceae foram compostas exclusivamente por espécies anemocóricas. Dentre as famílias amostradas, Fabaceae e Malpighiaceae foram as únicas a apresentar as duas síndromes.

Família/Espécie	Parcelas (número de indivíduos)										Hábito	Fruto	Síndrome		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10					
Anarcadiaceae <i>Spondias</i> sp.	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	árvore	carnoso	zoocoria	
Annonaceae <i>Annona crassiflora</i> Mart.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	árvore	carnoso	zoocoria	
Asteraceae <i>Baccharis pseudomyriocephala</i> Malag. <i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	0 1	1 1	0 4	3 0	5 3	2 30	0 6	0 16	0 25	0 9	0 0	subarbusto árvore	seco seco	anemocoria anemocoria	
Bignoniaceae <i>Zeyheria montana</i> Mart.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	árvore	seco	anemocoria	
Calophyllaceae <i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	7	5	1	3	7	2	2	2	0	2	0	árvore	seco	anemocoria	
Celastraceae <i>Plenckia populnea</i> Reissek	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	árvore	carnoso	zoocoria	
Erythroxylaceae <i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil. <i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil. <i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	1 3 0	0 2 0	0 2 0	0 4 1	0 1 2	0 1 2	0 1 0	0 1 0	0 2 0	0 3 0	0 1 1	0 0 0	arvoreta arvoreta arvoreta	carnoso carnoso carnoso	zoocoria zoocoria zoocoria
Fabaceae <i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. <i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr. <i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	2 0 5	0 0 2	0 0 4	0 0 2	0 0 2	0 1 5	0 0 2	0 0 2	0 0 2	0 0 2	0 0 2	0 0 0	árvore árvore árvore	seco seco seco	anemocoria zoocoria anemocoria
Malpighiaceae <i>Banisteriopsis anisandra</i> (A.Juss.) B.Gates <i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth <i>Byrsonima dealbata</i> Griseb. <i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss. <i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	1 0 0 0 0	1 1 0 0 2	3 5 0 1 0	0 0 0 0 0	0 0 1 0 0	0 3 0 0 1	1 0 0 0 4	5 0 0 0 2	0 2 0 0 2	3 1 0 0 0	1 1 0 0 1	0 0 0 0 0	liana arbusto arbusto árvore árvore	seco carnoso carnoso carnoso carnoso	anemocoria zoocoria zoocoria zoocoria zoocoria
Melastomataceae <i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana <i>Miconia pepericarpa</i> DC. <i>Miconia theizans</i> (Bonpl.) Cogn.	4 4 0	0 0 0	0 2 2	0 0 0	1 1 0	0 1 0	0 2 3	0 0 1	1 0 1	1 5 1	1 2 3	0 0 0	arbusto arbusto arbusto	carnoso carnoso carnoso	zoocoria zoocoria zoocoria
Myrtaceae <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC. <i>Psidium</i> sp.	0 1	0 0	0 0	0 0	0 0	1 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	árvore arvoreta	carnoso carnoso	zoocoria zoocoria
Nyctaginaceae <i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	árvore	carnoso	zoocoria

Primulaceae <i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze <i>Myrsine monticola</i> Mart.	3 2	5 1	5 0	6 9	1 8	3 1	3 2	10 8	6 0	2 2	árvore árvore	carnoso carnoso	zoocoria zoocoria
Rubiaceae <i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich. <i>Palicourea rigida</i> Kunth <i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult. <i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	0 0 1 1	0 1 0 2	0 0 0 0	2 6 0 0	1 1 0 1	0 0 0 0	1 0 0 0	0 0 0 0	1 0 0 0	0 0 0 0	arbusto arbusto árvore arbusto	carnoso carnoso carnoso carnoso	zoocoria zoocoria zoocoria zoocoria
Styracaceae <i>Styrax camporum</i> Pohl	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	árvore	carnoso	zoocoria
Vochysiaceae <i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	10	13	0	14	1	0	0	0	4	3	árvore	seco	anemocoria

Tabela 1 – Espécies arbóreas e suas abundâncias, hábitos, tipos de frutos e síndromes de dispersão em 10 parcelas de cerrado *sensu stricto* do Morro de São João, Prados, Minas Gerais.

A zoocoria foi o tipo de dispersão mais comum entre as espécies de todas as parcelas, observada em 75% das espécies, sendo o restante das espécies anemocóricas (Figura 1). Não houve nenhum indivíduo autocórico dentre as espécies amostradas. A frequência das síndromes de dispersão entre os indivíduos apresentou diferenças em relação aos valores encontrados para frequência entre as espécies. Dos 424 indivíduos identificados, 54% são anemocóricos, contra 46% zoocóricos (Figura 2).

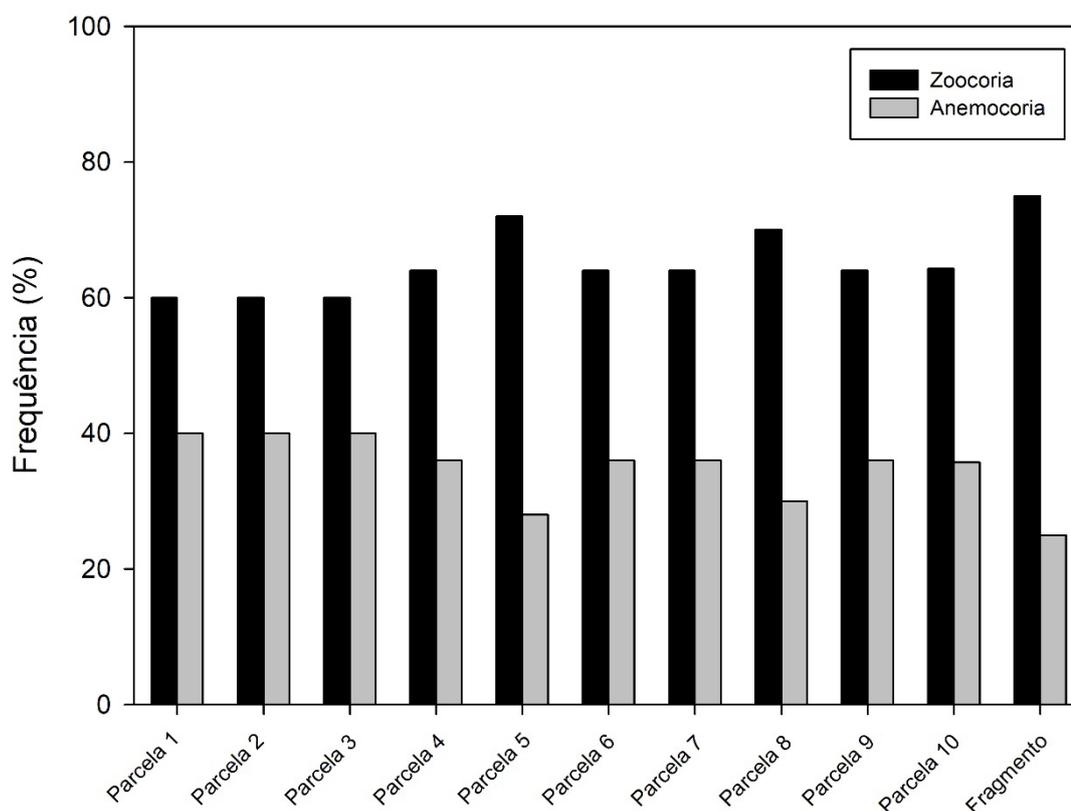


Figura 1 – Síndromes de dispersão das espécies nas parcelas de cerrado *sensu stricto* do

Morro de São João, Prados, Minas Gerais. As últimas colunas indicam a média geral para toda área amostrada do fragmento.

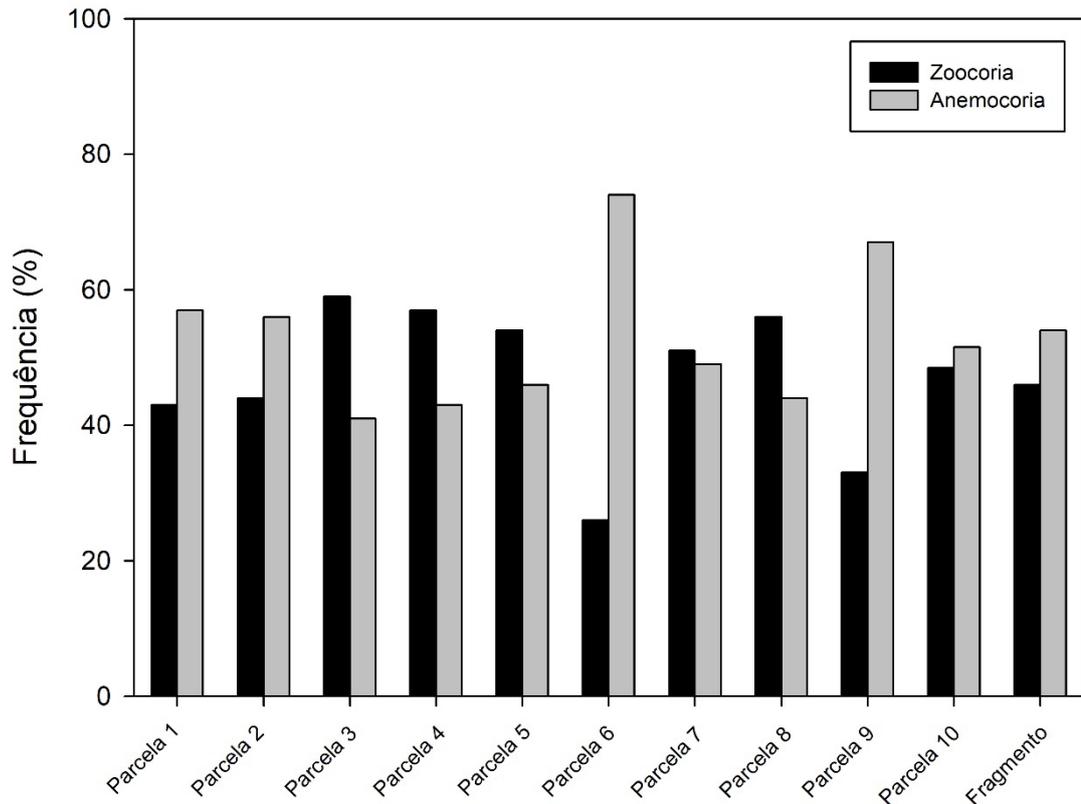


Figura 2 – Síndromes de dispersão dos indivíduos nas parcelas de cerrado *sensu stricto* do Morro de São João, Prados, Minas Gerais. As últimas colunas indicam a média geral para toda área amostrada do fragmento.

Eremanthus erythropappus (Asteraceae, anemocórica) foi a espécie mais abundante com 95 indivíduos, seguida de *Vochysia thyrsoidea* (Vochysiaceae, anemocórica, n = 45) e *Myrsine guianensis* (Primulaceae, zoocórica, n = 44). *Myrsine guianensis* (Primulaceae, zoocórica), *Erythroxylum suberosum* (Erythroxylaceae, zoocórica) e *Stryphnodendron adstringens* (Fabaceae, anemocórica) foram as espécies mais frequentes no cerrado *sensu stricto* do Morro de São João, ocorrendo em todas as parcelas. Não houve relação entre o mecanismo de dispersão e o padrão espacial na área estudada. O teste F para o Índice de Dispersão de Morisita revelou significância para distribuição em cinco espécies, todas agregadas (Tabela 2).

Família/Espécie	Estrutura populacional	Síndrome de dispersão
Asteraceae <i>Baccharis pseudomyriocephala</i> Malag. <i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	agregada agregada	anemocoria anemocoria

Primulaceae <i>Myrsine monticola</i> Mart..	agregada	zoocoria
Rubiaceae <i>Palicourea rigida</i> Kunth	agregada	zoocoria
Vochysiaceae <i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	agregada	anemocoria

Tabela 2 – Estrutura populacional das espécies que apresentaram índice de auto correlação espacial significativo ($P \leq 0,05$) no fragmento de cerrado *sensu stricto* do Morro de São João, Prados, Minas Gerais.

4 | DISCUSSÃO

O fragmento de cerrado do Morro de São João apresentou um percentual de riqueza de espécies zoocóricas comparável ao percentual de formações florestais. A maior frequência de espécies zoocóricas observada em nosso estudo (75%) já foi relatada em trabalhos realizados em outras regiões de cerrado *sensu stricto*. Vieira et al. (2002) estudaram áreas de cerrado *sensu stricto* no Brasil Central e áreas de savanas amazônicas e relataram que a zoocoria ocorreu com maior frequência tanto no cerrado quanto nas áreas de savanas amazônicas estudadas, com proporções entre 51,1 e 68,3% de espécies zoocóricas, contra 26,7 a 46,7% de espécies anemocóricas, respectivamente. Gottsberger e Silberbauer-Gottsberger (2018) encontraram mais espécies zoocóricas (45%) que anemocóricas (30%) e autocóricas (25%) em um cerrado *sensu stricto* em Botucatu-SP. Em uma floresta estacional semidecidual, Yamamoto et al. (2007) observaram a zoocoria em 61,6%, anemocoria em 27% e autocoria em 11%. Estes resultados demonstram que ao se analisar a frequência das síndromes entre as espécies em ambientes savânicos ou florestais, houve predominância da zoocoria, corroborando com o encontrado neste estudo.

Por outro lado, quando se analisa a frequência das síndromes entre os indivíduos, a predominância de anemocoria no cerrado *sensu stricto* do Morro de São João demonstra o padrão esperado para um ambiente sazonal e aberto (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016a; GOTTSBERGER; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2018). Esse resultado evidencia que a abundância é o melhor indicador da real disponibilidade de recursos, como os frutos zoocóricos para a fauna. Essa análise, entretanto, não é comumente feita em estudos ecológicos e este trabalho mostra a importância de se avaliar a dispersão em escalas diferentes.

A predominância da zoocoria entre as espécies indica a importância da fauna para a manutenção da diversidade dessa comunidade. Uma das hipóteses para explicar as vantagens da dispersão por animais é a da colonização e dispersão dirigida, ou seja, a zoocoria permite a dispersão de sementes maiores e, ao mesmo tempo, é mais direcionada do que a anemocoria (LORTS et al., 2008; SUGIYAMA et al., 2018). Galetti et al. (2013) demonstraram que a dispersão de frutos grandes por aves de

maior porte pode ser responsável pela manutenção da estrutura da Floresta Atlântica, sugerindo a conservação das espécies de aves para a manutenção da zoocoria como serviço ecossistêmico. Espécies anemocóricas e autocóricas dependem de eventos aleatórios para dispersarem suas sementes e tal imprevisibilidade pode fazer com que um menor número de sementes seja distribuído nos habitats, ou que a distribuição seja menos efetiva no distanciamento da planta-mãe (LORTS et al., 2008; KUHLMANN; RIBEIRO, 2016a).

Os animais comumente deslocam-se entre diversos habitats, podendo distribuir maiores quantidades de sementes de várias espécies (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016b). Os frutos carnosos são frequentemente comestíveis e, por isso, altamente atrativos, favorecendo a dispersão. Frutos secos também podem indicar dispersão zoocórica quando esses possuem mecanismos especiais, como é o caso do fruto de *Enterolobium gummiferum* (Fabaceae), que é seco e indeiscente mas apresenta polpa seca e esponjosa com odor forte, o que atrai mamíferos (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016a). Essa ampla variação morfológica dos frutos na mesma síndrome revela a variedade de estratégias que as plantas possuem para atrair dispersores distintos, os quais, por sua vez, podem ser beneficiados pela maior disponibilidade de recurso alimentar (MOHAMMED et al., 2018).

A grande abundância de espécies zoocóricas nas parcelas, como *Myrsine guianensis* (Primulaceae), que foi a terceira espécie mais abundante do estudo (n = 44) e a zoocórica mais frequente, pode ser explicada pela sua importância na alimentação de animais frugívoros (JORDANO et al., 2006). Segundo KUHLMANN e RIBEIRO (2016a), essa espécie apresenta características que sugerem a dispersão por aves, podendo representar um importante recurso alimentar para espécies de aves frugívoras da região, que parecem atuar com eficácia na dispersão e sucesso da espécie vegetal. A variedade e disponibilidade de frutos, principalmente os zoocóricos, indicam a necessidade de preservação da fauna local. Por isso, a conservação de fragmentos com diversos tamanhos, assim como o estabelecimento de corredores para a conexão de paisagens são muito importantes para restabelecer o fluxo de animais (EMER et al., 2018) e garantir a contínua regeneração dessas comunidades.

A dispersão possibilita interações ecológicas de grande importância, como o aumento da variabilidade genética, influência na demografia das espécies, contribuição para diversidade biológica e manutenção de serviços ecossistêmicos. A remoção de espécies de plantas pode afetar a comunidade de animais frugívoros, assim como a eliminação dos animais dispersores pode ter efeitos negativos no recrutamento das plântulas, sendo crucial o entendimento e manutenção das relações animal-planta para programas de conservação e planos de reflorestamento (GALETTI et al., 2013; BOMFIM, 2018; EMER et al., 2018; MOHAMMED et al., 2018).

5 | CONCLUSÃO

Este estudo é pioneiro na descrição e interpretação da distribuição das estratégias reprodutivas na forma de síndromes de dispersão nos cerrados dos Campos das Vertentes. Os resultados demonstram a importância da fauna para a manutenção da diversidade de espécies vegetais, que são predominantemente zoocóricas, enquanto a maioria dos indivíduos correspondentes às espécies com elevada dominância, caracterizam o padrão típico de predomínio da anemocoria nessa vegetação. Portanto, reforçamos a necessidade da análise da distribuição das síndromes de dispersão entre as espécies e indivíduos para se inferir a funcionalidade e disponibilidade de recursos na comunidade, informações indispensáveis para a conservação, manejo e restauração de ambientes naturais.

REFERÊNCIAS

- APG IV – Angiosperm Phylogeny Group IV. **An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV.** Botanical Journal of the Linnean Society, v. 181, n.1, p. 1-20, 2016.
- Bomfim, J. A. et al. **Local extinctions of obligate frugivores and patch size reduction disrupt the structure of seed dispersal networks.** Ecography, v. 41, p. 1-11, 2018.
- Cirino, J. F.; Lima, J. E. D. **Valoração contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José-MG: um estudo de caso.** Revista de Economia e Sociologia Rural, v. 46, n. 3, p. 647-672, 2008.
- Eisenlohr, P.V. et al. **Fitossociologia no Brasil – Volume 2: Métodos e estudos de casos.** 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2015.
- Emer, C. et al. **Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes – a metanetwork approach.** Ecology Letters, v. 21, n. 4, p. 484-493, 2018.
- Forzza, R.C. et al. **Lista de espécies da flora do Brasil.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 18 set. 2018.
- Galetti, M. et al. **Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size.** Science, v.340, n. 6136, p. 1086-1090, 2013.
- Gottsberger, G.; Silberbauer-Gottsberger, I. **How are pollination and seed dispersal modes in Cerrado related to stratification? Trends in a cerrado *sensu stricto* woodland in southeastern Brazil, and a comparison with Neotropical forests.** Acta Botanica Brasilica, v. 32, n. 3, p. 434-445, 2018.
- Hubbell, S. P. **Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest.** Science, v. 203, n. 4387, p. 1299-1309, 1979.
- Jordano, P. et al. **Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação.** In: Rocha, C. D. et al. (ed.) Biologia da conservação: essências. 1. ed., São Paulo: Editorial Rima.
- Kuhlmann, M.; Ribeiro, J.F. **Evolution of seed dispersal in the Cerrado biome: ecological and phylogenetic considerations.** Acta Botanica Brasilica, v. 30, n. 2, p. 271-282, 2016a.

Kuhlmann, M.; Ribeiro, J. F. **Fruits and frugivores of Brazilian Cerrado: ecological and phylogenetic considerations.** Acta Botanica Brasilica, v. 30, n. 3, p. 495-507, 2016b.

Lorts, C. M.; Briggeman, T.; Sang, T. **Evolution of fruit types and seed dispersal: a phylogenetic and ecological snapshot.** Journal of systematics and evolution, v. 46, n. 3, p. 396-404, 2008.

McDonald, J. H. **Handbook of Biological Statistics.** 3. ed., Baltimore: Sparky House Publishing.

Mohammed, M. M. A. et al. **Frugivory and seed dispersal: Extended bi-stable persistence and reduced clustering of plants.** Ecological Modelling, v. 380, p. 31-39, 2018.

Simmons, B. I. et al. **Moving from frugivory to seed dispersal: Incorporating the functional outcomes of interactions in plant-frugivore networks.** Journal of Animal Ecology, v. 87, p. 995-1007, 2018.

Sugiyama, A. et al. **Resolving the paradox of clumped seed dispersal: positive density and distance dependence in a bat-dispersed species.** Ecology, doi: 10.1002/ecy.2512, 2018.

Van der Pijl, L. **Principles of dispersal.** Berlin: Springer, v. 10, p. 978-3, 1982.

Vieira, D. L. M. et al. **Síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas em cerrado *sensu stricto* do Brasil Central e savanas amazônicas.** Revista Brasileira de Botânica, v. 25, n. 2, p. 215-220, 2002.

Yamamoto, L. F.; Kinoshita, L. S.; Martins, F. R. **Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil.** Acta Botanica Brasilica, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.

SOBRE A ORGANIZADORA

PATRÍCIA MICHELE DA LUZ Estudante de Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Tecnológica do Paraná, Campus Ponta Grossa. Mestre em Botânica pela Universidade Federal do Paraná (concluído em 2014) e formada em Ciências Biológicas - Bacharelado pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (concluído em 2012). Linha de pesquisa com foco em Ecologia dos Campos Gerais do Paraná, fenologia, biologia floral, genética populacional.

Endereço para acessar este CV de Patrícia Michele da Luz: <http://lattes.cnpq.br/6180982604460534>

Agência Brasileira do ISBN
ISBN 978-85-455090-7-3

