

BRAZILIAN JOURNAL OF ECOLOGY

REVISTA BRASILEIRA DE ECOLOGIA

PublicationoftheEcologySocietyof Brasil

Editores: Dra. Edisa F.I. Nascimento

Dra. Karla Conceição Pereira

Colectivo de Autores:

Mailing Adress

Rua do Matão – Travessa 14 – no.321

Cidade Universitária – São Paulo – SP

e-mail: contato @seb-ecologia.org.br

www.seb-ecologia.org.br

FICHA CATOLOGRÁFICA

BrazilianJournalofEcology

Revista Brasileira de Ecologia

Vol1 Ano 21 – 2021

São Paulo – SP – EcologySocietyof Brasil

(Sociedade de Ecologia do Brasil)

Anual 2021

I EcologiaII Sociedade de Ecologia do Brasil

BRAZILIAN JOURNAL OF ECOLOGY

EcologySocietyofEcologu

Sociedade de Ecologia do Brasil

BOARD

Dra. SusiMissel Pacheco

Presidente

Dr. Marcelo Dutra da Silva

Vice-Presidente

Dr. Júlio Cesar Voltolini

Primeiro Secretário

Dr. Jonas Bernardes Bica

Segundo Secretário

Dra. Karla Conceição Pereira

Primeira Tesoureira

Dra. Bianca Schuiz Stone

Segundo Tesoureiro

Conselho Fiscal

Dra. Fernanda Maurer D'Agostini

Dra. Solange Ikeda Castrillon

Dra. Edisa Ferreira Inocêncio Nascimento

Conselho Consultivo

Dra. Simoni Maria Loverde Oliveira

Dra. Jézili Dias

Dr. Geraldo Magela Moraes Salvio

ASSESSOR BOARD

Dra. Karla Conceição Pereira – APTA -SP

Dr. Mauricio Lamano Ferreira - UNINOVE

Dra. Edisa Nascimento – SEB

Dra. SusiMissel Pacheco –Instituto Sauver

1 - Caracterização da organização dos grupos funcionais em comunidade de aves em fragmentos de Mata Atlântica no Município de Joinville, SC.

Cleiton Valentim – Universidade da Região de Joinville, Departamento de Ciências Biológicas, Joinville, SC.

Denise Monique Dubet da Silva Mouga – Universidade da Região de Joinville, Departamento de Ciências Biológicas, Joinville, SC.

2 - Extinções de mamíferos de médio e grande porte no estado do Rio de Janeiro: as possíveis causas e consequências

Yasmin

3 - RAPID INVENTORY OF OBSERVED AVIFAUNA AT FAZENDA DO ESTADO – APTA HEADQUARTERS POLO REGIONAL VALE DO PARAÍBA, PINDAMONHANGABA – SP, BRAZIL

Vladimir StolzenbergTorres^{1,4}, Karla Conceição Pereira², Danilo Corrêa de Paula Júnior³

¹Secretaria Municipal do Meio Ambiente, Urbanismo e Sustentabilidade / Prefeitura Municipal de Porto Alegre

²Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, SAA/APTA-VP, Brasil

³Secretaria Municipal da Saúde / Prefeitura Municipal de Guaratinguetá

⁴Autor para correspondência: biologo.vladimir@gmail.com

4 - TAXOCENOSE DE MACROINVERTEBRADOS NO RIBEIRÃO DA LANÇA: TRECHO DA GRUTA DA LANCINHA, RIO BRANCO DO SUL, PARANÁ

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Departamento de Engenharia Ambiental, e-mail: souza13.caique@gmail.com

Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Setor Litoral, e-mail: edinaoli@yahoo.com.br

Gabriel de Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Ciências Biológicas, e-mail: gabrielghedin23@gmail.com

1 Caracterização da organização dos grupos funcionais em comunidade de aves em fragmentos de
2 Mata Atlântica no Município de Joinville, SC.

3
4 Characterization of the organization of functional groups in a bird community in fragments of the
5 Atlantic Forest in the municipality of Joinville, SC.

6
7 Cleiton Valentim – Universidade da Região de Joinville, Departamento de Ciências Biológicas,
8 Joinville, SC.

9 Denise Monique Dubet da Silva Mougá – Universidade da Região de Joinville, Departamento de
10 Ciências Biológicas, Joinville, SC.

11 12 RESUMO

13
14 As espécies sofrem constante perda de habitat devido ao aumento da fragmentação. A diminuição
15 na complexidade ecossistêmica afeta o funcionamento ecológico do ambiente. Entender como as
16 espécies respondem a essa fragmentação é importante necessidade para a conservação. Para isso, é
17 preciso que sejam analisadas as características das espécies e suas funções exercidas no ambiente,
18 explorando assim atributos funcionais. Aqui, são avaliadas as características funcionais de 220
19 espécies de aves, em cinco fragmentos florestais, utilizando análises de componentes principais
20 (PCA). Os resultados mostraram baixa variabilidade, que pode ser explicada pela alta
21 correspondência entre as variáveis e por se tratar de atributos de presença e ausência. Espécies
22 insetívoras mostraram grande relação com a utilização de sub-bosques, espécies de grande porte
23 foram em sua maioria carnívoras, e algumas poucas espécies se enquadraram em frugívoras de
24 grande porte. A polinização e a dispersão realizadas por aves de pequeno porte mostraram certa
25 redundância funcional, significando baixa vulnerabilidade na prestação destes serviços no ambiente.
26 Discute-se como análises funcionais podem contribuir na percepção de como os organismos
27 respondem à fragmentação e apontam-se atributos que oferecem respostas mais realistas sobre as
28 respostas. O estudo das funcionalidades no ambiente pode facilitar e agilizar a mitigação dos danos
29 antrópicos causados à biodiversidade.

30
31 **Palavras-chave:** atributos funcionais, componentes principais, redundância funcional.

32 33 ABSTRACT

34
35 Species suffer constant loss of habitat due to increased fragmentation. The decrease in ecosystem
36 complexity affects the ecological functioning of the environment. Understanding how species
37 respond to this fragmentation is an important need for conservation. For this, it is necessary to
38 analyze the characteristics of the species and their functions exercised in the environment, thus
39 exploring functional attributes. Here, the functional characteristics of 220 bird species, in five forest
40 fragments, are evaluated using principal component analysis (PCA). The results showed low
41 variability, which can be explained by the high correspondence between the variables and because
42 they are attributes of presence and absence. Insectivorous species showed a great relationship with
43 the use of understory, large species were mostly carnivorous, and a few species were classified as
44 large frugivorous. Pollination and dispersion carried out by small birds showed some functional
45 redundancy, meaning low vulnerability in the provision of these services in the environment. It is
46 discussed how functional analysis can contribute to the perception of how organisms respond to
47 fragmentation and attributes that offer more realistic responses about the responses are pointed out.
48 The study of functionalities in the environment can facilitate and speed up the mitigation of
49 anthropogenic damage caused to biodiversity.

50
51
52 **Keywords:** functional attributes, principal components, functional redundancy.

INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas vêm alterando a biodiversidade do planeta (Gibson, 2011; Newbold *et al.*, 2015) e levando a extinção de espécies a patamares cada vez mais altos (Carvalho *et al.*, 2010). A transformação da paisagem original, através da conversão da floresta nativa em áreas de uso humano (Metzger *et al.*, 2009; Pardini *et al.*, 2010), tornaram os ecossistemas naturais verdadeiros aglomerados de fragmentos florestais (Tscharntke *et al.*, 2012; Ferraz *et al.*, 2014), muitas vezes com pouca ou nenhuma conectividade entre si (Ribeiro *et al.*, 2009).

Ambientes perturbados tendem a apresentar baixa diversidade de organismos, já que a complexidade da paisagem, nestes ambientes, é menor quando comparada com a de ambientes preservados, restringindo a disponibilidade de recursos e de nichos a serem explorados (Mac Arthur & Mac Arthur, 1961). Com o declínio da diversidade, as funções e os serviços ecossistêmicos sofrem prejuízos (Flynn *et al.*, 2009; Cardinale *et al.*, 2012), reduzindo ainda mais a complexidade do ambiente, acarretando um efeito cumulativo.

Nos trópicos, onde a população humana está se desenvolvendo rapidamente, as pressões antrópicas ocorrem de forma mais intensa (Lewis, 2009). A Mata Atlântica, que já foi considerada uma das maiores florestas tropicais sul-americanas (Ribeiro *et al.*, 2009), atualmente encontra-se inserida em uma matriz de áreas antropizadas, sob a forma de pequenos fragmentos de florestas (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014), geralmente menores que 50 ha (Ribeiro *et al.*, 2009). Por apresentar uma megadiversidade de espécies, grande parte endêmica (Colombo & Joly, 2010), o bioma enquadra-se em uma das áreas prioritárias para a conservação (Myers *et al.*, 2000).

Ambientes com uma alta diversidade funcional podem ser mais resistentes a espécies invasoras (Xu *et al.*, 2004) e mais resilientes (Tilman & Downing, 1994), ou seja, podem apresentar uma grande capacidade de retornar ao seu estado anterior, após uma perturbação (Holling, 1973; Díaz & Cabido, 2001). Ainda assim, para que ocorra a resiliência, é necessário que, além de diversa, a funcionalidade seja também redundante (Elmqvist *et al.*, 2003). Isso porque, com uma alta redundância funcional, as espécies se sobrepõem nos nichos, de modo que mais de uma espécie exerce a mesma função no ambiente (Díaz & Cabido, 2001) e assim, caso uma espécie seja extinta em determinada comunidade, a função continua sendo exercida por outra (e.g. Pauw & Louw, 2012; Edwards *et al.*, 2013).

Embora a riqueza de espécies e a funcionalidade do ambiente possam estar intimamente ligadas (Cadotte; Carscadden; Mirotchnick, 2011), muitos estudos mostraram que tais medidas podem apresentar resultados conflitantes. Ernst; Linsenmair; Rödel (2006) notaram que, em florestas primárias, a funcionalidade dos anfíbios era mais diversa que em florestas mais recentes, porém estas últimas apresentaram maior riqueza de espécies. O estudo de Hidasi-Neto; Barlow; Cianciaruso (2012) mostrou que, em florestas perturbadas por queimadas na Amazônia, a diversidade funcional de comunidades de aves não se reduziu, embora a riqueza tenha declinado.

Diversos estudos buscaram analisar como as mudanças no habitat afetam os organismos que ali habitam (e.g. Fahrig, 2003; Uezu; Metzger; Vielliard, 2005; Martensen; Pimentel; Metzger, 2008; Tscharntke *et al.*, 2008; Flynn *et al.*, 2009; Metzger *et al.*, 2009; Carvalho *et al.*, 2010; Laliberté *et al.*, 2010; Lôbo *et al.*, 2011; Uezu & Metzger, 2011; Banks-Leite; Ewers; Metzger, 2012; Cianciaruso *et al.*, 2013; Edwards *et al.*, 2013; Almeida-Gomes *et al.*, 2016; Fahrig *et al.*, 2019). Porém, avaliar somente a riqueza e a diversidade de espécies pode não ser o suficiente para compreender a resposta da comunidade às alterações (Cianciaruso; Silva; Batalha, 2009; Cadotte *et al.*, 2011, Cianciaruso *et al.*, 2013). Sugere-se que, para resultados mais fidedignos, deve se levar em consideração as características e as funções dos organismos (Díaz & Cabido, 2001; Flynn *et*

al., 2009; Pardini *et al.*, 2010), analisando desta forma a diversidade funcional (Petchey & Gaston, 2006).

Tilman (2001) define valores de diversidade funcional como sendo aqueles que apontam como as modificações nas espécies e em suas características influenciam o funcionamento das comunidades em determinados ambientes. Sendo assim, medir diversidade funcional é medir as características das espécies e seu impacto nos processos biológicos da comunidade (Petchey *et al.*, 2007; Cianciaruso; Silva; Batalha, 2009; Flynn *et al.*, 2009). Então, quanto mais diferentes funcionalmente são as espécies, maiores são os índices de diversidade funcional (Petchey & Gaston, 2002). Para esta análise, é preciso que se estipulem as características funcionais ou os atributos funcionais das espécies que são aqueles/ aquelas considerados (as) importantes na função do organismo no ambiente (Díaz & Cabido, 2001) e que são adotados (as) conforme a hipótese do estudo (Cianciaruso; Silva; Batalha, 2009).

OBJETIVO

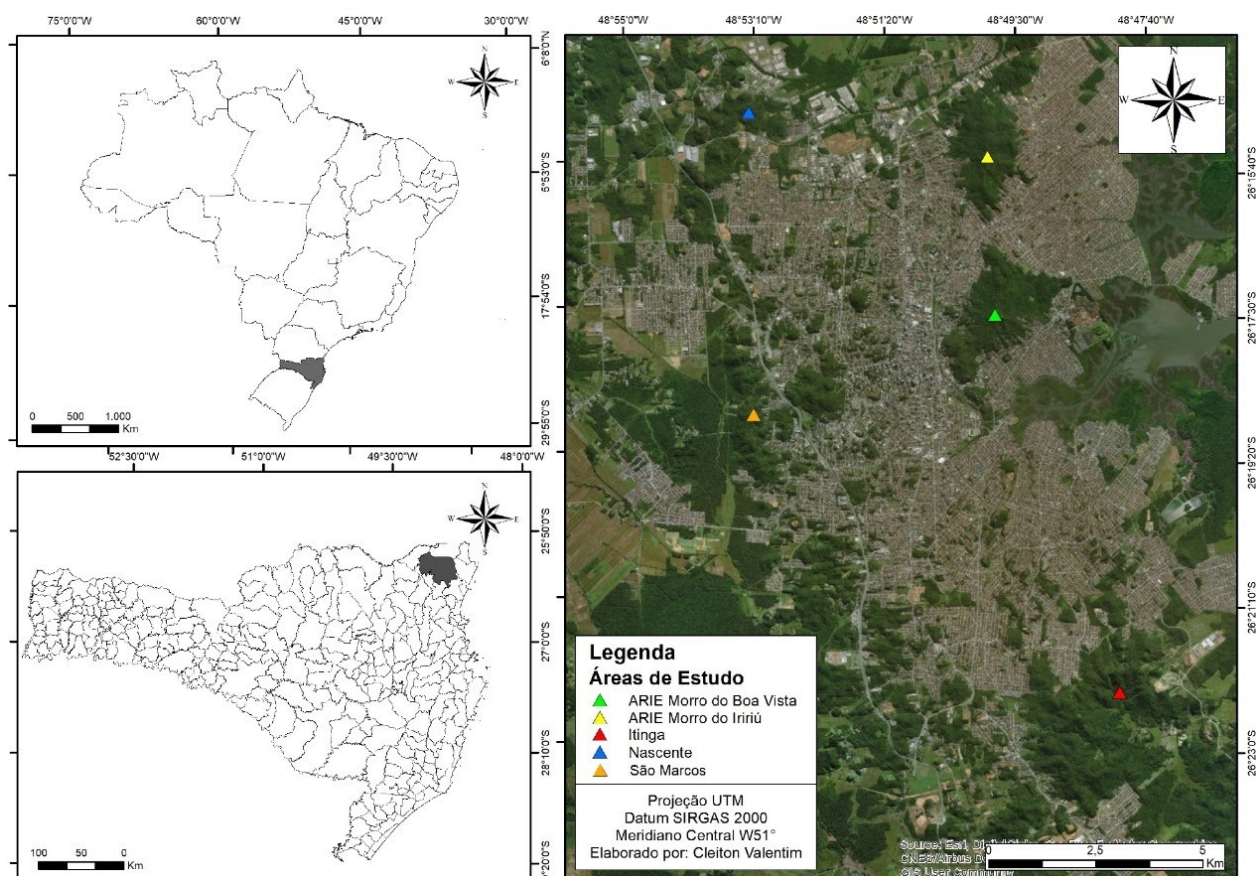
Em um ambiente de crescente e intensa fragmentação, ainda se tratando da Mata Atlântica, entender como os organismos respondem às mudanças no habitat é de extrema importância (Almeida-Gomes *et al.*, 2016). Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivo caracterizar o uso do habitat por comunidades de aves e compreender como as espécies se ordenam, levando em consideração seus atributos funcionais.

MATERIAL E MÉTODOS

As áreas de estudo estão localizadas no município de Joinville, Santa Catarina. Possuem clima Cfa de Köppen, caracterizado por possuir verões quentes, sem estação seca definida, definido como clima subtropical (Alvares *et al.*, 2013), sendo o mês mais quente fevereiro (temperatura média de 26,5°C) e o mês mais frio julho (17,8°C), havendo maior precipitação média em janeiro (280,2 mm) e menor em junho (104,2 mm) (Mello & Koehntopp, 2017). A direção predominante dos ventos é leste, com uma frequência anual média de 27,67%, favorecida pelo relevo da região, onde a leste encontra-se o mar e a oeste a serra (Mello & Oliveira, 2015).

Foram escolhidos cinco fragmentos florestais para a análise dos dados (figura 1): Arie Morro do Boa Vista, 412 ha, coordenada central: 26°17'22.83"S / 48°49'41.00"O; Arie Morro do Iririú, 338 ha, coordenada central: 26°15'49.86"S / 48°49'54.91"O; Itinga, 980 ha, coordenada central: 26°19'10.42"S / 48°53'4.83"O; Nascente, 114 ha, coordenada central: 26°15'55.48"S / 48°53'45.99"O; e São Marcos, 487 ha, coordenada central: 26°19'10.42"S / 48°53'4.83"O.

Figura 1 – Localização das Áreas de Estudo, no município de Joinville, Santa Catarina. Fonte: Primária (2019).



As espécies de aves foram listadas conforme levantamento feito anteriormente em tais áreas por Grose (2017). Após, as espécies foram classificadas nas seguintes características funcionais: habitat: floresta (FLR), área aberta (ARA) e ambiente generalista (AMG); local de forrageio: ambiente úmido (AMU), chão (CHA), sub-bosque (SUB) e dossel e aéreo (DAR); guilda alimentar: carnívoro (CAR), insetívoro (INS), herbívoro (HER) e onívoro (ONI); tipo de alimento: invertebrados (INV), vertebrados (VER), frutas (FRU), sementes e folhas (SEM), néctar (NEC) e generalista (GEN); e tamanho (massa corporal): pequeno (PEQ; < 39g), médio (MED; 40g – 139g) e grande (GRA; > 139g).

As informações dos atributos das espécies foram obtidas através de pesquisa em material bibliográfico, a saber, Rosário (1996), Sick (1997) e Wilman *et al.* (2014). A partir das informações obtidas, as espécies foram enquadradas nas características conforme sugestões de outros trabalhos científicos que lidam com diversidade funcional (Díaz & Cabido, 2001; Petchey *et al.*, 2007; Flynn *et al.*, 2009; Cianciaruso; Silva; Batalha, 2009).

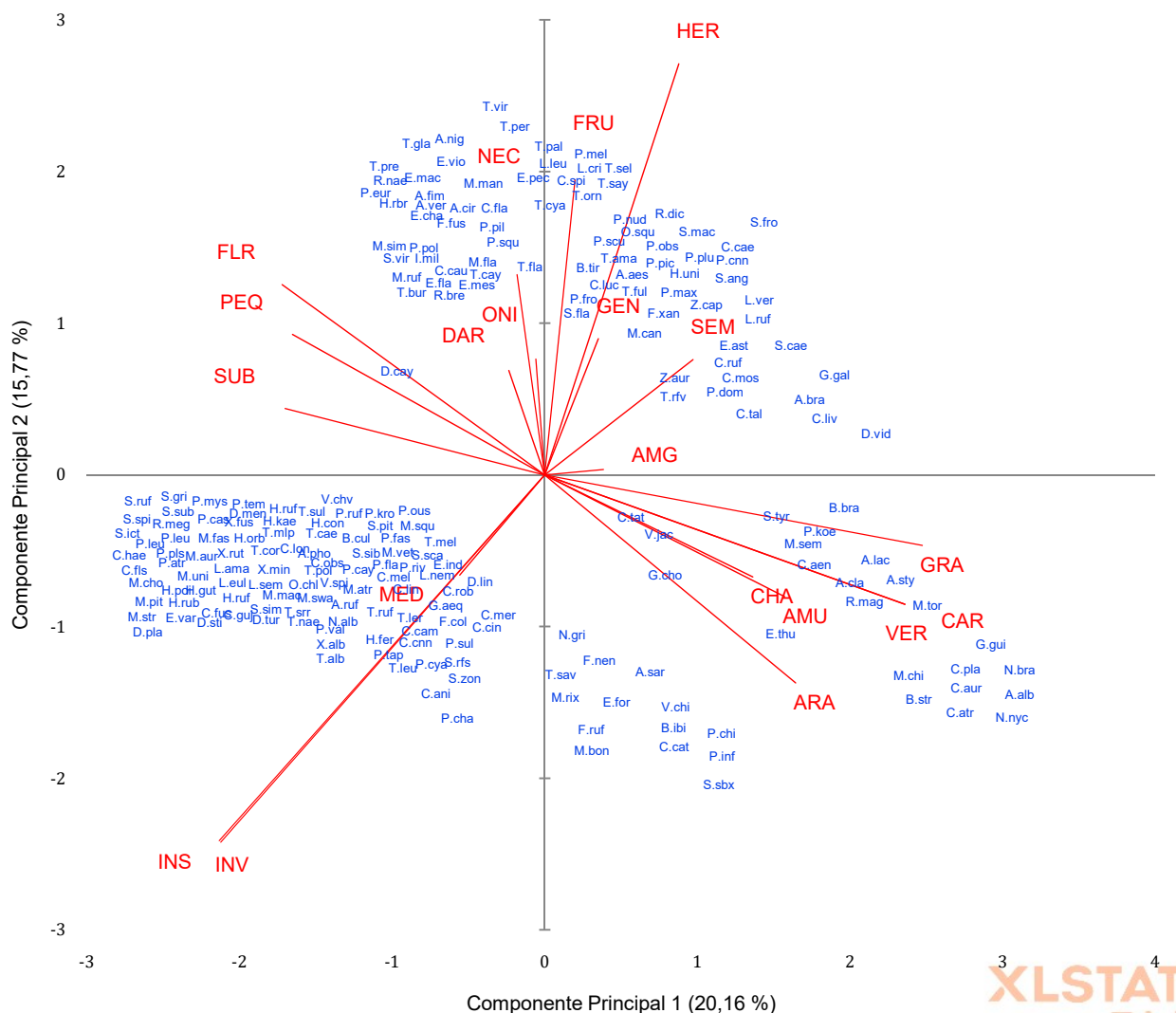
Os dados das espécies, alocadas em seus respectivos atributos, foram tabulados em uma matriz de presença e ausência. As análises de ordenação foram realizadas através dos componentes principais (PCA), com a correlação de Pearson, utilizando o software XLSTAT. Foram realizadas as análises para cada fragmento em separado.

RESULTADOS

Das 220 espécies de aves analisadas, de modo geral, a análise de PCA relacionada aos atributos das espécies mostrou baixa variabilidade em todos os cinco fragmentos. Este resultado pode ser explicado pela alta correspondência entre as variáveis, ou seja, as áreas mostraram uma semelhança na riqueza das espécies, logo os atributos funcionais também se tornaram semelhantes nas análises. E também pelo fato de se tratar de atributos de presença e ausência.

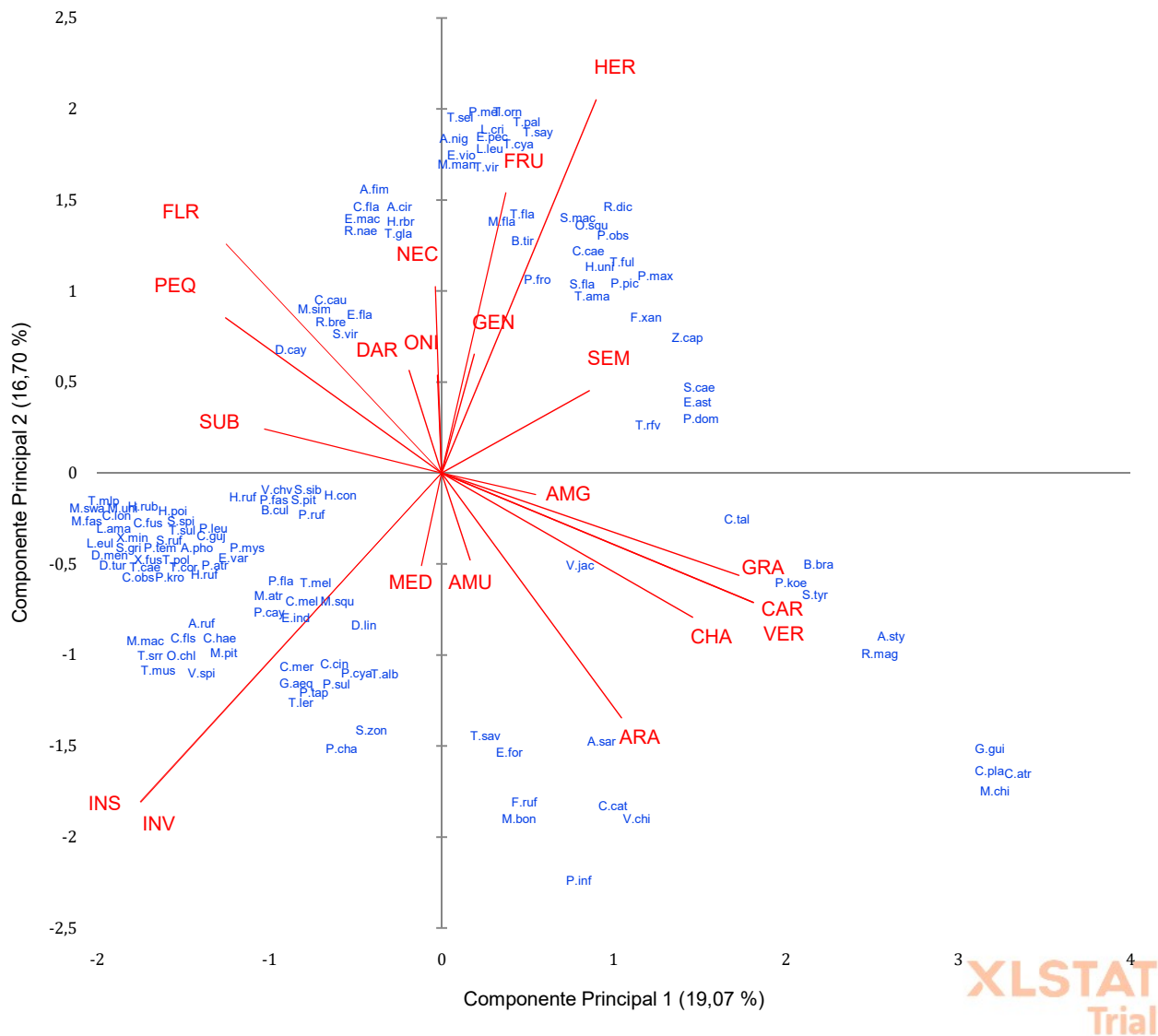
A análise de PCA feita para todos os fragmentos (figura 2) explicou 35,94% da variância total. O eixo principal 1 explicou 20,16% da variância dos dados, sendo os atributos de guilda alimentar carnívoro (CAR), tipo de alimento vertebrados (VER) e tamanho grande (GRA) mais relacionados ao eixo principal 1. O eixo principal 2 explicou 15,77% da variância dos dados mais relacionados à guilda alimentar de insetívoro (INS) e herbívoro (HER), tipo de alimento invertebrados (INV) e frutas (FRU).

Figura 2 – Análise dos componentes principais dos atributos funcionais das espécies de aves nos cinco fragmentos. A análise explicou 35,94% da variância total.



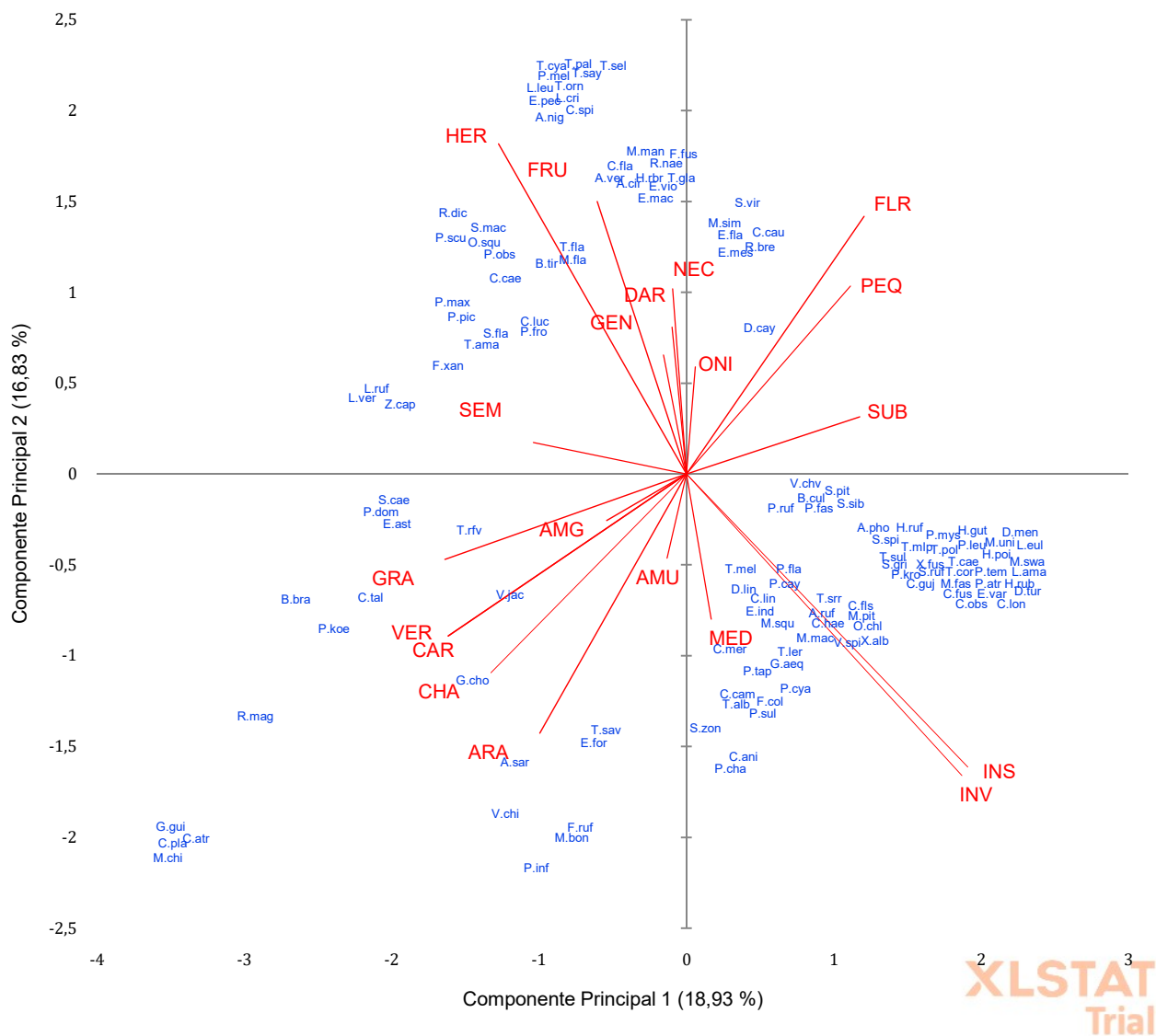
No fragmento da Arie Morro do Boa Vista (figura 3), a análise de PCA explicou 35,77% da variância total. O eixo principal 1 explicou 19,07% da variância dos dados, sendo os atributos de local de forrageio chão (CHA), guilda alimentar carnívoro (CAR), tipo de alimento vertebrados (VER) e tamanho grande (GRA) foram mais relacionados ao eixo principal 1. O eixo principal 2 explicou 16,70% da variância dos dados mais relacionados ao habitat de floresta (FLR) e área aberta (ARA), guilda alimentar de insetívoro (INS) e herbívoro (HER), tipo de alimento frutas (FRU) e néctar (NEC).

Figura 3 – Análise dos componentes principais dos atributos funcionais das espécies de aves no fragmento Arie Morro do Boa Vista. A análise explicou 35,77% da variância total.



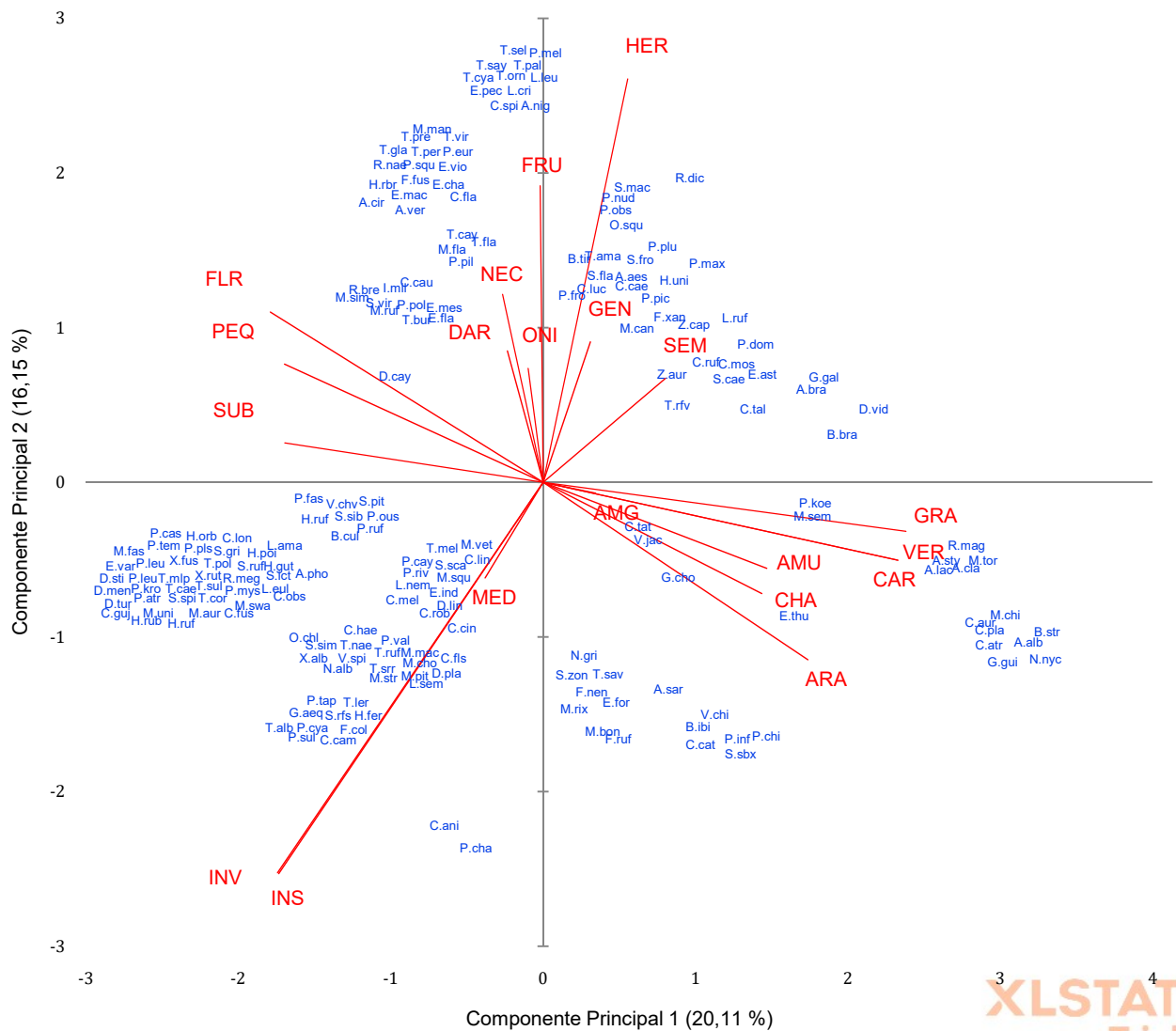
No fragmento da Arie Iririú (figura 4), a análise de PCA explicou 37,23% da variância total. O eixo principal 1 explicou 21,02% da variância dos dados, onde os atributos de local de forrageio (CHA) e sub-bosque (SUB), guilda alimentar carnívoro (CAR) e insetívoro (INS), tipo de alimento invertebrados (INV), vertebrados (VER) e sementes e folhas (SEM) e tamanho grande (GRA) foram mais relacionados ao eixo principal 1. O eixo principal 2 explicou 16,21% da variância dos dados mais relacionados ao habitat de floresta (FLR) e área aberta (ARA), guilda alimentar herbívoro (HER) e tipo de alimento frutas (FRU) e néctar (NEC).

Figura 4 – Análise dos componentes principais dos atributos funcionais das espécies de aves no fragmento Arie Morro do Iririú. A análise explicou 35,76% da variância total.



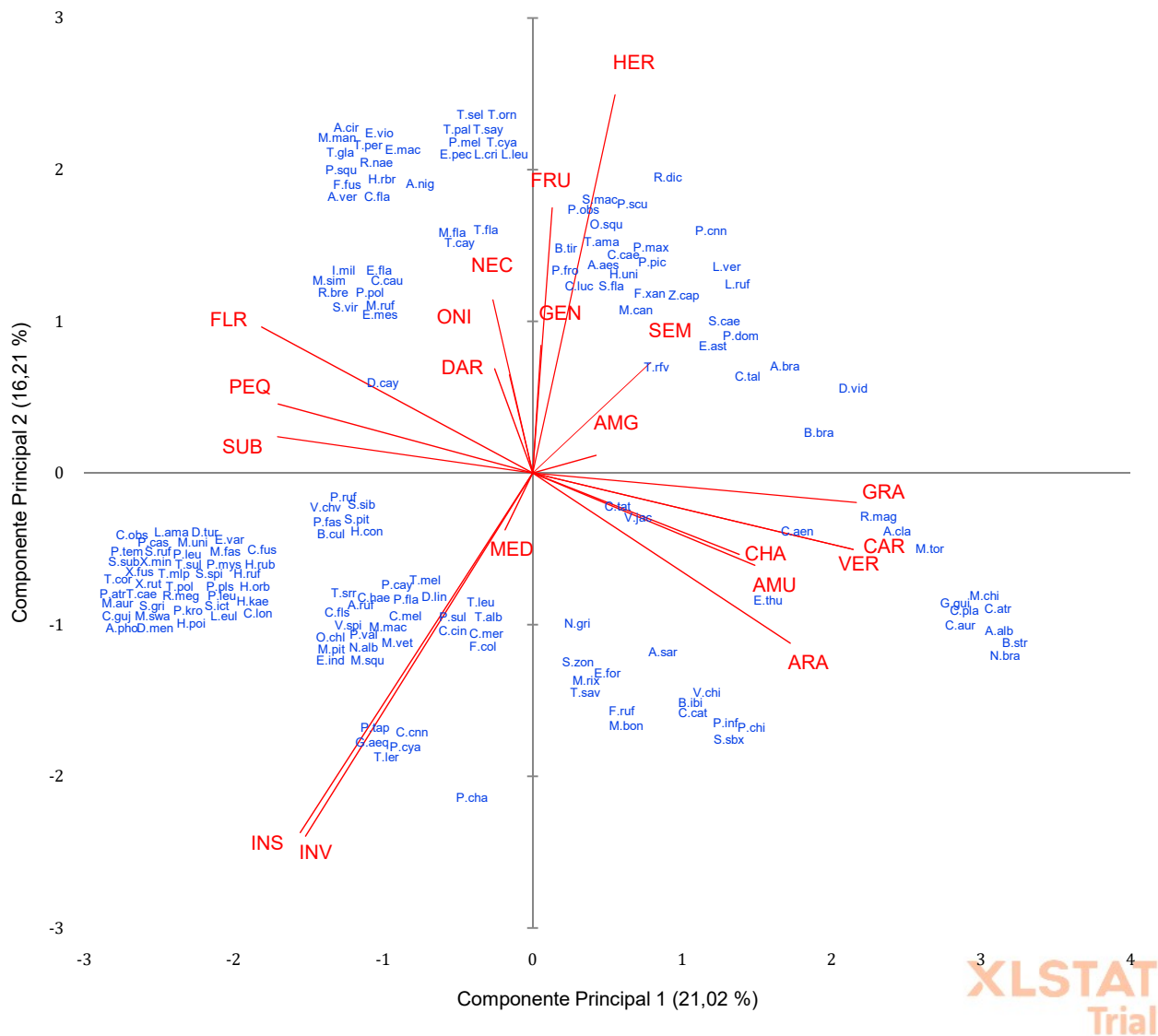
No fragmento Itinga (figura 5), a análise de PCA explicou 36,26% da variância total. O eixo principal 1 explicou 20,11% da variância dos dados, de modo que os atributos de habitat de floresta (FLR) e área aberta (ARA), local de forrageio de ambiente úmido (AMU), chão (CHA) e sub-bosque (SUB), guilda alimentar carnívora (CAR), tipo de alimento vertebrados (VER) e tamanhos pequeno (PEQ) e grande (GRA) foram mais relacionados com o eixo principal 1. O eixo principal 2 explicou 16,15% da variância dos dados mais relacionados à guilda alimentar insetívora (INS) e herbívora (HER) e tipo de alimento invertebrados (INV), frutos (FRU) e néctar (NEC).

Figura 5 – Análise dos componentes principais dos atributos funcionais das espécies de aves no fragmento Itinga. A análise explicou 36,26% da variância total.



No quarto fragmento – Nascente – a análise PCA (figura 6) explicou 35,93% da variância total. O eixo principal 1 explicou 19,53% da variância dos dados, sendo que os atributos de habitat de floresta (FLR) e ambiente úmido (AMU), local de forrageio chão (CHA) e sub-bosque (SUB), guilda alimentar carnívora (CAR), tipo de alimento vertebrados (VER) e tamanhos pequeno (PEQ) e grande (GRA) estiveram mais relacionados com o eixo principal 1. O eixo principal 2, por sua vez, explicou 16,40% da variância dos dados mais relacionados com a guilda alimentar insetívora (INS) e herbívora (HER) e tipo de alimento invertebrados (INV), frutos (FRU) e néctar (NEC).

Figura 6 – Análise dos componentes principais dos atributos funcionais das espécies de aves no fragmento Nascente. A análise explicou 35,93% da variância total.



DISCUSSÃO

Atributos funcionais x Espécies

Ignorar que espécies são ecologicamente diferentes pode tornar imperceptíveis os verdadeiros efeitos antrópicos sobre a biodiversidade (Hidasi-Neto; Loyola; Cianciaruso, 2013). Estudos sobre diversidade funcional vêm mostrando o quanto diferem as avaliações sobre esta e o uso de apenas valores de riqueza e abundância, assim dando novas interpretações sobre como as espécies se distribuem funcionalmente no ambiente (Cianciaruso; Silva; Batalha, 2009).

Os cinco fragmentos analisados mostraram uma semelhança no agrupamento das espécies. Foi possível notar que as espécies de sub-bosque estão interligadas com a dieta de insetívoros e o tipo de alimento invertebrados. Este dado corrobora as observações de Sick (1997), que aponta o sub-bosque como o local de maior busca de insetos pelas aves. Aves que forrageiam estratos inferiores da floresta dependem de agilidade para se deslocar pelo habitat e, assim, apresentam características que as favorecem para isso, tais como asas arredondadas e pequeno porte corporal (Moermond & Denslow, 1985).

Outra relação interessante verificada no presente estudo foi o agrupamento das espécies de grande porte com a guilda do tipo carnívora e com espécies de áreas abertas. Espécies relacionadas com a

271 guilda carnívora, tipo de alimento vertebrados e tamanho corporal grande, tais como *Amadonastur*
272 *lacernulatus* (Temminck, 1827), *Asio clamator* (Vieillot, 1808), *Asio stygius* (Wagler, 1832), *Buteo*
273 *brachyurus* Vieillot, 1816, *Caracara plancus* (Miller, 1777), *Micrastur semitorquatus* (Vieillot,
274 1817), *Milvago chimachima* (Vieillot, 1816), *Spizaetus tyrannus* (Wied, 1820), *Pulsatrix*
275 *koeniswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901) e *Rupornis magnirostris* (Gmelin, 1788) são espécies
276 topo de cadeia e representam um papel fundamental no ambiente, pois realizam o controle de pragas
277 e a manutenção do ecossistema (Sick, 1997). A espécie *A. lacernulatus* (gavião-pombo-pequeno)
278 encontra-se como vulnerável (VU) segundo a lista vermelha de espécies ameaçadas (IUCN, 2001)
279 e, segundo a mesma fonte, a principal causa do declínio contínuo da população é a degradação do
280 habitat.

281
282 De modo geral, foi possível identificar fortes correlações nos agrupamentos das espécies analisadas.
283 Espécies de grande porte, além de estarem relacionadas com a guilda carnívora e o tipo de alimento
284 vertebrados, também se relacionam com habitat úmido, e local de forrageio em áreas abertas e no
285 chão.

286
287 Em todos os fragmentos, é possível notar o agrupamento das espécies que se alimentam de néctar
288 relacionadas com o corpo pequeno. Neste grupo estão as espécies de beija-flores, da família
289 Trochilidae. Uma pequena diferença quanto ao agrupamento dessas espécies se verifica somente na
290 riqueza, variando de um fragmento para outro. Os resultados obtidos mostram que a função de
291 polinização no ambiente está sendo desenvolvida por mais de uma espécie, mostrando uma
292 redundância funcional. Estudos de Pauw & Louw (2012) mostraram que a redundância funcional
293 nos atributos das aves, em especial espécies polinizadoras, podem beneficiar as plantas que
294 dependem desta função, já que estas plantas não estão tão vulneráveis, pois, se acaso uma espécie
295 polinizadora desaparecer do ambiente, outra pode ocupar seu lugar e continuar a função de
296 polinização.

297
298 Estudos têm mostrado que, em ambientes perturbados, em especial áreas de agricultura, espécies
299 polinizadoras se saem relativamente bem, mantendo os serviços de polinização (e.g. Greenberg *et*
300 *al.*, 2000; Flynn *et al.*, 2009). E ainda, ao atravessar barreiras, os polinizadores mantêm a rede de
301 fluxo gênico, evitando a endogamia de plantas isoladas (Pauw & Louw, 2012) e podem contribuir
302 para a resiliência dos ecossistemas (Folke, 2006).

303
304 O gênero *Tangara* Brisson, 1760 mostrou forte correlação com herbívoros frugívoros nas análises
305 dos componentes principais. Esse gênero é distribuído por toda a América tropical e subtropical,
306 sendo um dos mais diversificados (Burns & Naoki, 2004). Mesmo se não se considerar o gênero
307 *Thraupis* Boie, 1826, substituído pelo gênero *Tangara* na nomenclatura do Comitê Brasileiro de
308 Registro Ornitológico (CBRO, 2014), *Tangara* ainda é o gênero mais abundante da família
309 Thraupidae e mais abundante do que qualquer outro gênero de aves no Neotrópico (Isler & Isler,
310 1999), apresentando 49 espécies (Sibley & Monroe, 1990), das quais 20 ocorrem no Brasil (Sick,
311 1997).

312
313 Aves frugívoras são fundamentais na dispersão de sementes (Sick, 1997). Os fragmentos aqui
314 analisados mostraram uma riqueza semelhante de espécies frugívoras, sugerindo uma alta
315 redundância deste grupo, se se levar em consideração os tamanhos dos fragmentos. No estudo de
316 Mayfield *et al.* (2010), foi notado que florestas tropicais, quando modificadas, tiveram uma redução
317 considerável no valor de dispersão das plantas estudadas. Isso sugere que o serviço de dispersão
318 realizado naquele ambiente, sofreu com as mudanças no uso da terra, fazendo com que dispersores
319 desaparecessem. Então, é importante que se tenha um acompanhamento deste grupo de espécies,
320 analisando se estão ou não em declínio.

321

322 Pássaros, por serem organismos de fácil mobilidade, rastreiam frutas por longas distâncias, o que os
323 torna capazes de responder a variações na disponibilidade de frutos na escala da paisagem (García;
324 Zamora; Amico, 2011). Assim, impactos no ambiente podem resultar em efeitos prejudiciais na
325 função de dispersão de sementes pelas aves (Markl *et al.*, 2012). A maioria das plantas lenhosas,
326 que se encontram em ambientes tropicais, produzem frutos carnudos com sementes que dependem
327 de aves para a dispersão e muitas aves tropicais são altamente dependentes de frutas como recurso
328 alimentar (Kissling; Böhning-Gaese; Jetz, 2009).

329
330 Espécies frugívoras de grande porte, potencialmente mais eficazes na dispersão de sementes a
331 média a longa distância (Bascompte & Jordano, 2007), são as primeiras a desaparecer do ambiente
332 e sugerem o início do processo de defaunação (Galetti *et al.*, 2013). Os resultados verificados no
333 presente estudo mostram uma baixa riqueza de espécies que desempenham essa função. As espécies
334 frugívoras de grande porte presentes nos fragmentos analisados são *Ortalis squamata* (Lesson,
335 1829), *Penelope obscura* Temminck, 1815, *Procnias nudicollis* (Vieillot, 1817), *Pyroderus scutatus*
336 (Shaw, 1792), *Ramphastos dicolorus* Linnaeus, 1766 e *Selenidera maculirostris* (Lichtenstein,
337 1823). Destas espécies, *P. nudicollis* (araponga) encontra-se com status de vulnerável (VU) a nível
338 global (IUCN, 2001) e *P. scutatus* (pavó) em perigo (EN) para o estado de Santa Catarina (Fatma,
339 2010). Ambas as espécies se encontram em declínio devido, principalmente, à devastação do habitat
340 (Rosário, 1996; IUCN, 2001). As demais espécies, embora mais comuns, sofrem também com a
341 caça (Sick, 1997). O fato de as demais espécies não serem tão sensíveis à mudança no habitat
342 quanto as duas espécies mencionadas anteriormente, pode ser devido ao fato de se alimentarem
343 também de pequenos insetos e brotos de plantas, embora sejam predominantemente frugívoras
344 (Sick, 1997).

345
346 Em se tratando de espécies frugívoras, os dados aqui encontrados se assemelham aos de outros
347 estudos (*e.g.* Emer *et al.*, 2018), onde a maioria dos dispersores de sementes eram espécies de
348 pequeno porte e os grandes dispersores complementaram uma pequena fração das espécies.
349 Baseando-se na singularidade funcional de uma espécie, é possível avaliar se, quando perdidos, os
350 papéis funcionais continuarão sendo exercidos por outras espécies e prever se as plantas associadas
351 a este tipo de função estão vulneráveis ou não (*e.g.* Dehling *et al.*, 2016). Por exemplo, espécies de
352 pequeno porte, como as do gênero *Tangara*, não são funcionalmente únicas, compartilham sua
353 função com outras espécies e a extinção local de uma espécie deste gênero pode ter um impacto
354 relativamente pequeno em relação às plantas com as quais se associam. Por outro lado, frugívoros
355 de grande porte, neste estudo, mostraram-se muito singulares funcionalmente, de modo que, caso
356 extintos, poderiam causar uma grande ruptura nos serviços de dispersão para plantas com frutos
357 grandes. Resultados semelhantes foram encontrados por Dehling *et al.* (2016).

358
359 Nos trópicos, a importância de frugívoros obrigatórios e parciais é particularmente mais alta
360 (Kissling; Böhning-Gaese; Jetz, 2009), já que apresentam maior contribuição nas interações com
361 redes de dispersão de sementes quando comparados com sistemas temperados (Schleuning *et al.*,
362 2014).

363
364 E, ainda, espécies de grande porte são mais sensíveis a perturbações, enquanto espécies com um
365 tamanho corporal menor conseguem se deslocar em meio à matriz e parecem ser menos
366 dependentes de habitats de florestas (Emer *et al.*, 2018). Neste sentido, é importante manter-se
367 atenção neste grupo em específico.

368
369 Foi possível identificar uma relação entre espécies onívoras e de pequeno porte. Estas espécies
370 também estiveram relacionadas com ambientes generalistas. Estes resultados são semelhantes aos
371 de Emer *et al.* (2018), que puderam notar que espécies que realizam interações em um maior
372 número de locais e ligam diferentes partes da rede de interações (*i.e.*, espécies generalistas para
373 ambiente e de guilda alimentar onívora respectivamente), tenderam a ter massa corporal menor.

374

375 É importante levar em consideração as características das espécies de aves com suas interações no
376 ambiente. Plantas frutíferas disponibilizam o alimento em estratos diferentes da floresta (Schaefer;
377 Schmidt; Wesenberg, 2002) de modo que as aves dependem de adaptações para a frugivoria
378 conforme sua área de forrageio (Schleuning *et al.*, 2011). Da mesma forma, avaliar a riqueza das
379 funções, para assim compreender a redundância das funções, pode contribuir em planos de
380 conservação de áreas florestais.

381

382 **Atributos funcionais x Ambiente**

383

384 Os cinco fragmentos florestais apresentaram uma variação de tamanho de 114 hectares a 980
385 hectares. Embora haja uma diferença elevada, do menor para o maior fragmento, a maioria deles
386 apresentou extensão similar. A composição das espécies por fragmento também foi semelhante,
387 havendo relativamente pouca diferença na riqueza.

388

389 Os fragmentos das Aries Morro do Boa Vista e Iririú foram os que apresentaram menor riqueza,
390 132 e 134 espécies respectivamente. Foram também os fragmentos com a maior semelhança. Tal
391 semelhança também foi encontrada em estudo de mastofauna realizado para os dois pontos, o que
392 sugere que a proximidade entre os fragmentos pode ser o fator responsável pela semelhança
393 (Dornelles *et al.*, 2017). A curta distância entre fragmentos facilita o movimento de indivíduos
394 através deles, mantendo populações marginais por efeitos de resgate ou recolonização (Martensen;
395 Pimentel; Metzger, 2008), o que contribui para a existência e a permanência das mesmas espécies
396 nos pontos. Os pontos das Aries Morro do Boa Vista e Iririú apresentam boa conservação da
397 vegetação nativa (Comitti, 2017), com estágio sucessional médio (Melo-Júnior *et al.*, 2017),
398 condição que auxilia a boa riqueza de espécies encontradas.

399

400 O ponto Nascente, embora sendo o menor em tamanho, ficou com a terceira maior riqueza (171
401 espécies), o que sugere que somente o tamanho do fragmento pode não ser a principal influência
402 para a riqueza. Dornelles *et al.* (2017), em estudo de mamíferos nos mesmos fragmentos, puderam
403 perceber que as diferenças na diversidade entre os fragmentos não estão relacionadas com o
404 tamanho destes, mas com outros processos também determinantes na permanência ou não das
405 espécies em ambientes fragmentados – *e.g.* complexidade, isolamento/ conectividade, interações.
406 Martensen; Pimentel; Metzger (2008) notaram que, para alguns grupos de espécies especialistas,
407 tais como insetívoros terrestres e de sub-bosque, frugívoros/ onívoros, o tamanho do fragmento é
408 importante e deve ser considerado para a preservação das espécies. Porém, no presente estudo,
409 observou-se que a conectividade se mostrou o fator chave para a persistência das espécies de sub-
410 bosque na paisagem. Comitti (2017), em estudo da herpetofauna nos mesmos fragmentos, constatou
411 que, apesar de o ponto Nascente apresentar um bom número de espécies, este encontra-se coberto
412 por uma vegetação visivelmente alterada. De modo geral, espécies de ambientes perturbados
413 apresentam menor massa corporal e comportamento generalista, o que lhes permite uma gama mais
414 ampla de interações (Morante-Filho; Arroyo-Rodríguez; Faria, 2016). Foram encontradas, no
415 presente estudo, muitas espécies de menor massa corporal, porém poucas são as de hábitos
416 generalistas, o que sugere que a assembleia de aves no fragmento em foco ou está em declínio, ou
417 tem a influência de outros fatores que contribuem para a permanência das espécies insetívoras e
418 frugívoras, tais como grandes demandas de insetos e de árvores frutíferas.

419

420 O Morro São Marcos, o segundo maior fragmento, mostrou a segunda maior riqueza de espécies,
421 como esperado. Geralmente, o tamanho do fragmento está relacionado com a diversidade de
422 recursos que abriga, de modo que isto influencia diretamente o número e o tamanho de populações
423 das espécies (Metzger *et al.*, 2009). O Morro São Marcos encontra-se inserido próximo a
424 remanescentes de florestas de terras baixas (Grose, 2017) o que, devido à facilidade de locomoção

das aves, torna a matriz heterogênea, e uma maior heterogeneidade contribui para uma maior diversidade de espécies (Martin *et al.*, 2012).

O maior fragmento – Itinga – foi também aquele com maior número de espécies (200). Fragmentos maiores tendem a abrigar mais espécies, assim como populações maiores, o que favorece a estabilidade da população contra variações nos processos demográficos, genéticos e ambientais (Metzger *et al.*, 2009). Porém, somente o tamanho pode não ter sido o principal responsável pela quantidade de espécies. O fragmento Itinga apresenta maior amplitude de altura das espécies arbóreas e estágio sucessional classificado como médio avançado (Melo-Júnior *et al.*, 2017). Fragmentos remanescentes, ou seja, mais antigos, geralmente apresentam maior riqueza e abundância de espécies (*e.g.* Kang *et al.*, 2015). Emer *et al.* (2018) encontraram interações envolvendo espécies de aves de grande porte e plantas com sementes grandes somente em fragmentos maiores. Então, dada a importância e a sensibilidade dos frugívoros de grande porte, a área Itinga tem grande potencial para a criação de uma unidade de conservação, como sugerido por Grose (2017).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A composição das espécies de aves é influenciada por filtros ambientais que podem atuar em diferentes escalas da paisagem (Tscharntke *et al.*, 2005). Esses filtros podem envolver diversos fatores, tais como tamanho do fragmento, complexidade, conectividade, estágio de perturbação, entre outros (*e.g.* Uezu; Metzger; Vielliard, 2005; Metzger *et al.*, 2009; Pizo & Dos Santos, 2011; Joshi; Bhatt; Thapliyal, 2012; Martin *et al.*, 2012; Edwards *et al.*, 2013; Kanget *et al.*, 2015). No presente estudo, foram analisados atributos simplistas das espécies, baseando-se somente na riqueza. Ainda assim, foi possível ter uma visão da distribuição das funcionalidades no ambiente e como elas estão relacionadas. Embora os atributos aqui escolhidos tenham sido interessantes para compreender a composição das assembleias de aves, diversos outros fatores devem complementar a análise. Neste sentido, é importante investigar os múltiplos elementos que atuam no ambiente e como eles afetam e são afetados pelas espécies que ali existem, já que a diversidade funcional de animais está totalmente relacionada com fatores ambientais distintos (Albrecht *et al.*, 2018).

Características da paisagem estão relacionadas com a composição das espécies de aves no ambiente. Paisagens fragmentadas, por exemplo, dificultam a locomoção de algumas espécies que não se arriscam na matriz em busca de alimento ou território (Uezu; Metzger; Vielliard, 2005). Kang *et al.* (2015) analisaram os efeitos que a fragmentação, o distúrbio antrópico e a conectividade têm sobre as espécies de aves em fragmentos urbanos e encontraram a conectividade como sendo um importante elemento para a melhoria da biodiversidade regional de aves. E ainda, quando comparada com paisagens bem conectadas, nas de menor conectividade, a perda de espécies é mais acentuada conforme a fragmentação se intensifica (Metzger *et al.*, 2009). Isso porque os corredores podem desempenhar um importante papel na conexão das populações locais conforme os fragmentos tornam-se mais distantes, de modo que é possível manter espécies em fragmentos pequenos (Uezu; Metzger; Vielliard, 2005).

O tamanho dos fragmentos florestais exerce certa influência sobre a quantidade de espécies, de modo que grandes fragmentos geralmente apresentam um maior número de espécies (Metzger *et al.*, 2009) assim como maior abundância total de aves e maior abundância de diferentes guildas alimentares (Kang *et al.*, 2015). Embora a conectividade seja um elemento importante para a manutenção da abundância das espécies, o tamanho das manchas é um fator particularmente importante para frugívoros de grande porte, grupo que primeiro desaparece no processo de fragmentação (Uezu; Metzger; Vielliard, 2005).

476 Além do aumento da área de manchas florestais, outras melhorias na estrutura do habitat, tais como
477 a reparação na complexidade do fragmento, podem contribuir positivamente para a diversidade de
478 espécies de aves (Kang *et al.*, 2015). Áreas mais heterogêneas, ou seja, mais complexas, são
479 conhecidas por apresentarem uma maior diversidade de espécies (Martin *et al.*, 2012). Isso porque
480 ambientes estruturalmente complexos podem oferecer mais nichos e variados meios de explorar
481 recursos (Mac Arthur & Mac Arthur, 1961). Uezu; Metzger; Vielliard (2005) notaram que espécies
482 consideradas raras só foram encontradas em ambientes heterogêneos, o que salienta a importância
483 deste fator nos planejamentos de conservação.

484
485 Quase sempre menores, fragmentos urbanos são importantes refúgios para espécies de aves, mas,
486 geralmente, estão em constante perturbação (Kang *et al.*, 2015). A área dentro e no entorno de um
487 fragmento urbano exerce influência sobre a biodiversidade, as funções ecológicas e os serviços
488 ecossistêmicos que ela oferece (Sadler *et al.*, 2010). Ambientes alterados frequentemente
489 modificam as especificidades dos filtros ambientais (Mayfield *et al.*, 2010) e, por consequência,
490 podem diminuir a redundância funcional, ou seja, reduzir a similaridade funcional de espécies,
491 tornando certos serviços fragilizados (Edwards *et al.*, 2013). Embora se saiba que a composição da
492 comunidade difere em habitats naturais e alterados, os impactos sobre a diversidade funcional, as
493 interações entre as espécies e o funcionamento do ecossistema ainda são pouco conhecidos
494 (Tscharntke *et al.*, 2008).

495
496 O tempo da perturbação também exerce mudanças na composição da assembleia de aves
497 (Lindenmayer *et al.*, 2015). Mais difícil de ser considerado em estudos de diversidade funcional,
498 talvez pelo fato de as respostas das aves às alterações tornarem-se perceptíveis em estimados 25 e
499 100 anos (Ferraz *et al.*, 2007), geralmente o que se analisa é a riqueza de espécies com o tempo da
500 alteração do ambiente (*e.g.* Dornelas *et al.*, 2014). Porém, avaliar somente a riqueza pode não
501 mostrar o verdadeiro efeito que o tempo tem sobre as espécies. Lindenmayer *et al.* (2015), por
502 exemplo, perceberam que, com o tempo, a assembleia de aves não teve sua riqueza alterada, mas
503 sim sua diversidade funcional. Ou seja, somente pela riqueza, a assembleia de espécies não
504 mostraria nenhum impacto das perturbações do ambiente com o tempo, escondendo a perda das
505 funções prestadas pelas aves.

506
507 Nenhuma espécie no planeta vive sem interagir com outras espécies (Jordano, 2016). Neste sentido,
508 é importante considerar a história natural das espécies para melhor compreender os papéis
509 funcionais que estas desempenham nos mutualismos (*e.g.* dispersão, polinização) (Simmons *et al.*,
510 2018). Por exemplo, a investigação de Dehling *et al.* (2016) sobre como a morfologia prevê os
511 papéis funcionais das espécies e o seu grau de especialização nas interações, mostrou que espécies
512 de aves preferem plantas morfologicamente correspondentes, o que sugere que as espécies tendem a
513 ter especialização morfológica recíproca para facilitar as interações. A extinção da interação pode
514 causar perdas importantes nas funções ecológicas, geralmente funções cruciais para a regeneração e
515 a persistência do ecossistema, tais como polinização e dispersão de sementes, por exemplo
516 (Jordano, 2016). Então, se for possível identificar quais características morfológicas estão escassas
517 no ambiente, pode-se prever quais serviços estão em defasagem e assim concentrar os esforços de
518 conservação.

519
520 Por fim, as características escolhidas pelo estudo, de um modo geral, geram grande influência sobre
521 os valores de diversidade funcional (Cianciaruso; Silva; Batalha, 2009; Flynn *et al.*, 2009). No
522 presente estudo, foram utilizadas características gerais de comportamento, guilda e tamanho
523 corporal. Porém, quanto mais aprofundadas e refinadas forem as características, mais realísticos
524 poderão ser os resultados. Características como a classificação de espécies raras e comuns podem
525 dar informações sobre como a comunidade de aves responde a invasões (*e.g.* Lyons *et al.*, 2005).
526 Medidas morfológicas como o tamanho do bico e da asa podem dar *insights* sobre como as espécies
527 estão forrageando e assim encontrando ou não alimento (Dehling *et al.*, 2016; Pigot *et al.*, 2016).

Análises filogenéticas podem gerar informações que servem de atalho para a conservação, reduzindo os custos e o tempo (Trindade-Filho *et al.*, 2012). Preservar a diversidade funcional pode garantir a continuidade de bens e serviços ecossistêmicos (Carvalho *et al.*, 2010). Então, qualquer estratégia para a conservação da diversidade, seja ela filogenética ou funcional, necessita de conhecimento sobre elementos variados, tais como distribuição das espécies, história evolutiva e traços funcionais (Trindade-Filho *et al.*, 2012). Atualmente, algumas estratégias de preservação têm se mostrado pouco eficazes em proteger a diversidade funcional e a filogenética (e.g. Listas Vermelhas; Hidasi-Neto; Loyola; Cianciaruso, 2013) e a causa deste fato pode ser o aventado.

Os fragmentos florestais aqui analisados mostraram uma alta redundância funcional para determinadas funções, o que sugere que, por ora, esses serviços se manterão caso uma espécie seja extinta. Porém, foi possível notar uma baixa quantidade de espécies frugívoras de grande porte, as mais sensíveis à perturbação. A região onde estão inseridos os fragmentos apresenta condições de abrigo de espécies, inclusive diversas espécies ameaçadas (Grose, 2017), o que torna ainda mais fundamental que diversas outras investigações sejam realizadas. Métodos antigos de análises não priorizam as singularidades ecológicas e filogenéticas das espécies (Hidasi-Neto; Loyola; Cianciaruso, 2013), então fazem-se necessárias abordagens modernas que sejam capazes de informar as consequências que a fragmentação tem sobre as espécies e quais destas mostram maior probabilidade de extinção.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-GOMES, M.; VIEIRA, M. V.; ROCHA, C. F. D.; METZGER, J. P.; COSTER, G. Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. **Biological Conservation**, v. 195, p. 89-96, 2016.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALBRECHT, J.; CLASSEN, A.; VOLLSTÄDT, M. G. R.; MAYR, A.; MOLLEL, N. P.; COSTA, D. S.; DULLE, H. I.; FISCHER, M.; HEMP, A.; HOWELL, K. M.; KLEYER, M.; NAUSS, T.; PETERS, M. K.; TSCHAPKA, M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; BÖHNING-GAESE, K.; SCHLEUNING, M. Plant and animal functional diversity drive mutualistic network assembly across an elevational gradient. **Nature Communications**, v.9, p. 3177, 2018.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. The confounded effects of habitat disturbance at the local, patch and landscape scale on understory birds of the Atlantic Forest: Implications for the development of landscape-based indicators. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 82-88, 2013.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. Plant–animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 38, p. 567-593, 2007.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological process and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 1079-1087, 2011.
- CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZALEZ, A. HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACE, G. M.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A.; KINZIG, A. P.; DAILY, G.

579 C.; LOREAU, M.; GRACE, J. B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D. S.; NAEEM, S.
580 Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, p. 59-67, 2012.
581
582 CARVALHO, R. A.; CIANCIARUSO, M. V.; TRINDADE-FILHO, J.; SANGNORI, M. D.;
583 LOYOLA, R. D. Drafting a blueprint for functional and phylogenetic diversity conservation in the
584 Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Natural Conservation**, v. 8, n. 2, p. 171-176, 2010.
585
586 CBRO – COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTRO ORNITOLÓGICO. **Lista das aves do Brasil**.
587 2014. Disponível em: <http://www.cbro.org.br/listas/>. Acesso em: 18 mar. 2021.
588
589 CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional:
590 novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropical**, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.
591
592 CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; MANICA, L. T.; SOUZA, J. P. Leaf habit does not predict
593 leaf functional traits in *cerrado* woody species. **Basic and Applied Ecology**, v. 14, n. 5, p. 404-412,
594 2013.
595
596 COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest *lato sensu*: the most ancient Brazilian
597 forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of**
598 **Biology**, v. 70, n. 3, p. 697-709, 2010.
599
600 COMITTI, E. J. Herpetofauna da bacia do Rio Cachoeira, município de Joinville, Santa Catarina,
601 Sul do Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 3, p. 90-105, 2017.
602
603 DEHLING, D. M.; JORDANO, P.; SCHAEFER, H. M.; BOHNING-GAESE, K.; SCHLEUNING,
604 M. Morphology predicts species' functional roles and their degree of specialisation in plant-
605 frugivore interactions. **Proc. R. Soc. B**, v. 283, p. 20152444, 2016.
606
607 DÍAZ, S.; CABIDO, M. *Vive la différence*: plant functional diversity matters to ecosystem
608 processes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, p. 646-655, 2001.
609
610 DORNELAS, M.; GOTELLI, N. J.; MCGILL, B.; SHIMADZU, H.; MAUES, F.; SIEVERS, C.;
611 MAGURRAN, A. E. Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss.
612 **Science**, v. 344, p. 296-299, 2014.
613
614 DORNELLES, S. S.; EVARISTO, G. H.; TOSETTO, M.; MASSANEIRO JR.; V C.; SEIFERT, R.;
615 RABOCH, B. GONÇALVES, J.; VALENTIM, C. Diversidade de mamíferos em fragmentos
616 florestais urbanos na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville, SC. **Acta Biológica**
617 **Catarinense**, v. 4, n. 3, p. 126-135, 2017..
618
619 EDWARDS, F. A.; EDWARDS, D. P.; HAMER, K. C.; DAVIES, R. G. Impacts of logging and
620 conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. **Ibis**, v. 155, p.
621 313-326, 2013.
622
623 ELMQVIST, T.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M.; PETERSON, G.; BENGTTSSON, J.; WALKER, B.;
624 NORBERG, J. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers of Ecological**
625 **Environment**, v. 1, p. 488-494, 2003.
626
627 EMER, C.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; GUIMARÃES JR.; P. R.; MORAES, S.; PIRATELLI, A.;
628 JORDANO, P. Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes – a metanetwork approach.
629 **Ecology Letters**, v. 21, n. 4, p. 484-493, 2018.
630

631 ERNST, R.; LINSSENMAIR, K. E.; RÖDEL, M. O. Diversity erosion beyond the species level:
632 dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities.
633 **Biology of Conservation**, v. 133, p. 143-155, 2006.

634

635 FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology,**
636 **Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

637

638 FAHRIG, L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BENNETT, J. R.; BOUCHER-LALONDE, V.;
639 CAZETTA, E.; CURRIE, D. J.; EIGENBROD, F.; FORD, A. T.; HARRISON, S. P.; JAEGER, J.
640 A. G.; KOPER, N.; MARIN, A. E.; MARTIN, J. L.; METZGER, J. P.; MORRISON, P.; RHODES,
641 J. R.; SAUNDERS, D. A.; SIMBERLOFF, D.; SMITH, A. C.; TISCHENDORF, L.; VELLEND,
642 M.; WATLING, J. I. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v.
643 230, p. 179-186, 2019.

644

645 FATMA – FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DO GOVERNO DO ESTADO DE SANTA
646 CATARINA. **Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção em Santa Catarina**. Itajaí:
647 Ignis; 2010.

648

649 FERRAZ, G.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O.;
650 LOVEJOY, T. E. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on
651 Amazon birds. **Science**, v. 315, p. 238-241, 2007.

652

653 FERRAZ, S. F. B.; FERRAZ, K. M. P. M. B.; CASSIANO, C. C.; BRACALION, P. H. S.; DA
654 LUZ, D. T. A.; AZEVEDO, T. N.; TAMBOSI, L. R.; MEZTGER, J. P. How good are tropical
655 forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, v. 29, p. 187-200, 2014.

656

657 FLYNN, D. F. B.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B. T.;
658 LIN, B. B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M. M.; DECLERCK, F. Loss of functional diversity
659 under land use intensification across multiple taxa. **Ecology Letters**, v. 12, p. 22-33, 2009.

660

661 FOLKE, C. Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses.
662 **Global Environmental Change**, v. 16, p. 253-267, 2006.

663

664 GALETTI, M.; GUEVARA, R.; CORTES, M. C.; FADINI, R.; VON MATTER, S.; LEITE, A. B.;
665 LABECCA, F.; RIBEIRO, T.; CARVALHO, C. S.; COLLEVATTI, R. G.; PIRES, M. M.;
666 GUIMARÃES JR.; P. R.; BRANCALION, P. H.; RIBEIRO, M. C.; JORDANO, P. Functional
667 extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, p. 1086-1090,
668 2013.

669

670 GARCÍA, D.; ZAMORA, R.; AMICO, G. C. The spatial scale of plant–animal interactions: effects
671 of resource availability and habitat structure. **Ecological Monographs**, v. 81, p. 103-121, 2011.

672

673 GREENBERG, R.; BICHER, P.; ANGON, A. C.; MACVEAN, C.; PEREZ, R.; CANO, E. The
674 impact of avian insectivory on arthropods and leaf damage in some Guatemalan coffee plantations.
675 **Ecology**, v. 81, p. 1750-1755, 2000.

676

677 GIBSON, L. L.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES,
678 C. A.; BRADSHAW, C. J. A.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; SODHI, N. S. Primary
679 forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, p. 378-383, 2011.

680

681 GROSE, A. V. Avifauna na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville, Santa Catarina. **Acta**
682 **Biológica Catarinense**, v. 4, n. 3, p. 106-125, 2017.

683
684
685
686
687
688
689
690
691
692
693
694
695
696
697
698
699
700
701
702
703
704
705
706
707
708
709
710
711
712
713
714
715
716
717
718
719
720
721
722
723
724
725
726
727
728
729
730
731
732
733
734

HIDASI-NETO, J.; BARLOW, J.; CIANCIARUSO, M. V. Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. **Animal Conservation**, v. 15, p. 407-415, 2012.

HIDASI-NETO, J.; LOYOLA, R. D.; CIANCIARUSO, M. V. Conservation actions based on Red Lists do not capture the functional and phylogenetic diversity of birds in Brazil. **PLoS ONE**, v. 8, n. 9, p. e73431, 2013.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecological Systematics**, v. 4, p. 1-23, 1973.

ISLER, M. L.; ISLER, P. R. **The Tanagers**: natural history, distribution, and identification. Washington: Smithsonian Institution Press, 1999.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **The IUCN red list of threatened species**. 2001. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 20 set. 2020.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytology**, v. 204, p. 459-473, 2014.

JORDANO, P. Chasing ecological interactions. **PLoS Biol.**, v. 14, p. e1002559, 2016.

JOSHI, K. K.; BHATT, D.; THAPLIYAL, A. Avian diversity and its association with vegetation structure in different elevational zones of Nainital district (Western Himalayan) of Uttarakhand. **Int. J. Biodivers. Conserv.**, v. 4, p. 364-376, 2012.

KANG, W.; MINOR, E. S.; PARK, C. R.; LEE, D. Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. **Urban Ecosyst**, v. 18, p. 857-870, 2015.

KISSLING, W. D.; BÖHNING-GAESE, K.; JETZ, W. The global distribution of frugivory in birds. **Global Ecology and Biogeography**, v 18, p. 150-162, 2009.

LALIBERTÉ, E.; WELLS, J. A.; DECLERK, F.; METCALFE, D. J.; CATTERALL, C. P.; QUEIROZ, C.; AUBIN, I.; BONSER, S. P.; DING, Y.; FRATERRIGO, J. M.; MCNAMARA, S.; MORGAN, J. W.; MERLOS, D. S.; VESK, P. A.; MAYFIELD, M. M. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, v. 13, p. 76-86, 2010.

LEWIS, O. T. Biodiversity change and ecosystem function in tropical forests. **Basic and Applied Ecology**, v. 10, p. 97-102, 2009.

LINDENMAYER, D.; BLANCHARD, W.; TENNANT, P.; BARTON, P.; IKIN, K.; MORTELLITI, A.; OKADA, S.; CRANE, M.; MICHAEL, D. Richness is not all: how changes in avian functional diversity reflect major landscape modification caused by pine plantations. **Diversity and Distributions**, p. 1-12, 2015.

LÔBO, D.; LEÃO, T.; MELO, F. P. L.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 287-296, 2011.

LYONS, K. G.; BRIGHAM, V.; TRAUT, B. H.; SCHWARTZ, M. W. Rare species and ecosystem functioning. **Conserv. Biol.**, v. 19, p. 1019-1024, 2005.

735
736
737
738
739
740
741
742
743
744
745
746
747
748
749
750
751
752
753
754
755
756
757
758
759
760
761
762
763
764
765
766
767
768
769
770
771
772
773
774
775
776
777
778
779
780
781
782
783
784
785
786

- MACARTHUR, R. W.; MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, p. 594-598, 1961.
- MARKL, J. S.; SCHLEUNING, M.; FORGET, P.; JORDANO, M.; LAMBERT, P.; TRAVESET, J. E.; WRIGHT, A. S. J.; BÖHNING-GAESE, K. Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. **Conservation Biology**, v. 26, p. 1072-1081, 2012.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biology of Conservation**, v. 141, p. 2184-2192, 2008.
- MARTIN, E. A.; VIANO, M.; RATSIMISSETRA, L.; LALOË, F.; CARRIÈRE, S. M. Maintenance of birds functional diversity in a traditional agroecosystem of Madagascar. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 149, p. 1-9, 2012.
- MAYFIELD, M. M.; BONSER, S. P.; MORGAN, J. W.; AUBIN, I.; MCNAMARA, S.; VESK, P. A. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, p. 423-431, 2010.
- MELLO, Y. R.; OLIVEIRA, T. M. N. Estação meteorológica da Univille: caracterização da direção e velocidade predominante dos ventos. **Anais. XIX Congresso Brasileiro de Agrometeorologia**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, p. 1-5, 2015.
- MELLO, Y. R.; KOEHNTOPP, P. I. Características climáticas da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville (SC). **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 3, p. 18-28, 2017.
- MELO-JÚNIOR, J. C. F.; AMORIM, M. W.; ARRIOLA, I. A.; CANUTO, K. K.; PEREIRA, L. G. S. Flora vascular, estrutura comunitária e conservação de fragmentos de floresta atlântica na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville, SC, Brasil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 3, p. 41-72, 2017.
- METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; DIXO, M.; BERNACCI, L. C.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, A. M. G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1166-1177, 2009.
- MOERMOND, T. C.; DENSLOW, J. S. Neotropical avian frugivores: patterns of behavior, morphology, and nutrition, with consequences for fruit selection. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 865-897, 1985.
- MORANTE-FILHO, J. C.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; FARIA, D. Patterns and predictors of beta-diversity in the fragmented Brazilian Atlantic forest: a multiscale analysis of forest specialist and generalist birds. **J. Anim. Ecol.**, v. 85, p. 240-250, 2016.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- NEWBOLD, T.; HUDSON, L. N.; HILL, S. L. L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R. A.; BÖGER, L.; BENNETT, D. J.; CHOIMES, A.; COLLEN, B.; DAY, J.; DE PALMA, A.; DÍAZ, S.; ECHEVERRIA-LONDOÑO, S.; EDGAR, M. J.; FELDMAN, A.; GARON, M.; HARRISON, M.

787 L. K.; ALHUSSEINI, T.; INGRAM, D. J.; ITESCU, Y.; KATTGEM, J.; KEMP, V.;
788 KIRKPATRICK, L.; KLEYER, M.; CORREIA, D. L. P.; MARTIN, C. D.; MEIRI, S.;
789 NOVOLOV, M.; PAN, Y.; PHILLIPS, H. R. P.; PURVES, D. W.; ROBINSON, A.; SIMPSON,
790 J.; TUCK, S. L.; WEIHER, E.; WHITE, H. J.; EWERS, R. M.; MACE, G. M.; SCHARLEMANN,
791 J. P. W.; PURVIS, A. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, p.
792 45-50, 2015.

793

794 PARDINI, R.; BUENO, A. A.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the
795 fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes.
796 **Plos One**, v. 5, n. 10, 2010.

797

798 PAUW, A.; LOUW, K. Urbanization drives a reduction in functional diversity in a guild of nectar-
799 feeding birds. **Ecology and Society**, v. 17, n. 2, p. 27-34, 2012.

800

801 PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community
802 composition. **Ecology Letters**, v. 5, p. 402-411, 2002.

803

804 PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward.
805 **Ecology Letters**, v. 9, p. 741-758, 2006.

806

807 PETCHEY, O. L.; EVANS, K. L.; FISHBURN, I. S.; GASTON, K. J. Low functional diversity and
808 no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, p. 977-985, 2007.

809

810 PIGOT, A. L.; BREGMAN, T.; SHEARD, C.; DALY, B.; ETIENNE, R. S.; TOBIAS, J. A.
811 Quantifying species contributions to ecosystem processes: a global assessment of functional trait
812 and phylogenetic metrics across avian seed-dispersal networks. **Proceedings of the Royal Society**
813 **B.**, v. 283, p. 20161597, 2016.

814

815 PIZO, M. A.; SANTOS, B. T. P. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the
816 movement of seeds in a Brazilian fragmented landscape. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 335-342, 2011.

817

818 RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The
819 Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed?
820 Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

821

822 ROSÁRIO, L. A. **As aves em Santa Catarina: distribuição geográfica e meio ambiente.**
823 Florianópolis: Fatma, 1996.

824

825 SADLER, J.; BATES, A.; HALE, J.; JAMES, P. Bringing cities alive: the importance of urban
826 green spaces for people and biodiversity. In: Gaston, K. J. (ed.). **Urban ecology**. Cambridge:
827 Cambridge University Press, 2010. p. 230-260.

828

829 SCHAEFER, H. M.; SCHMIDT, V.; WESENBERG, J. Vertical stratification and caloric content of
830 the standing fruit crop in a tropical lowland forest. **Biotropica**, v. 34, p. 244-253, 2002.

831

832 SCHLEUNING, M.; INGMANN, L.; STRAUB, R.; FRITZ, S. A.; DALSGAARD, B.; DEHLING,
833 D. M.; PLEIN, M.; SAAVEDRA, F.; SANDEL, B.; SVENNING, J. C.; BÖHNING-GAESE, K.;
834 DORMANN, C. F. Ecological, historical and evolutionary determinants of modularity in weighted
835 seed-dispersal networks. **Ecology Letters**, v. 17, p. 454-463, 2014.

836

837 **Schleuning, M.; Blüthgen, N.; Flörchinger, M.; Braun, J.; Schaefer, H. M.; Böhning-Gaese, K.**
838 Specialization and interaction strength in a tropical plant–frugivore network differ among forest
839 strata. **Ecology**, v. 92, p. 26-36, 2011.

840

841 SIBLEY, C. G.; MONROE JR.; B. **Distribution and taxonomy of birds of the World.** Yale: Yale
842 University Press, 1990.

843

844 SICK, H. **Ornitologia brasileira.** Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

845

846 SIMMONS, B.; SUTHERLAND, W. J.; DICKS, L. V.; ALBRECHT, J.; FARWING, N.;
847 GARCÍA, D. JORDANO, P.; GONZÁLEZ-VARO, J. P. Moving from frugivory to seed dispersal:
848 incorporating the functional outcomes of interactions in plant-frugivore networks. **Journal of**
849 **Animal Ecology**, v 87, n. 4, p. 995-1007, 2018.

850

851 TILMAN, D.; DOWNING, J. A. Biodiversity and stability in grasslands. **Nature**, v. 367, p. 363-
852 365, 1994.

853

854 TILMAN, D. Functional diversity. *In*: Levin, S. A. (ed.). **Encyclopedia of Biodiversity.** San
855 Diego: Academic Press, 2001. p. 109-120.

856

857 TRINDADE-FILHO, J.; SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V.; LOYOLA, R. D. Using
858 indicator groups to represent Bird phylogenetic and functional diversity. **Biological Conservation**,
859 v. 146, p. 155-162, 2012.

860

861 TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C.
862 Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service
863 management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.

864

865 TSCHARNTKE, T.; SEKERCIOGLU, C. H.; DIETSCH, T. V.; SODHI, N. S.; HOEHN, P.;
866 TYLIANAKIS, J. M. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical
867 agroecosystems. **Ecology**, v. 89, n. 4, p. 944-951, 2008.

868

869 TSCHARNTKE, T. TYLIANAKIS, J. M.; RAND, T. A.; DIHAM, R. K.; FAHRIG, L.; BATÁRY,
870 P.; BENGTTSSON, J.; CLOUGH, Y.; CRIST, T. O.; DORMANN, C. F.; EWERS, R. M.; FRÜND,
871 J.; HOLT, R. D.; HOLZSCHUH, A.; KLEIN, A. M.; KLEJIN, D.; KREMEN, C.; LANDIS, D. A.;
872 LAURANCE, W.; LINDENMAYER, D.; SCHERBER, C.; SODHI, N.; STEFFAN-DEWENTER,
873 I.; THIS, C.; VAN DER PUTTEN, W. H.; WESTPHAL, C. Landscape moderation of biodiversity
874 patterns and processes – eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, p. 661-685, 2012.

875

876 UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional
877 connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological**
878 **Conservation**, v. 123, p. 507-519, 2005.

879

880 UEZU, A.; METZGER, J. P. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: Relative importance of
881 landscape configuration, forest structure and species characteristics. **Biodiversity Conservation**, v.
882 20, p. 3627-3643, 2011.

883

884 WILMAN, W.; BELMAKER, J.; SIMPSON, J.; ROSA, C.; RIVADENEIRA, M. M. EltonTraits
885 1.0: species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 97, p. 2027,
886 2014.

887

888 XU, K.; YE, W.; CAO, H.; DENG, X.; YANG, Q.; ZHANG, Y. The role of functional traits of
889 species in community invasibility. **Botanical Bulletin of Academia Sinica**, v. 45, p. 149-157,
890 2004.

Extinções de mamíferos de médio e grande porte no estado do Rio de Janeiro: as possíveis causas e consequências

Medium and large mammal extinctions in the state of Rio de Janeiro: the possible causes and consequences

RESUMO

A perda das espécies de animais está associada à defaunação, causada por impactos antrópicos, principalmente a caça, degradação e fragmentação de habitats. Cerca de 22% das espécies de mamíferos do mundo, em maioria animais de médio e grande porte, são considerados ameaçados ou extintos. Estima-se que 97% do estado do Rio de Janeiro era coberto por Mata Atlântica; atualmente resta apenas 21% de remanescentes, a maioria fragmentados. O desmatamento no estado, causado principalmente pelos europeus, foi devido aos ciclos históricos do café e da cana de açúcar, extração de madeira, pecuária, com ocupação do gado em grandes pastagens, e a urbanização. O presente estudo tem como objetivo identificar as espécies de mamíferos de médio e grande porte extintas no estado do Rio de Janeiro, analisar a causa das extinções e associá-las às ações antrópicas. A metodologia utilizada foi levantamento bibliográfico. Os mamíferos estudados abrangem animais com peso corporal igual ou superior a 2 kg. Por esse critério, os mamíferos de médio e grande porte do estado do Rio de Janeiro, em tempos históricos recentes, consistem em 32 espécies. Considerou-se como extintas no estado seis espécies, *Mazama gouazoubira*, *Myrmecophaga tridactyla*, *Panthera onca*, *Priodontes maximus*, *Pteronura brasiliensis* e *Tapirus terrestris*. As extinções foram causadas principalmente pela perda e fragmentação dos habitats e a caça. A conservação da fauna é essencial para diminuir a perda da biodiversidade e para a sobrevivência dos ecossistemas florestais.

Palavras-chave: mamíferos; extinção; defaunação; conservação; ecologia histórica; Mata Atlântica; Rio de Janeiro.

ABSTRACT

The loss of animal species is associated with defaunation, caused by anthropogenic impacts, especially hunting, degradation and habitat fragmentation. About 22% of the world's mammal species, mostly medium and large animals, are considered threatened or extinct. About 97% of the state of Rio de Janeiro was covered by Atlantic Forest; currently it has only 21% of remnants, most of them fragmented. Deforestation in the state, mainly caused by the europeans, was due to the historical cycles of coffee and sugar cane, logging, livestock, cattle occupation on large pastures, and urbanization. This study aims to identify the extinct medium and large mammal species in the state of Rio de Janeiro, to analyze the cause of extinctions and to associate them with anthropic actions. The methodology used was bibliographic survey. The mammals of the study include animals with body weight of 2 kg or above. The medium and large mammals of the state of Rio de Janeiro, in recent historical times, comprised 32 species. Six species were considered extinct in the state, *Mazama gouazoubira*, *Myrmecophaga tridactyla*, *Panthera onca*, *Priodontes maximus*, *Pteronura brasiliensis* e *Tapirus terrestris*. The extinctions were mainly caused by habitat loss and fragmentation and hunting. Conservation of fauna is essential for reducing biodiversity loss and for the survival of forest ecosystems.

Key-words: mammals; extinction; defaunation; conservation; historical ecology; Atlantic forest; Rio de Janeiro.

INTRODUÇÃO

Das quatro bilhões de espécies que se estima terem evoluído na Terra, nos últimos 3,5 bilhões de anos, desapareceram a maioria, parte delas nos cinco episódios de extinções em massa perto do fim dos períodos Ordoviciano, Devoniano, Permiano, Triássico e Cretáceo. Sugere-se que os humanos estão causando a sexta extinção em massa, devido a impactos antrópicos, por meio da fragmentação de habitats, introdução de espécies exóticas, mudanças do clima global e caça (Novacek, 2001; Barnosky *et al.*, 2011).

Entre cerca de 50.000 e 500 anos atrás, no final do Quaternário, foram extintos aproximadamente dois terços de todos os gêneros de grandes animais terrestres – a megafauna, animais adultos com peso corporal acima de 50 kg – em todo o planeta. Embora ainda exista alguma controvérsia a respeito da causa dessas extinções, hoje parece claro que as mudanças climáticas não as explicam bem, enquanto vários estudos têm mostrado que a dispersão do *Homo sapiens* pelo mundo foi a causa principal dessas extinções (Fernandez, 2015; Araujo *et al.*, 2017).

A origem do ser humano moderno se deu na África Oriental, por volta de 200 mil anos, colonizando primeiramente o Oriente Médio e depois a Ásia. Somente em torno de 50 mil anos atrás a nossa espécie se dispersou para os outros continentes. As datas arqueológicas mais confiáveis informam que o homem atingiu a América do Sul há mais de 14 mil anos, vindo da América do Norte, tendo se dispersado mais rápido rumo ao sul ao longo da costa do Pacífico até Monte Verde no sul do Chile, perto de Puerto Mont, e avançado muito mais devagar na parte leste do continente (Fernandez, 2015).

Na América do Sul as extinções aconteceram entre 13 a 7,8 mil anos atrás, incluindo dois gêneros de elefantes (*Haplomastodon* e *Cuvieronius*); tigre dentes-de-sabre (*Smilodon populator*); diversas preguiças terrestres (famílias Megatheridae, Megalonychidae, Milodontidae e Nothotheridae); grandes herbívoros nativos, semelhantes aos hipopótamos, os toxodontes (*Toxodon platensis*); muitos gliptodontes, que pareciam tatus gigantes; uma grande variedade de animais cobertos de pelos, incluindo alguns peculiares por sua forma, como *Macrauchenia*, e também cavalos semelhantes aos atuais (*Equus*) (Fernandez, 2015).

A Mata Atlântica é um dos *hotspots* de biodiversidade e um dos biomas mais ameaçados do mundo, altamente fragmentado (Myers *et al.*, 2000; Bogoniet *et al.*, 2018). Atualmente abrange apenas 12,4% (cerca de 16.269.972 ha) da sua cobertura vegetal original, presente em 17 estados brasileiros – AL, BA, CE, ES, PI, GO, MS, MG, RJ, SP, PB, PE, PR, SC, SE, RN, RS (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). O bioma atinge também áreas da Argentina e Paraguai contíguas à região sudeste do Brasil (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2002). O início do processo de modificação da Mata Atlântica pelo homem ocorreu em torno de 11 mil anos atrás, com a entrada de coletores-caçadores nesse bioma, desaparecendo os primeiros grandes animais com a caça, e possivelmente algumas espécies vegetais com a coleta (Dean, 1996).

A expressão Mata Atlântica pode ser usada pelo menos em dois sentidos: Mata Atlântica *sensu stricto* e *sensu lato*. No primeiro sentido, o bioma apresenta três formações florestais distintas: Matas de Planícies Litorâneas, Matas de Encostas e Matas de Altitude. No sentido amplo, a Mata Atlântica se refere à vegetação que ocorre ao longo de todo o litoral brasileiro, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, além de Paraguai e Argentina. Trata-se de um bioma com uma extensão latitudinal (comprimento Norte-Sul) superior ao próprio bioma amazônico (IBGE, 2012).

Os mamíferos formam um grupo de vertebrados muito diversificado, com distintos hábitos e formas, grande variedade de espécies e importantes papéis nos ecossistemas naturais, como consumidores primários, reguladores de populações de presas e dispersores de sementes. Na Mata Atlântica brasileira são encontradas 321 espécies, distribuídas em 35 famílias e 10 ordens, com 89 espécies endêmicas do bioma (Graipelet *et al.*, 2017; Bogoniet *et al.*, 2018). Estudos mostram que em

torno de um quarto (22%) das espécies de mamíferos do mundo, em sua maioria animais de médio e grande porte, são considerados ameaçados ou extintos (Galetti & Dirzo, 2013). As ordens de mamíferos mais ameaçadas incluem Primates (primatas), Pholidota (pangolins), Lagomorpha (lagomorfos), Perissodactyla (ungulados), Cetartiodactyla (cetáceos e artiodáctilos) e Carnivora (carnívoros) (Bogoniet *al.*, 2018).

A perda das espécies de animais está associada à defaunação, que tem sido estudada nos últimos anos e significa a perda local das populações de vertebrados nativos de médio e grande porte por ações antrópicas, apresentando ameaça à sobrevivência das florestas, devido à perda de processos ecológicos, como a dispersão de sementes (Galetti & Dirzo, 2013). A defaunação pode ser provocada diretamente pela caça de subsistência, caça furtiva e comércio ilegal de animais ou partes deles; ou indiretamente pela destruição dos habitats e extrativismo. Muitas florestas tropicais estão vazias de grande parte da riqueza faunística, ou seja, estão condenadas (Redford, 1992; Galetti & Dirzo, 2013). De acordo com Fernandez (2011), uma floresta vazia não tem futuro.

Os principais motivos que levam à diminuição populacional e extinção local de mamíferos na Mata Atlântica são a caça excessiva, a degradação e fragmentação de habitats, ou a combinação deles. Esses fatores levam ao isolamento das populações de animais, que habitam manchas cada vez menores dentro de paisagens modificadas pelo homem (Bogoniet *al.*, 2018).

Breve história ecológica do estado do Rio de Janeiro

A ocupação humana na região do estado do Rio de Janeiro remonta a cerca de 8.000 anos atrás com o registro da cultura dos sambaquis, grupos humanos constituídos por caçadores e coletores, entre 6.000 e 1.000 AP¹ (Scheel-Ybert, 2000). Com a chegada dos europeus, no ano de 1500, o ritmo da destruição acelerou muito, causando a perda e fragmentação de habitats, devido ao desmatamento para fins agrícolas, exploração da madeira, extração de produtos florestais, urbanização, pecuária, com ocupação do gado em grandes pastagens, entre outros, levando a extinção local de várias espécies da fauna e flora (Dean, 1996; Galindo-Leal & Câmara, 2005). Na época da chegada dos europeus, estima-se que 97% do estado do Rio de Janeiro eram cobertos por florestas de Mata Atlântica, contendo cerca de 4,3 milhões de hectares (Bergalloet *al.*, 2000).

Na agricultura de subsistência, os campos de cultivos eram utilizados por um período de 3 a 4 anos; depois disso, a área era abandonada por causa da baixa produtividade, visto que ocorria o empobrecimento do solo por deficiências nutricionais (Oliveira, 2008), ocasionando a procura de novas áreas para plantações. A terra era deixada em pousio durante 5 a 10 anos, permitindo uma sucessão ecológica com o crescimento secundário, entretanto após esse período a terra poderia ser utilizada para cultivo novamente (Oliveira; Fraga; Hickie, 2019).

No século XVII foram concedidas terras a novos proprietários no Rio de Janeiro, entre a Baía de Guanabara e a foz do rio Paraíba do Sul, que estabeleceram plantações de cana, usinas de açúcar e criação de gado e equinos (Drummond, 1997). Além do desmatamento para o cultivo, a exploração da madeira era necessária para o funcionamento das usinas; a madeira também era utilizada para construções de casas e como lenha para fonte primária de energia, transformada em carvão vegetal. O Maciço da Pedra Branca foi uma área muito utilizada para exploração de carvão vegetal (Oliveira; Fraga; Hickie, 2019).

Cerca de 10 milhões de toneladas de café foram produzidas no Brasil entre 1788 e 1888, e 80% desse café foi plantado no estado do Rio de Janeiro, abrangendo uma área de 5.760 km². Portanto, uma das principais causas do desmatamento no século XIX foi a queima da floresta para plantação de café; seu comércio levou ao aumento demográfico e a urbanização no Rio de Janeiro. Em todo

¹ Antes do Presente. Marcação de tempo utilizada na arqueologia, paleontologia e geologia, que tem como base de referência o ano de 1950. Este marcador é usado por conta dos testes atômicos realizados durante a Segunda Guerra Mundial que desequilibraram a concentração química de alguns isótopos na atmosfera.

vale do Paraíba do Sul foi realizado o cultivo de café, devido a região ter climas amenos; a Floresta da Tijuca também foi devastada para a plantação de café. Com o esgotamento do solo por causa das plantações de café, a atividade econômica passou a ser dominada pela criação de gado (Dean, 1996; Oliveira; Fraga; Hickie, 2019).

A extração do pau-brasil, *Paubrasilia echinata*, também foi uma causa da devastação da Mata Atlântica, no início da exportação – tráfico da madeira – foram coletadas cerca de 1.200 toneladas por ano; essa árvore estava presente ao longo do litoral do Rio de Janeiro, concentrada na região de Cabo Frio (Dean, 1996).

A obra *O Sertão Carioca* (Corrêa, 2017), relata a história da vasta zona da Planície de Jacarepaguá do Rio de Janeiro – entre os maciços da Tijuca e da Pedra Branca –, por meio de suas excursões entre os anos de 1920 e 1930. O autor cita a ocorrência da fauna de mamíferos do município do Rio de Janeiro, entre eles estão: os primatas bugios, micos, saguis; os carnívoros suçuarana, jaguatirica, gato-do-mato, cachorro-do mato, mão-pelada, quati, lontra, irara; os roedores capivara, paca, cutia, preá, ouriço-coandu, caxinguelê; o logomorfo coelho-do-mato; os edentados tatu-peludo, tatu-galinha, tamanduá-bandeira, tamanduá-mirim, preguiça; e o marsupial gambá.

Segundo Corrêa (2017), os caçadores foram caboclos nativos que viviam da caça, pesca e frutas, sem utilizar centros comerciais. Os animais caçados eram para consumo da carne e aproveitamento da pele, entre eles estão a capivara, bugios, quati, lontra, paca, preá, tatu-peludo e tatu-galinha. Foi observado nas excursões de Corrêa que a fauna se encontrava sacrificada, devido à falta de leis que protegessem e regulamentassem a caça e a peca. Somente em 1937, foi criado o primeiro parque nacional, o Parque Nacional de Itatiaia, situado entre Rio de Janeiro e Minas Gerais, com intuito de conservar todas as espécies e riquezas naturais presentes no local.

Entre os anos de 1862 e 1887, devido a problemas no abastecimento de água na capital do Rio de Janeiro e outros fatores, o imperador Dom Pedro II decidiu reflorestar a Floresta da Tijuca para proteger as nascentes dos principais rios, plantando 95.000 mudas de árvores de diferentes espécies (Pádua, 2004). Essa ação permitiu a floresta se regenerar, amenizando o impacto causado pelas ações antrópicas. Tratou-se de uma iniciativa pontual e pouco representativa da área perdida de Mata Atlântica. No entanto, representou um primeiro experimento concreto e bem sucedido de restauração florestal (Oliveira; Fraga; Hickie, 2019).

Os remanescentes de floresta ombrófila densa do Rio de Janeiro apresentam muitos vestígios das ruínas de antigas usinas de açúcar, fragmentos de carvão no solo e espécies vegetais exóticas; a intensidade e o uso histórico da terra é uma característica essencial para compreender a paisagem atual da região (Oliveira; Fraga; Hickie, 2019; Oliveira; Patzlaff; Sheel-Ybert, 2019). O Rio de Janeiro apresenta uma paisagem marcadamente antrópica, com impactos substantivos no seu ecossistema local.

OBJETIVOS

O presente estudo tem como objetivo identificar as espécies de mamíferos de médio e grande porte extintas no estado do Rio de Janeiro, analisar a causa das extinções e associá-las às ações antrópicas. Como objetivos específicos: 1) Listar as espécies de mamíferos de médio e grande porte que ocorrem no estado do Rio de Janeiro e relatar o grau de conservação dessas espécies; 2) Identificar as espécies de mamíferos de médio e grande porte extintas em todo o estado do Rio de Janeiro e analisar as possíveis causas das extinções, baseando-se na história ecológica do estado relacionada às ações antrópicas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O presente estudo tem como recorte espacial o bioma Mata Atlântica, no estado do Rio de Janeiro. Localizado entre os paralelos 20,5°S e 23,5°S e os meridianos 41°W e 45°W, o estado do Rio de Janeiro abrange uma área aproximada de 43.750 km² (Silva & Dereczynski, 2014; IBGE, 2019). O estado do Rio de Janeiro possui grandes aglomerações urbanas; segundo IBGE (2019) sua população no ano de 2010 era de 15.989.929 habitantes, sendo o terceiro estado mais populoso do Brasil, e sua densidade demográfica era de 365,23 hab/km², a segunda maior do país. O Rio de Janeiro também comporta uma das maiores economias estaduais do Brasil, no ano de 2016, esteve em terceiro lugar no ranking do PIB, com valor per capita de R\$ 38.481,96 (IBGE, 2019).

A vegetação do estado do Rio de Janeiro é formada por Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Formações Pioneiras (restinga herbácea, restinga arbórea, mangue, vegetação de várzea), Região da Savana (Cerrado) e Estepe (Bergallo *et al.*, 2009). Os remanescentes dessas formações representam apenas 21% da área do estado do Rio de Janeiro, totalizando atualmente 917.196 hectares de área natural, altamente fragmentada (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2019).

O estado do Rio de Janeiro é caracterizado por ter diversos habitats naturais, devido à sua amplitude climática e relevo diversificado; contém duas cadeias de montanhas, Serras do Mar e da Mantiqueira, onde se situam alguns dos mais altos picos do Brasil, com altitudes até 2.863 metros (Bergallo *et al.*, 2000; Oliveira; Fraga; Hickie, 2019). Além da ocorrência da rica bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, há extensas planícies costeiras, ampla região litorânea com distintas fisionomias, três grandes baías – Guanabara, Sepetiba e Ilha Grande – e numerosas ilhas litorâneas (Bergallo *et al.*, 2000).

Essa variedade de habitats proporciona grande biodiversidade, da qual parte se encontra preservada pela legislação. O estado abrange uma área protegida de 685.186,97 ha de Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável, estaduais e federais, além de conter as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (Bergallo *et al.*, 2000; Bergallo *et al.*, 2009).

Levantamento bibliográfico

O levantamento bibliográfico foi realizado no ano de 2019 por meio da pesquisa integrada disponível no site da Divisão de Bibliotecas e Documentação da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro² (DBD PUC-Rio), utilizando-se a busca avançada, abrangendo as bases de dados disponíveis no Portal Periódicos CAPES (Web of Science, SCOPUS, SciELO, entre outras) e as assinadas pela PUC-Rio (Academic Search Complete, E-Book Academic Collection, Fuente Académica Premier, Green File, Pressreader, Proquest Dissertations and Theses Global, Science Archive).

Foram considerados como limitadores da busca artigos publicados em revistas acadêmicas e livros que disponibilizam o texto completo na versão online. Não foi utilizado recorte temporal. Após tentativas de busca com diferentes palavras-chave, as combinações que apresentaram melhor resultados para os objetivos do estudo, com o campo Resumo (AB) selecionado na busca avançada, foram: (AB Mammal*) AND (AB Atlantic Forest) AND (AB Extinct*), (AB Mamífero*) AND (AB Mata Atlântica) AND (AB Extinção*), (AB Mammal*) AND (AB Rio de Janeiro), (AB Mamífero*) AND (AB Rio de Janeiro).

Os artigos e livros foram primeiramente escolhidos a partir da leitura dos seus títulos e palavras-chave; depois disso, os resumos e as áreas de estudo foram analisados. De forma complementar, foi realizada uma busca por livros no catálogo da biblioteca da PUC-Rio, artigos científicos e livros no

² Disponível em: <http://www.dbd.puc-rio.br/sitenovo/>. Acesso em: 10 mai. 2019.

Google Acadêmico, com intuito de encontrar mais registros de ocorrências e informações a respeito dos mamíferos do Rio de Janeiro.

Espécies do estudo

O presente estudo abrangeu os mamíferos terrestres nativos da Mata Atlântica de médio e grande porte, considerando como animais de médio porte aqueles com peso corporal entre 2 kg e 7 kg, e de grande porte, aqueles com peso superior a 7 kg (Emmons & Feer, 1990). Foi utilizado apenas o nível taxonômico de espécie (Rocha *et al.*, 2004; Macedo, 2017). As extinções e suas causas foram averiguadas a partir da entrada dos colonizadores europeus no Brasil. Foi considerada como extinta qualquer espécie que não obteve registro no estado do Rio de Janeiro pelo menos nos últimos 30 anos (Bergallo *et al.*, 2000).

A atualização nomenclatural das espécies foi verificada no Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil³. O peso corporal dos mamíferos da Mata Atlântica foi consultado em Paglia *et al.* (2012) e Reis *et al.* (2014). O grau de conservação dos mamíferos foi averiguado em Bergallo *et al.* (2000) para o estado do Rio de Janeiro, em ICMBio (2018) para o Brasil, e na IUCN (2019) para o status global. Consideraram-se as espécies de mamíferos inventariadas, nas obras pesquisadas, pelas seguintes técnicas: armadilhas fotográficas, armadilhas de captura, depósito em museus e avistamento direto do animal ou da carcaça. As demais técnicas como relatos de moradores e funcionários, pegadas, fezes, vocalização, entre outras, não foram consideradas nesse trabalho devido à incerteza na identificação das espécies.

Análise dos dados

O programa Mendeley Desktop auxiliou na organização dos trabalhos selecionados, além de facilitar a leitura dos textos e a elaboração das referências bibliográficas no formato ABNT. Para análise dos artigos selecionados foram feitos Mapas Conceituais, com intuito de selecionar as principais informações dos trabalhos. Foi utilizado o programa Microsoft Excel® 2010 para confeccionar as tabelas.

Foram reunidas informações a respeito do hábito, alimentação, ameaças e habitat dos mamíferos considerados extintos nesse trabalho, para analisar a causa das extinções, utilizando Duarte *et al.* (2012) e ICMBio (2018). Além disso, utilizou-se três obras que continham informações sobre a história ecológica do estado do Rio de Janeiro para auxiliar na análise das causas das extinções: Dean (1996), Oliveira, Fraga e Hickie (2019) e Corrêa (2017).

As principais categorias selecionadas para analisar a causa das extinções por ações antrópicas foram as seguintes: perda e fragmentação de habitat; caça (subsistência e comercial); introdução de espécies domésticas, urbanização e falta de presas para alimentação. Foi elaborada uma lista com todas as espécies de mamíferos a partir de 2 kg da Mata Atlântica brasileira, facilitando a seleção dos mamíferos de médio e grande porte do estado do Rio de Janeiro, baseada em Paglia *et al.* (2012), Reis *et al.* (2014) e Graipel *et al.* (2017).

RESULTADOS

Análise do levantamento bibliográfico

A pesquisa integrada encontrou ao todo 561 publicações para as palavras-chave utilizadas. Foram selecionados 118 artigos que de modo prévio abordavam a temática desse estudo. A partir desses resultados foram excluídos duplicações e os artigos que não se enquadravam no critério de seleção

³ Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ConsultaPublicaUC.do>. Acesso em: 10 nov. 2019.

estabelecido na metodologia, que resultou em 80 artigos publicados em revistas acadêmicas. Não houve livro selecionado nessa busca.

Por fim, com a análise dos resumos e áreas de estudo foram selecionados 12 artigos, lidos e analisados na íntegra. A busca complementar resultou em quatro artigos e um capítulo de livro que relataram espécies de mamíferos presentes no Rio de Janeiro, totalizando 17 publicações analisadas (**Tabela 1**). A maioria dos artigos excluídos tratava de pequenos mamíferos ou o estudo não abrangia o estado do Rio de Janeiro. Todos os artigos selecionados são de origem brasileira, e as publicações datam dos anos entre 2004 e 2018.

Tabela 1 – Resumo do levantamento bibliográfico. Áreas de estudo no estado do Rio de Janeiro = Área Protegida, Área Não Protegida; hectare da área protegida/não protegida que pertence ao estado do Rio de Janeiro = Área no RJ (ha); número de espécies de mamíferos de médio e grande porte encontradas nos estudos de acordo com a metodologia estabelecida = N°; ano que foi relatado à ocorrência dos mamíferos = Ano; evidências de caça observadas na área de estudo = Caça; impactos antrópicos relatados na área pelo estudo = Impactos Antrópicos.

Área Protegida	Área no RJ (ha)	N°	Ano	Caça	Impactos Antrópicos	Referências Bibliográficas
Parque Estadual do Desengano	22.400	1	2006		Perda e fragmentação de habitat	Modesto <i>et al.</i> , 2008a
Reserva Ecológica de Guapiaçú	7.300	14	2012		Perda e fragmentação de habitat; caça; introdução de espécies invasoras e/ou domésticas	Carvalho; Oliveira; Pires, 2014
Reserva Biológica de Tinguá	24.800	20	2005 a 2009	x	Perda e fragmentação de habitat; caça; introdução de espécies invasoras e/ou domésticas	Travassos <i>et al.</i> , 2018
Reserva Biológica Poço das Antas	5.071	5	2003 a 2005	x	Perda e fragmentação de habitat; caça	Araújo; Souza; Ruiz-Miranda, 2008
Reserva Biológica União	2.927	5				
Parque Nacional do Itatiaia	12.402*	25	2010 a 2012	x	Perda e fragmentação de habitat; caça; introdução de espécies invasoras e/ou domésticas; morte direta do animal	Aximoff; Cronemberger; Pereira, 2015
Parque Nacional da Serra dos Órgãos	20.024	18				
Parque Nacional Serra da Bocaina	64.376	7	2010 a 2011	x	Perda e fragmentação de habitat; caça; introdução de espécies invasoras e/ou domésticas; morte direta do animal	Delciellos <i>et al.</i> , 2012
Parque Estadual da Ilha Grande	12.000	2	2003 a 2005	x	Perda e fragmentação de habitat; caça	Pereira; Ferregueti; Bergallo, 2017
Reserva Biológica Praia do Sul	3.502	5				
Reserva Particular do Patrimônio Natural Rio das Pedras	1.360	2	2005	x	Caça; introdução de espécies invasoras e/ou domésticas	Pessoa <i>et al.</i> , 2009
Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro	137	2	2005 a 2012		Introdução de espécies invasoras e/ou domésticas	Rangel & Neiva, 2013

Área Protegida	Área no RJ (ha)	Nº	Ano	Caça	Impactos Antrópicos	Referências Bibliográficas
Fazenda Santo Antônio da Aliança - Santuário da Vida Silvestre da Serra da Concórdia	295	4	-		Perda e fragmentação de habitat	Modesto <i>et al.</i> , 2008b
Pedra Branca - Parque Nacional da Serra da Bocaina	-	14	1941 a 1949		-	Vaz, 2005
Terra Indígena Sapukai - Área de Proteção Ambiental de Cairuçu	2.106	1	2002		Caça, introdução de espécies invasoras e/ou domésticas	Cunha & Rajão, 2007

Área Não Protegida	Área no RJ (ha)	Nº	Ano	Caça	Impactos Antrópicos	Referências Bibliográficas
Fazenda Esmeralda - Cambuci	1.000	4	2006		Perda e fragmentação de habitat	Albuquerque <i>et al.</i> , 2013
Nova Friburgo, Cachoeiras de Macacu e Teresópolis	-	1	2009 a 2010		Perda e fragmentação de habitat	Boffy <i>et al.</i> , 2010
Estado do Rio de Janeiro	-	10	2015		Perda e fragmentação de habitat; introdução de espécies invasoras e/ou domésticas; morte direta do animal	Gonçalves <i>et al.</i> , 2016
Estado do Rio de Janeiro	-	35	-		Introdução de espécies invasoras e/ou domésticas	Rocha <i>et al.</i> , 2004
Bacia de Campos - Foz do Rio Itabapoana à Ilha de Cabo Frio (restingas e matas de baixadas)	-	15	-		Perda e fragmentação de habitat	Pessôa; Tavares; Gonçalves, 2010**

*Referência: ICMBio (2013). **Único capítulo de livro do levantamento bibliográfico. - Dados não informados.

De todas as publicações a respeito da fauna do estado do Rio de Janeiro, apenas uma não relatou impactos antrópicos no local do estudo. Foram encontradas evidências de caça em seis estudos, todos em áreas protegidas. Dos impactos relatados, a perda e fragmentação dos habitats estavam presentes em 12 casos (70,6%), a introdução de espécies invasoras e/ou domésticas em nove (52,9%), a caça em oito (47,1%), e a morte direta do animal em três (atropelado ou eletrocutado) (17,6%). Das regiões inventariadas nesse estudo, 15 são áreas de proteção ambiental do Rio de Janeiro.

Mamíferos atuais do Rio de Janeiro

De acordo com a metodologia utilizada foi confirmada a ocorrência de 38 espécies de mamíferos de médio e grande porte no estado do Rio de Janeiro, mas atualmente estão presentes no estado 32 espécies, incluídas em seis ordens e 16 famílias (**Tabela 2**).

Tabela 2 – Espécies de mamíferos de médio e grande porte atuais do estado do Rio de Janeiro. Nome Popular (Graipelet *et al.*, 2017; Reiset *et al.*, 2014); Peso (Reiset *et al.*, 2014); status de conservação no estado do Rio de Janeiro = RJ (Bergallo *et al.*, 2000); status de conservação no Brasil = BR (ICMBio, 2018); status de conservação global = IUCN (IUCN, 2019); endêmica da Mata Atlântica = End (Graipelet *et al.*, 2017). Categorias: PEx = Provavelmente extinta; CR = Criticamente em perigo; EN = Em perigo; VU = Vulnerável; LC = Menor preocupação; NT = Quase ameaçada; DD = Dados insuficientes.

Táxon	Nome Popular	Peso	RJ	BR	IUCN	End
ORDEM: PILOSA						
Família: Bradypodidae						
<i>Bradypus torquatus</i> Illiger, 1811	preguiça-de-coleira	3,6 a 4,2 kg	EN	VU	VU	End
<i>Bradypus variegatus</i> Schinz, 1825	preguiça	4,3 kg			LC	
Família: Myrmecophagidae						
<i>Tamandua tetradactyla</i> (Linnaeus, 1758)	tamanduá-mirim	até 7,0 kg			LC	
ORDEM: CINGULATA						
Família: Dasypodidae						
<i>Cabassous tatouay</i> (Desmarest, 1804)	tatu-de-rabo-mole-grande	em média 6,2 kg			LC	
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	tatu-galinha, itê	3,0 a 7,0 kg			LC	
<i>Euphractus sexcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	tatu-peludo, tatu-peba	3,2 a 6,5 kg			LC	
ORDEM: ARTIODACTYLA						
Família: Cervidae						
<i>Mazama americana</i> Erxleben, 1777	veado-mateiro	24,0 a 48,0 kg*	EN		DD	
Família: Tayassuidae						
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	cateto	17,0 a 35,0 kg*	VU		LC	
<i>Tayassu pecari</i> (Link, 1795)	queixada	25,0 a 45,0 kg*	EN	VU	VU	
ORDEM: PRIMATES						
Família: Atelidae						
<i>Alouatta guariba</i> (Humboldt, 1812)	bugio-ruivo	4,1 a 7,2 kg			LC	End
<i>Brachyteles arachnoides</i> (Geoffroy, 1806)	mono-carvoeiro, muriqui-do-sul	7,0 a 12,1 kg	CR	EN	CR	End
Família: Cebidae						
<i>Sapajus nigritus</i> (Goldfuss, 1809)	macaco-prego	2,3 a 5,0 kg			NT	End
ORDEM: CARNIVORA						
Família: Canidae						
<i>Cerdocyon thous</i> (Linnaeus, 1766)	cachorro-do-mato	3,0 a 11,0 kg			LC	
<i>Chrysocyon brachyurus</i> (Illiger, 1815)	lobo-guará	20,0 a 30 kg		VU	NT	
Família: Felidae						
<i>Leopardus guttulus</i> (Hensel, 1872)	gato-do-mato-pequeno	1,5 a 3,0 kg*		VU	VU	
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	jaguaririca	8,0 a 16,0 kg	VU		LC	
<i>Leopardus tigrinus</i> (Schreber, 1775)	gato-do-mato-pequeno	1,0 a 3,5 kg		EN	VU	
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	gato-maracajá	3,0 a 9,0 kg*	VU	VU	NT	
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	onça-parda, puma, leão-baio	22,0 a 70,0 kg	VU	VU	LC	
<i>Puma yagouaroundi</i> (Geoffroy, 1803)	jaguarundi, gato-mourisco	3,0 a 6,0 kg		VU	LC	

Táxon	Nome Popular	Peso	RJ	BR	IUCN	End
Família: Mephitidae						
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	zorrilho, jaritataca, cangambá	1,4 a 4,0 kg			LC	
Família: Mustelidae						
<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	irara	2,7 a 11,1 kg			LC	
<i>Galictis cuja</i> (Molina, 1782)	furão-pequeno	1,0 a 3,0 kg			LC	
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	furão	1,7 a 3,4 kg*			LC	
<i>Lontra longicaudis</i> (Olfers, 1818)	lontra	5,0 a 15,0 kg			NT	
Família: Procyonidae						
<i>Nasua nasua</i> (Linnaeus, 1766)	quati	2,7 a 10,0 kg			LC	
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	jupará	1,5 a 4,7 kg			LC	
<i>Procyon cancrivorus</i> Cuvier, 1798	mão-pelada	2,5 a 10 kg			LC	
ORDEM: RODENTIA						
Família: Caviidae						
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	capivara	35,0 a 81,0 kg			LC	
Família: Cuniculidae						
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	paca	6,0 a 13,0 kg	VU		LC	
Família: Dasyproctidae						
<i>Dasyprocta leporina</i> (Linnaeus, 1758)	cutia	3,0 a 8,0 kg			LC	End
Família: Erethizontidae						
<i>Coendou prehensilis</i> (Linnaeus, 1758)	ouriço, porco-espinho	3,2 a 5,3 kg			LC	

*Referência: Paglia *et al.* (2012). Foi utilizada a referência do autor que informou a maior amplitude do peso do animal.

Mamíferos extintos no Rio de Janeiro

Foram consideradas extintas no estado do Rio de Janeiro seis espécies de mamíferos de grande porte, as quais não obtiveram registros nos trabalhos analisados, de acordo com a metodologia estabelecida. São espécies pertencentes às ordens Artiodactyla, Carnivora, Cingulata, Pilosa e Perissodactyla (**Tabela 3**). Não foram encontradas na literatura utilizada as causas das extinções dessas espécies, o resultado foi baseado na história ecológica do estado do Rio de Janeiro e nas ameaças para essas espécies no Brasil. Os principais impactos antrópicos, que provavelmente estiveram associados a essas extinções, foram à perda e fragmentação dos habitats – por desmatamento – e a caça.

As espécies extintas no estado já eram consideradas ameaçadas de extinção no Rio de Janeiro no ano 2000, sendo que duas delas eram consideradas provavelmente extintas (PEx). Cinco espécies possuem o status de conservação vulnerável no Brasil e uma está na categoria em perigo, nenhuma das seis espécies é endêmica do bioma Mata Atlântica. Em relação ao status de conservação global, quase todas essas espécies estão ameaçadas de extinção, com exceção da onça-pintada, *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), considerada quase ameaçada (NT) (**Tabela 3**).

A respeito do histórico populacional no estado do Rio de Janeiro das seis espécies consideradas extintas, não foram encontrados nas bases de dados utilizadas artigos e livros que relatem essas informações, há apenas registros de ocorrências pontuais. O Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) também não contém registros históricos e de ocorrências desses seis mamíferos no estado do Rio de Janeiro.

Em relação às causas antrópicas das extinções, a perda e fragmentação dos habitats florestais, como já mencionado, prejudicaram todas as seis espécies, inclusive *Myrmecophaga tridactyla* e *Priodontes maximus*, que habitam áreas abertas, porém os deixaram mais vulneráveis a caça e atropelamentos em rodovias, igualmente com a espécie *Tapirus terrestres*; a caça também está associada à extinção das outras três espécies. Outra possível causa foi a introdução de espécies domésticas, que afetou *Mazama gouazoubira*, *Tapirus terrestres* e *Pteronura brasiliensis*.

A urbanização trouxe danos para as espécies *Panthera onca* e *Tapirus terrestres*, e para *Pteronura brasiliensis* com a poluição de rios e lagos. O último fator analisado foi a falta de presas para a alimentação dos carnívoros, afetando as duas espécies pertencentes a esse grupo *Panthera onca* e *Pteronura brasiliensis*.

Tabela 3 – Espécies de mamíferos de médio e grande porte extintas no estado do Rio de Janeiro. Nome Popular (Graipelet *al.*, 2017; Reiset *al.*, 2014); Peso (Reiset *al.*, 2014); status de conservação no estado do Rio de Janeiro = RJ (Bergalloet *al.*, 2000); status de conservação no Brasil = BR (ICMBio, 2018); status de conservação global = IUCN (IUCN, 2019). Categorias: PEx = Provavelmente extinta; CR = Criticamente em perigo; EN = Em perigo; VU = Vulnerável; LC = Menor preocupação; NT = Quase ameaçada.

Táxon	Nome Popular	Peso	RJ	BR	IUCN
ORDEM: PILOSA					
Família: Myrmecophagidae					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus, 1758	tamanduá-bandeira	até 45,0 kg	PEx	VU	VU
ORDEM: CINGULATA					
Família: Dasypodidae					
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr, 1792)	tatu-canastra	até 60,0 kg	CR	VU	VU
ORDEM: PERISSODACTYLA					
Família: Tapiridae					
<i>Tapirus terrestris</i> (Linnaeus, 1758)	anta	227,0 a 300,0 kg	EN	VU	VU
ORDEM: ARTIODACTYLA					
Família: Cervidae					
<i>Mazama gouazoubira</i> Fischer, 1814	veado-catingueiro	11,0 a 20,0 kg	EN		LC
ORDEM: CARNIVORA					
Família: Felidae					
<i>Panthera onca</i> (Linnaeus, 1758)	onça-pintada	56,0 a 158,0 kg	CR	VU	NT
Família: Mustelidae					
<i>Pteronura brasiliensis</i> (Gmelin, 1788)	ariranha	22,0 a 35,0 kg	PEx	VU	EN

DISCUSSÃO

Com base na história ecológica do Rio de Janeiro a perda e fragmentação dos habitats foi uma das principais causas da extinção local e redução populacional de diversas espécies, incluindo todas as seis consideradas extintas nesse trabalho. Devido à vegetação do estado do Rio de Janeiro ter sido reduzida drasticamente após a chegada dos europeus, a maioria dos remanescentes florestais encontra-se atualmente com áreas inferiores a 50 ha (Bergalloet *al.*, 2009); reduzindo as populações nos remanescentes e causando o isolamento entre elas.

O fogo foi muito utilizado pelos europeus para transformar as florestas em áreas de produção, como pastagem, agricultura e silviculturas, por causa da aceleração nos processos de desmatamento e dificuldades na regeneração natural (Bergallo *et al.*, 2000). Segundo Bergallo *et al.* (2009), os incêndios florestais continuam ocorrendo, frequentemente em Unidades de Conservação e geralmente são criminosos. Consequentemente, o fogo se espalha sem controle e diversas espécies de animais se tornam vítimas das queimadas.

Outro impacto antrópico que cabe ser ressaltado no Rio de Janeiro é a expansão da pecuária, com a derrubada dos poucos remanescentes restantes para criação de pastagens. Os municípios com as mais intensas atividades agropecuárias são: Campos dos Goytacazes, Itaperuna, Laje do Muriaé, Miracema, Itaocara, Varre-Sai (Bergallo *et al.*, 2009). A urbanização causou o aumento da população humana nas capitais; a densidade demográfica do estado do Rio de Janeiro é uma das mais altas do Brasil, com a maioria dos habitantes concentrada na capital, gerando habitações em áreas florestadas, em morros e próximas a Unidades de Conservação, afetando o ecossistema local e prejudicando a fauna da região.

A caça, como relatado anteriormente, também é um dos principais motivos que levam as espécies de mamíferos a extinções locais e diminuição nas suas populações, sendo relatada em cerca de 50% dos trabalhos analisados; a caça já era utilizada por populações indígenas, como subsistência, mas foi intensificada após a chegada dos europeus. A maioria dos artigos selecionados teve como local de estudo áreas de proteção no estado do Rio de Janeiro, porém quase metade relatou evidências de caça ilegal, em pleno século XXI com diversas legislações vigentes; os locais são: REBIO de Tinguá, REBIO Poço das Antas, REBIO União, PN do Itatiaia, PN Serra dos Órgãos, PN Serra da Bocaina, PE da Ilha Grande e RPPN Rio das Pedras (**Tabela 1**).

De acordo com Bergallo *et al.* (2009), as populações de mamíferos silvestres estão diminuindo por causa da caça esportiva e comercial, inclusive em Unidades de Conservação, em quase todos os municípios fluminenses; entre as espécies mais caçadas estão os mamíferos de médio e grande porte, o tatu-galinha, queixada, cateto, tatu-peba, cutia e paca. Algumas espécies da fauna são capturadas para serem criados como animais de estimação de populações tradicionais, entre eles o tamanduá mirim, *Tamandua tetradactyla*, e o tapiti, *Sylvilagus brasiliensis* (Cunha & Rajão, 2007).

O tamanho populacional é um dos fatores mais importantes que determina a extinção ou a persistência das espécies em uma área; as populações pequenas são mais vulneráveis a extinções, o que é agravado pelo isolamento (Brito & Fernandez, 2000). Algumas espécies de mamíferos da Mata Atlântica consideradas cinegéticas são: anta (*Tapirus terrestris*), veado (*Mazama americana*), queixada (*Tayassu pecari*), cateto (*Pecari tajacu*), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), tatu (*Dasypus septemcinctus*), capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*), cutia (*Dasyprocta leporina*), macaco-prego (*Sapajus nigritus*) e bugio (*Alouatta guariba*) (Cullen & Valladares-Pádua, 1997; Chiarello, 2000; Cullen; Bodmer; Pádua, 2000).

O atropelamento em rodovias é relatado em várias espécies, principalmente nas estradas que cortam Unidades de Conservação, como o Parque Nacional da Serra dos Órgãos e a Reserva Biológica União (Bergallo *et al.*, 2009). Além disso, as estradas causam diversos impactos para a conservação, como a fragmentação dos remanescentes florestais e a facilitação do acesso ao homem, favorecendo a caça e a introdução de espécies invasoras e/ou domésticas (Laurance; Goosem; Laurance, 2009).

A introdução de espécies domésticas é uma ameaça adicional à biodiversidade, como os cães e gatos, que são predadores de animais silvestres e transmissores de mais de 100 doenças, entre elas a raiva, cinomose e leishmaniose (Garcia; Calderón; Ferreira, 2012; Rangel & Neiva, 2013). A adaptação dos cães a uma vida selvagem é facilitada pela falta de grandes felinos e canídeos nas florestas; esses animais criados livres são incentivados a caçar (Rangel & Neiva, 2013). Além disso, houve registros antigos da presença de cães de caça junto aos caçadores, que eram treinados desde filhotes (Corrêa, 2017). Foi relatada a presença de animais domésticos em nove dos 17 trabalhos

analisados (**Tabela 1**). Segundo Cunha e Rajão (2007), a escassez de mamíferos de médio e grande porte no Rio de Janeiro pode estar associada à presença de cães e gatos domésticos. A introdução de espécies exóticas invasoras da fauna e flora, transportadas pelos europeus e as utilizadas na agricultura no passado do Rio de Janeiro, também causam danos à biodiversidade local.

Myrmecophaga tridactyla tem hábito diurno e noturno, é uma espécie solitária de movimentos vagarosos, se alimenta principalmente de formigas e cupins, possui baixo potencial reprodutivo, com apenas um filhote por gestação; a área de vida dessa espécie é muito variada, com registro mínimo de 160 ha e máximo de 2.500 há, utiliza diversos habitats, como campos limpos, cerrados, florestas e campos com plantações, porém esses animais necessitam de áreas florestadas para repouso e abrigo nos dias de altas e baixas temperaturas (ICMBio, 2018).

O tamanduá-bandeira se tornou mais vulnerável à extinção pelos impactos antrópicos devido a sua biologia. O fator foi agravado pelo aumento da temperatura, devido às mudanças climáticas, necessitando de mais áreas florestadas para repouso (ICMBio, 2018). Essa espécie já era considerada provavelmente extinta no estado do Rio de Janeiro, segundo Bergallo *et al.* (2000). No estudo de Aximoff *et al.* (2015) foi encontrada a carcaça do animal atropelado na rodovia Presidente Dutra (BR 116), no município de Resende próximo à divisa com estado de São Paulo. Acredita-se que a espécie ocorra em São Paulo, pelo fato desse ser o único registro no Rio de Janeiro e o Parque Nacional de Itatiaia estar localizado entre os dois estados. De acordo com ICMBio (2018) o tamanduá-bandeira não apresenta ocorrência confirmada atualmente no Rio de Janeiro.

Priodontes maximus é a maior espécie de Cingulata, solitário e com hábitos noturnos, se alimenta principalmente de formigas e cupins, escava tocas geralmente em cupinzeiros e pode permanecer vários dias dentro delas; a espécie tem usualmente apenas um filhote por gestação; a área de vida mínima para um indivíduo provavelmente é de aproximadamente 726,5 ha, habita florestas tropicais e subtropicais, cerrado, ambientes cecos e planícies inundadas (ICMBio, 2018), e áreas abertas. Como o tamanduá-bandeira, o tatu-canastra está mais suscetível às causas das extinções relatadas, intensificado pela caça excessiva, devido à apreciação de sua carne.

Aximoff *et al.* (2015) relatou a ocorrência de tatu-canastra no PN do Itatiaia, por meio de entrevistas com moradores e funcionários, porém esse método de levantamento faunístico não foi considerado nesse trabalho, devido à incerteza na identificação da espécie por terceiros. Segundo Srbek-Araujo *et al.* (2009), esse relato foi o primeiro registro da espécie para o estado do Rio de Janeiro em muitos anos. O tatu-canastra não possui ocorrência confirmada atualmente no Rio de Janeiro (ICMBio, 2018).

Tapirus terrestris é o maior mamífero terrestre do Brasil, geralmente solitário e com hábito noturno, a anta tem dieta composta principalmente por folhas e frutos, é um importante dispersor de sementes em florestas tropicais; o período gestacional é longo e nasce apenas um filhote; sua área de vida é muito variada, possui registros de 100 ha e 3.914 ha; seus principais predadores são a *Panthera onca* e o *Puma concolor* (ICMBio, 2018). A anta habita diferentes ambientes – comumente associados à fonte de água permanente –, florestas de galeria, florestas tropicais de baixas elevações e áreas sazonalmente alagadas (ICMBio, 2018).

A extinção da anta no estado do Rio de Janeiro está relacionada à sensibilidade da espécie a estresses ambientais, principalmente pelos fatores antrópicos citados anteriormente, inclusive doenças transmitidas por animais domésticos. Além disso, de acordo com ICMBio (2018), esse mamífero necessita de remanescentes florestais com pelo menos 100 ha – e no estado do Rio de Janeiro a maioria dos fragmentos é menor que isso. Não há ocorrência confirmada de *Tapirus terrestris* atualmente no Rio de Janeiro; estudos na Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas e na REBIO União que ocorrem há pelo menos 15 anos não registraram a presença dessa espécie por

pesquisadores (ICMBio, 2018). Os relatos da anta no estado são muito antigos⁴; e Jorge *et al.* (2013) relata a presença dessa espécie no estado apenas no PN de Itatiaia, mas provavelmente seja habitante do estado de Minas Gerais e raramente atravessa a fronteira entre os dois estados.

Mazama gouazoubira é um animal tímido e esquivo, geralmente possui hábito diurno e solitário, seus principais alimentos são frutas, folhas e flores, a gestação pode ocorrer duas vezes por ano, mas nasce apenas um filhote; essa espécie é presa fácil da *Panthera onca*, *Puma concolor*, *Cerdocyon thous* e do homem (Duarte *et al.*, 2012). O veado-catingueiro está presente em florestas densas contínuas e savanas abertas com manchas de mata, pois necessita de áreas florestadas para abrigo e alimentação, a espécie consegue se adaptar a habitats modificados, como plantações, contanto que tenha pequenas áreas florestadas (Duarte *et al.*, 2012). Essa espécie não é considerada ameaçada atualmente no Brasil, porém era considerada em risco de extinção, com status menos preocupante, na avaliação da ICMBio em Duarte *et al.* (2012). Não foram encontrados estudos a respeito da ameaça de extinção do veado-catingueiro na Mata Atlântica.

De acordo com Cullen Jr. *et al.* (2000) *Mazama gouazoubira* é mais vulnerável à caça excessiva em ambientes fragmentados, pois é facilmente capturada pelos caçadores e predadores naturais. E os remanescentes florestais são essenciais para o forrageamento, abrigo e também proteção de caçadores.

Panthera onca é o maior felino das Américas, possui hábitos crepusculares e noturnos, podem ser solitárias ou sociáveis; possui alimentação carnívora, composta por pequenos mamíferos, répteis e grandes animais – até aqueles com peso superior a 200 kg –, é um predador de topo, suas presas incluem *Tapirus terrestres*, *Mazama gouazoubira*, *Tayassu pecari*, *Leopardus tigrinus* (ICMBio, 2018). O período gestacional varia entre três e quatro meses, nascendo até quatro filhotes; a área de vida dessa espécie varia entre 1.000 ha e 26.000 ha, e habita diferentes ambientes, desde florestas tropicais a desertos, mas evita regiões com atividade humana (ICMBio, 2018).

Vários impactos antrópicos afetaram a sobrevivência da onça-pintada no estado do Rio de Janeiro, a presença humana a deslocou para outras regiões, porém essa espécie necessita de remanescentes florestais extensos para habitar; a caça comercial desse animal foi outro fator agravante, além disso, ocorre a morte direta desses animais por produtores rurais. Suas principais presas de mamíferos grandes também são caçadas, e algumas espécies foram extintas no estado, a anta e o veado-catingueiro, outras tiveram redução no tamanho populacional, como o queixada, limitando a disponibilidade de alimento no Rio de Janeiro.

A onça-pintada foi outro mamífero relatado por entrevistas de moradores em Aximoff *et al.* (2015) e Travassos *et al.* (2018). Nesse último, o registro foi na década de 1990, porém, como mencionado anteriormente esses relatos não foram utilizados nesse trabalho. A raridade da onça-pintada hoje provavelmente se deve a eliminação da espécie no passado, nos últimos 15 anos a *Panthera onca* sofreu redução de 50-90% de suas populações na Mata Atlântica, a caça esportiva não é citada na literatura, mas é relatada por pesquisadores e funcionários de áreas protegidas (Beisiegel; Sana; Moraes JR., 2012). Baseado em Jorge *et al.* (2013) a onça-pintada não ocorre atualmente no Rio de Janeiro, mas está presente no PN da Serra da Bocaina em São Paulo.

Pteronura brasiliensis é uma espécie sociável, vive em grupo de dois a dezesseis indivíduos, possui hábito semiaquático e diurno, a alimentação é composta principalmente por peixes, mas podem consumir aves, pequenos mamíferos, répteis e raramente invertebrados. Sua gestação ocorre geralmente uma vez por ano, nascendo de um a cinco filhotes; a área de vida da espécie pode variar

⁴ Existe uma referência à ocorrência de antas na Serra dos Órgãos para o início da década de 1970. Foi avistado um exemplar adulto, nas imediações da Pedra da Baleia, na travessia Petrópolis-Teserópolis. Nesta época era relativamente frequente o avistamento de fezes das mesmas em moitas de capim-de-anta (*Cortaderia modesta*). Comunicação pessoal do Dr. Rogério Ribeiro de Oliveira.

de 2 km a 32 km de rio. Essa espécie habita diversos tipos de rios, córregos, lagos, várzeas de rios e florestas inundadas na época de cheias (ICMBio, 2018).

A ariranha foi extinta em todo o bioma Mata Atlântica (Macedo, 2017; ICMBio, 2018), as possíveis causas da extinção foi agravada pela caça excessiva, principalmente para comercialização da sua pele e roubo de filhotes para serem animais de estimação, e morte direta desses animais por pescadores, pois a presença da ariranha diminuiu a disponibilidade de peixes na região; a perda dos habitats pela poluição, seca agravada pelas mudanças climáticas e assoreamento dos rios; consequentemente a diminuição e possível desaparecimento das populações de suas principais presas, os peixes, intensificado pela superexploração da pesca nos rios e lagos (ICMBio, 2018).

Muito possivelmente a ariranha desapareceu primeiramente no Rio Paraíba do Sul, em função de seu histórico comprometimento com as alterações ambientais. Estas começaram no início do século XIX, com as plantações de café. Por não haver cuidado com o sistema de plantio utilizado, o montante de erosão atingiu cifras alarmantes, sendo inclusive considerado o evento que marcou a entrada do Antropoceno no sudeste brasileiro (Lazos-Ruiz *et al.*, 2018). É bastante possível que o grau de assoreamento e eutrofização de suas águas tenham influenciado negativamente na ocorrência da espécie neste principal rio do estado.

A espécie *Alouatta caraya*, bugio-preto, foi a única espécie registrada no Rio de Janeiro que não foi considerada nesse trabalho, pois só obteve um relato no estado por Gonçalves *et al.*, (2016), e as espécies apresentadas nesse artigo se tratavam de mamíferos internados na Clínica de Recuperação de Animais Silvestres de Vargem Pequena (CRAS-UNESA), sem o registro do local de resgate.

Estudos sobre as funções ecológicas de grandes vertebrados neotropicais situam-se em três categorias: herbívora e predação de sementes, dispersão de sementes e predação (Redford, 1992). A ausência de grandes herbívoros e predadores/dispersores de sementes, como a anta e o veado-catingueiro, podem causar mudanças na paisagem e composição da vegetação, por exemplo, o crescimento de ervas e mudas, pilhas de frutos e sementes podres. Com a ausência de grandes dispersores de sementes, muitas espécies podem sofrer drásticas alterações, impactando a população de árvores locais, com o baixo sucesso reprodutivo, e até causar a extinção de algumas espécies, principalmente às espécies que possuem dispersores restritos e as que necessitam da passagem pelo trato digestivo do animal para fertilizar as sementes, levando à perda da biodiversidade (Redford, 1992).

O papel dos predadores nos ecossistemas é muito importante para o controle populacional da fauna de vertebrados e invertebrados, como a onça-pintada, ariranha, tamanduá-bandeira e o tatu-canastra, causando a proliferação dos animais e o desequilíbrio na cadeia trófica (Redford, 1992). Essas são algumas das consequências causadas pela defaunação nas florestas, entre outras que não foram estudadas, gerando danos aos ecossistemas.

As áreas de proteção são essenciais para a preservação da boa qualidade dos habitats, conservando a biodiversidade local, principalmente no bioma Mata Atlântica que tem uma longa história de desmatamento (Ribeiro *et al.*, 2009). Uma estratégia importante para a conservação seria identificar áreas preservadas onde estão faltando os principais processos ecológicos, baseados nas espécies ecologicamente extintas ou desaparecidas na região, para reestabelecer o equilíbrio do ecossistema (Jorge *et al.*, 2013). A conservação das espécies em áreas protegidas minimiza a chance das espécies se extinguirem localmente.

O projeto Refauna⁵ atua na Mata Atlântica fluminense desde 2010, com o objetivo de recolonizar as florestas vazias com a fauna que habitava no local. Ele está associado a três laboratórios de pesquisa, o Laboratório de Ecologia e Conservação de Populações da UFRJ (LECP), Laboratório de

⁵ Disponível em: <https://refauna.com.br/>. Acesso em: 27 mar. 2020.

Ecologia e Conservação de Florestas da UFRRJ (LECF), Laboratório de Ecologia e Manejo de Animais Silvestres do IFRJ (Lemas). O projeto teve sucesso na reintrodução de cutias (*Dasyprocta leporina*) no PN da Tijuca; um grupo de bugios (*Alouatta guariba*) também foi reintroduzido na mesma unidade de conservação e está sendo monitorado. Em dezembro de 2017, o projeto Refauna reintroduziu três indivíduos de antas (*Tapirus terrestris*) na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), que estão em monitoramento (Marigo, 2018). Outras reintroduções estão sendo pesquisadas, trata-se de um projeto muito importante para a floresta retomar seus processos biológicos naturais.

CONCLUSÃO

A história ecológica do estado do Rio de Janeiro permitiu a compreensão da sua devastação pelas ações antrópicas, causadas principalmente pelos europeus. Esses impactos foram observados nos remanescentes florestais restantes, levando à extinção de mamíferos de grande porte no estado e à redução populacional de várias espécies. Todas as espécies possuem um papel importante no ecossistema, às funções ecológicas, a perda da biodiversidade traz consequências diversas e não mensuráveis. Os seres humanos precisam compreender esse fato e mitigar suas ações, pois o futuro do meio ambiente está em risco, e uma floresta defaunada – vazia, sem dispersores de sementes –, está condenada à morte.

A conservação, principalmente das espécies ameaçadas no estado do Rio de Janeiro, é essencial para evitar futuras extinções. Porém, é necessário o melhoramento da fiscalização nas áreas de proteção ambiental, para evitar os impactos causados pelo o homem, como a caça, queimadas, desmatamentos e introdução de espécies domésticas. Projetos como o Refauna são de extrema importância para recuperação dos processos ecológicos perdidos nas florestas, que ocasionarão o equilíbrio do ecossistema local.

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, H. G.; MARTINS, P. F.; PESSÔA, S. F.; MODESTO, T. C.; LUZ, J. L.; RAÍCES, D. S. L.; ARDENTE, N. C.; LESSA, I. C. M.; ATTÍAS, N.; JORDÃO-NOGUEIRA, T.; ENRICI, M. C.; BERGALLO, H. G. Mammals of a forest fragment in Cambuci municipality, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 6, p. 1505-1509, 2013.
- ARAUJO, B. B. A.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; FERNANDEZ, F. A. S. Bigger kill than chill: The uneven roles of humans and climate on late Quaternary megafaunal extinctions. **Quaternary International**, v. 431, p. 216-222, 2017.
- ARAÚJO, R. M.; SOUZA, M. B.; RUIZ-MIRANDA, C. R. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 98, n. 3, p. 391-396, 2008.
- AXIMOFF, I.; CRONEMBERGER, C.; PEREIRA, F. A. Amostragem de longa duração por armadilhas fotográficas dos mamíferos terrestres em dois Parques Nacionais no Estado do Rio de Janeiro. **Oecologia Australis**, v. 19, n. 1, p. 215-231, 2015.
- BARNOSKY, A. D.; MATZKE, N.; TOMIYA, S.; WOGAN, G. O. U.; SWARTZ, B.; QUENTAL, T. B.; MARSHALL, C.; MCGUIRE, J. L.; LINDSEY, E. L.; MAGUIRE, K. C.; MERSEY, B.; FERRER, E. A. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? **Nature**, v. 471, p. 51-57, 2011.
- BEISIEGEL, B. M.; SANA, D. A.; MORAES JR., E. A. The jaguar in the Atlantic forest. **CATnews**, n. 7, p. 14-18, 2012.

- BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D.; SLUYS, M. V.; ALVES, M. A. S. **A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: EdUERJ, 2000.
- BERGALLO, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; ROCHA, C. F. D.; UZÊDA, M. C.; COSTA, M. B.; ALVES, M. A. S.; SLUYS, M. V.; SANTOS, M. A.; COSTA, T. C. C.; COZZOLINO, A. C. R. **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro**. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, 2009.
- BOFFY, A. C. M.; NOVAES, R. L. M.; MELLO, G. S.; SANT'ANNA, C. Registro da Preguiça-de-Coleira *Bradypus torquatus* (Pilosa, Bradypodidae) em três localidades do Estado do Rio de Janeiro: Nova Friburgo, Cachoeiras de Macacu e Teresópolis. **Edentata**, v. 11, n. 1, p. 78-80, 2010.
- BOGONI, J. A.; PIRES, J. S. R.; GRAIPEL, M. E.; PERONI, N.; PERES, C. A. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large- bodied mammal fauna? **PLoS ONE**, v. 13, n. 9, p. 1-23, 2018.
- BRITO, D.; FERNANDEZ, F. A. S. Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. **Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, v. 52, n. 3, p. 161-170, 2000.
- CARVALHO, I. D.; OLIVEIRA, R.; PIRES, A. S. Medium and large-sized mammals of the Reserva Ecológica de Guapiaçú, Cachoeiras de Macacu, RJ. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 3, p. 1-9, 2014.
- CHIARELLO, A. G. Influência da caça ilegal sobre os mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 11/12, p. 229-247, 2000.
- CORRÊA, A. M. **O Sertão Carioca**. 2. ed. Rio de Janeiro: Contra Capa, 2017.
- CULLEN, L.; VALLADARES-PÁDUA, C. Métodos para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza. In: VALLADARES-PÁDUA, C.; BODMER, R.; CULLEN, L. (Org.). **Manejo e conservação da vida selvagem no Brasil**. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá, 1997.
- CULLEN JR., L.; BODMER, R. E.; PÁDUA, C. V. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation**, v. 95, n. 1, p. 49-56, 2000.
- CUNHA, A. A.; RAJÃO, H. Mamíferos terrestres e aves da Terra Indígena Sapukai (Aldeia Guarani do Bracuí), Angra dos Reis, RJ, Brasil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 21, p. 19-34, 2007.
- DEAN, W. **A ferro e fogo : a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 1. ed. Sao Paulo: Companhia das Letras, 1996.
- DELICIELLOS, A. C.; NOVAES, R. L. M.; LOGUERCIO, M. F. C.; GEISE, L.; SANTORI, R. T.; SOUZA, R. F.; PAPI, B. S.; RAÍCES, D.; VIEIRA, N. R.; FELIX, S.; DETOGNE, N.; SILVA, C. C. S.; BERGALLO, H. G.; ROCHA-BARBOSA, O. Mammals of Serra da Bocaina National Park, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Check List**, v. 8, n. 4, p. 675-692, 2012.
- DRUMMOND, J. A. **Devastação e Preservação Ambiental no Rio de Janeiro**. 1. ed. Niterói: EDUFF, 1997.
- DUARTE, J. M. B.; VOGLIOTTI, A.; ZANETTI, E. S.; OLIVEIRA, M. L.; TIEPOLO, L. M.; RODRIGUES, L. F.; ALMEIDA, L. B. Avaliação do risco de extinção do veado-

catingueiro *Mazama gouazoubira* G. Fischer [von Waldhein], 1814, no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 3, p. 50-58, 2012.

EMMONS, L. H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. University of Chicago Press, 1990.

FERNANDEZ, F. A. S. **O poema imperfeito: crônicas de Biologia, conservação da natureza, e seus heróis**. 3. ed. Curitiba: Editora Universidade Federal do Paraná, 2011.

FERNANDEZ, F. A. S. Human Dispersal and Late Quaternary Megafaunal Extinctions: the Role of the Americas in the Global Puzzle. *In*: UNESCO. **Human Origin Sites and the World Heritage Convention in the Americas**. México: Unesco, v. 2, 2015. p. 56-67.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: Período 1995-2000**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2002. Relatório Técnico.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Período 2017-2018**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2019. Relatório Técnico.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica / Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005.

GALETTI, M.; DIRZO, R. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. **Biological Conservation**, v. 163, p. 1-6, 2013.

GARCIA, R. C. M.; CALDERÓN, N.; FERREIRA, F. Consolidação de diretrizes internacionais de manejo de populações caninas em áreas urbanas e proposta de indicadores para seu gerenciamento. **Revista Panamericana de Salud Publica**, v. 32, n. 2, p. 140-144, 2012.

GONÇALVES, J. A.; ALMEIDA, V. L.; RIBEIRO, D. G. A.; SOBRINHO, R. F. G.; MILLIOLE, R. R.; PIRES, J. R.; SOARES, M. A. Mamíferos silvestres resgatados na zona oeste do Rio de Janeiro – RJ. **Novo Enfoque: Caderno de Saúde e Meio Ambiente**, v. 21, p. 20-27, 2016.

GRAIPEL, M. E.; CHEREM, J. J.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CARMIGNOTTO, A. P. Mamíferos da Mata Atlântica. *In*: MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CONTE, C. E. (Eds.). **Revisões em Zoologia: Mata Atlântica**. Curitiba: UFPR, 2017. p. 391-482.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE - Diretoria de Geociências, 2012. Manuais Técnicos de Geociências, 1.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/panorama>. Acesso em: 22 jun. 2019.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Itatiaia: Volume I**. Brasília: ICMBio/MMA, 2013. Relatório Técnico.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos. *In*: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1. ed. Brasília: ICMBio/MMA, 2018.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 30 out. 2019.

JORGE, M. L. S. P.; GALETTI, M.; RIBEIRO, M. C.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49-57, 2013.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology and Environment**, v. 24, n. 12, p. 659-669, 2009.

LAZOS-RUIZ, A. E.; NETTO, A. L. C.; DANTAS, M. E.; OLIVEIRA, R. R. Cenários do passado no Vale do Rio Paraíba do Sul e a entrada do Antropoceno no Sudeste brasileiro. In: OLIVEIRA, R. R.; LAZOS-RUIZ, A. E. R. (Org.). **Geografia Histórica do café no Rio Paraíba do Sul**. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora PUC-Rio, 2018, v. 1, p. 61-81.

MACEDO, L. **What are we missing? Historical population loss and landscape use by mammals in the Brazilian Atlantic Forest**. 2017. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

MARIGO, V. Vida nova na Mata Atlântica: Projeto Refauna traz antas de volta às florestas fluminenses, onde estava praticamente extintas. **Senac Ambiental**, n. 11, p. 54-61, 2018.

MODESTO, T. C.; PESSÔA, F. S.; ENRICI, M. C.; ATTÍAS, N.; JORDÃO-NOGUEIRA, T.; COSTA, L. M.; ALBUQUERQUE, H. G.; BERGALLO, H. G. Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 4, p. 153-159, 2008a.

MODESTO, T. C.; PESSÔA, F. S.; JORDÃO-NOGUEIRA, T.; ENRICI, M. C.; COSTA, L. M.; ATTÍAS, N.; ALMEIDA, J.; RAÍCES, D. S. L.; ALBUQUERQUE, H. G.; PEREIRA, B. C.; ESBÉRARD, C. E. L.; BERGALLO, H. G. Mammals, Serra da Concórdia, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Check List**, v. 4, n. 3, p. 341-348, 2008b.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Hotspots de biodiversidade para as prioridades de conservação. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

NOVACEK, M. J. **The Biodiversity Crisis: Losing What Counts**. New York: The New Press, 2001.

OLIVEIRA, R. Environmental history, traditional populations, and paleo-territories in the Brazilian Atlantic coastal forest. **Global Environment**, v. 1, p. 176-191, 2008.

OLIVEIRA, R.; FRAGA, J.; HICKIE, M. Environmental History, Forests, and Landscape Uses in Rio de Janeiro State. In: NEHREN, U.; Schlüter, S.; Raedig, C.; Sattler, D.; Hissa, H. (Eds.). **Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2019. p. 11-22.

OLIVEIRA, R.R.; PATZLAFF, R. G.; SHEEL-YBERT, R. A floresta como esconderijo: arqueologia da paisagem na Mata Atlântica do Rio de Janeiro. **Revista Mosaico**, Goiânia, v. 13, p. 61-82, 2019.

PÁDUA, J. A. **Um sopro de destruição : pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista, 1786-1888**. 2. ed. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 2004.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; HERRMANN, G.; AGUIAR, L. M. S.; CHIARELLO, A. G.; LEITE, Y. L. R.; COSTA, L. P.; SICILIANO, S.; KIERULFF, M. C. M.; MENDES, S. L.; TAVARES, V. C.; MITTERMEIER, R. A.; PATTON, J. L. **Lista Anotada dos**

- Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals.** 2. ed. Arlington: Conservation International, 2012.
- PEREIRA, B. C.; FERREGUETTI, A. C.; BERGALLO, H. G. Factors affecting mammalian encounter rates in transect surveys: A case study in Ilha Grande State Park, State of Rio de Janeiro, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 4, p. 422-430, 2017.
- PESSÔA, F. S.; MODESTO, T. C.; ALBUQUERQUE, H. G.; ATTÍAS, N.; BERGALLO, H. G. Non-volant mammals, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Rio das Pedras, municipality of Mangaratiba, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Check List**, v. 5, n. 3, p. 577-586, 2009.
- PESSÔA, L. M.; TAVARES, W. C.; GONÇALVES, P. R. Mamíferos das restingas do macrocompartimento litorâneo da bacia de Campos, Rio de Janeiro. *In*: PESSÔA, L. M.; TAVARES, W. C.; SICILIANO, S. (Eds.). **Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 2010. p. 95-125.
- RANGEL, C. H.; NEIVA, C. H. M. B. Predação de vertebrados por cães *Canis lupus familiaris* (Mammalia: Carnivora) no Jardim Botânico do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 3, n. 2, p. 261-269, 2013.
- REDFORD, K. H. The Empty Forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412-422, 1992.
- REIS, N. R.; FREGONEZI, M. N.; PERACCHI, A. L.; SHIBATA, O. A.; SARTORI, E. R.; ROSSANEIS, B. K.; SANTOS, V. R.; FERRACIOLI, P. (Org.). **Mamíferos terrestres de médio e grande porte da Mata Atlântica: guia de campo**. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2014.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.
- ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; POMBAL JR., J. P.; GEISE, L.; SLUYS, M. V.; FERNANDES, R.; CARAMASCHI, U. Fauna de anfíbios, répteis e mamíferos do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Publicações Avulsas do Museu Nacional**, v. 104, p. 3-23, 2004.
- SCHEEL-YBERT, R. Vegetation stability in the Southeastern Brazilian coastal area from 5500 to 1400 ¹⁴C yr BP deduced from charcoal analysis. **Review of Palaeobotany and Palynology**, v. 110, n. 1-2, p. 111-138, 2000.
- SILVA, W. L.; DEREZYNSKI, C. P. Caracterização climatológica e tendências observadas em extremos climáticos no estado do Rio de Janeiro. **Anuario do Instituto de Geociências**, v. 37, n. 2, p. 123-138, 2014.
- SRBEK-ARAUJO, A. C.; SCOSS, L. M.; HIRSCH, A.; CHIARELLO, A. G. Records of the giant-armadillo *Priodontes maximus* (Cingulata: Dasypodidae) in the Atlantic Forest: are Minas Gerais and Espírito Santo the last strongholds of the species? **Zoologia**, Curitiba, v. 26, n. 3, p. 461-468, 2009.
- TRAVASSOS, L.; CARVALHO, I. D.; PIRES, A. S.; GONÇALVES, S. N.; OLIVEIRA, P. M.; SARAIVA, A.; FERNANDEZ, F. A. S. Living and lost mammals of Rio de Janeiro's largest biological reserve: an updated species list of Tinguá. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, p. 1-12, 2018.
- VAZ, S. M. Mamíferos coletados em Pedra Branca, município de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 1164-1169, 2005.

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

EVIDÊNCIAS PARASITOLÓGICAS EM PARQUES E BOSQUES DE CURITIBA, PARANÁ

PARASITOLOGICAL EVIDENCE IN PARKS AND WOODS IN CURITIBA, PARANÁ STATE

Anna Carolina BenattoLucca, Biomedicina, Universidade Positivo, e-mail: a_benato@hotmail.com

Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Biomedicina, Universidade Positivo, e-mail: emily_carolayne@hotmail.com

Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Setor Litoral; e-mail: edinaoli@yahoo.com.br

Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Biomedicina, Universidade Positivo, e-mail: camilanunesribeiro@gmail.com

RESUMO

O estudo objetivou avaliar a presença, distribuição de abundância, riqueza e frequências de ocorrência de evidências parasitológicas em Equipamentos e nos solos dos 10 parques e 10 bosques mais visitados de Curitiba/2018. Dois Métodos foram selecionados: Método de Graham aplicado aos Equipamentos e Método de Hoffman Pons e Janer (HPJ) aplicado em amostra de solo das trilhas. Para o Método de Graham foram extraídas 5 réplicas totalizando 100 lâminas, no Método de HPJ foram extraídas cerca de 10 gramas, em laboratório confeccionadas 3 lâminas totalizando 60 amostras. Os resultados indicaram 100% de positividade em todos os parques e bosques para ambas as metodologias. A abundância total foi de N=300 evidências (N=183 HPJ - frequência relativa 61% e N=117 Graham frequência relativa 39%). A riqueza total foi de S=22 evidências (Método de Graham S=14 e HPJ S=15). O ambiente com maior registro de evidências foi o Bosque do Alemão (104 registros), enquanto que a maior riqueza ocorreu no Bosque Irmã Clementina (12 evidências diferentes). Ovos de *Enterobius* registraram a maior frequência absoluta, ocorrendo em quatorze dos ambientes em estudo, outras sete tiveram registro raro. Alertamos que os achados destacam a necessidade de atenção à higiene pela população. A ausência de barreiras, facilidades de acesso e disponibilidade de espaços favorece a busca de muitos por estes ambientes. Contudo, os mesmos podem representar ameaças a qualidade de vida. Sugerem-se campanhas de informação e divulgação de modo a mitigar que zoonoses possam comprometer quem busca o lazer.

Palavras-chave: Equipamentos, Hoffman Pons e Janer, Método de Graham, Parasitoses, Solo.

ABSTRACT:

The present study aimed to evaluate the presence, distribution of the abundance, richness and relative frequency of occurrence parasitological evidence in equipment and soil of 10 parks and 10 woods most visited woods of Curitiba/2018. Two Methods were selected: Graham Method applied equipment and Hofman Pons and Janer Method applied in soil sample the tracks. For the Graham Method were extracted 5 replicates totaling 100 slides, in the Method of HPJ was extracted a sample, about 10 grams, in laboratory made 3 slides totaling 60 samples. The positivity was recorded 100% in all parks and forests for both Methodologies. The total abundance was 300 evidences (171 HPJ – relative frequencies 61% and 116 Graham relative frequencies 39%). The richness in Graham's Method was 14 evidences, while HPJ had a richness of 15 evidences. The

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

environment with the highest record of evidence was Bosque do Alemão (104 records), while the greatest richness occurred in Bosque IrmãClementina (12 different evidences). *Enterobius* eggs were the most frequent evidence, recorded in fourteen of the environments under study, while seven others had a rare record, occurring in only one of the environments under study. We warned that the findings suggest the need for attention to hygiene by the population. The absence of barriers, access and availability of spaces encourages the search for many in these environments. However, they may represent threats to quality of life. Suggest-if information campaigns and dissemination in order to mitigate that zoonosis may compromise those seeking leisure.

Keywords: Equipments, Hoffman Pons and Janer, Graham Method, Parasites, Soil.

INTRODUÇÃO

O Parasitismo se caracteriza como uma associação entre seres vivos de diferentes espécies, na qual ocorre unilateralidade de benefícios. Neste sentido, o parasito é considerado agente agressor e o hospedeiro acaba sendo prejudicado pelas agressões (Neves et al., 2005). As parasitoses intestinais são doenças comuns reconhecidas como problemáticas para a saúde pública. Estas apresentam elevadas taxas de contaminação (cerca de 3,5 milhões de pessoas no mundo), principalmente entre crianças (Belo et al., 2012).

Além disso, tende a ocorrer alta incidência em ambientes socioeconomicamente desfavorecidos e em particular nos países subdesenvolvidos, relacionadas à falta de saneamento básico, instalações sanitárias inadequadas, higiene escassa, carência de informação da população sobre medidas profiláticas e preventivas, que estão entre os grandes aliados para a contaminação. Em muitos casos, lugares aparentemente limpos, também são propensos e suscetíveis à dispersão de estruturas parasitárias, como exemplo lugares públicos frequentados por parcelas expressivas da população para lazer (Andrade et al., 2010).

Rey (2008) destacou que o aumento de infecções parasitárias é decorrente da aproximação que o indivíduo possui com a fonte de contaminação, entrando em contato diretamente ou indiretamente com cistos, oocistos, ovos e larvas. A presença destas estruturas parasitárias em locais e elementos públicos confirma o relevante papel que as mesmas desencadeiam no estabelecimento de parasitoses. Este fato, facilita o desenvolvimento de doenças, em vários níveis de gravidade, ocasionando os problemas de saúde pública (Valadares; Fonseca; Welter, 2014).

Existem várias formas de transmissão destas doenças Santos et al. (2017), destacam que espaços públicos podem ser ocupados por animais contaminados, os quais podem transmitir algumas parasitoses, enquadradas como zoonoses. A presença de fezes destes animais nestes espaços, amplia as potencialidades de contato dos seres humanos com estas estruturas. Além disso, podem ocorrer a transmissão horizontal (pessoa a pessoa) de forma não hereditária, quando estruturar contaminantes estão presentes no ambiente (Zélé et al., 2018).

A contaminação dos hospedeiros pelo meio ambiente foi objeto de pesquisas, que registraram amostras positivas para parasitas em solos de diferentes áreas de lazer. Entre os fatores que contribuem expressivamente para a manutenção dos registros estatísticos elevados, no desenvolvimento dos parasitas e transmissão aos hospedeiros, se destacam as condições climáticas, temperatura, umidade, radiação solar, chuva e o vento (Corrêa & Moreira, 1995/1996; D'Agosto et al., 2000; Neves et al., 2005; Souza; Mamede-Nascimento; Santos, 2007; Mello; Mucci; Cutolo, 2011; Vargas et al., 2013; Ojha et al., 2014; Prestes et al., 2015; Santos et al., 2017).

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

Os estudos ainda ressaltam que as parasitoses acarretam desequilíbrios aos hospedeiros, independentemente da idade, nutrição e estado imunológico. Desta forma, o solo exerce papel fundamental para os parasitas, se comportando como um hospedeiro intermediário, oferecendo proteção para os estágios infectantes e boas condições para a manutenção destes organismos por longos intervalos de tempo (Vinha, 1965).

Insetos entre outros animais podem participar como vetores, auxiliando nos processos de propagação e manutenção dos parasitas no ambiente. É comum no período chuvoso aliados as temperaturas mais elevadas ocorrer um aumento de registros positivos. A chuva auxilia na disseminação das formas infectantes dos parasitas, ao lavar o solo, contendo fezes, espalhando-as pelo meio e possibilitando que contaminantes cheguem a distâncias expressivas da fonte de origem. Além disso, a temperatura é um fator desencadeador de mecanismos biológicos que induzem a maturação, liberação dos estágios infecciosos de diferentes espécies de parasitos (Mello; Mucci; Cutolo, 2011).

Curitiba é a capital do Estado do Paraná, localizada a 934 metros de altitude no primeiro planalto paranaense, ocupando uma área de 435.036 km². Essa metrópole tem cerca de 1,765 milhões de habitantes que se distribuem por 75 bairros, muitos destes apresentam uma ampla área estabelecida como parques e bosques. Estes espaços são procurados por uma parcela expressiva da população, que objetiva diariamente frequentar espaços abertos, no intuito de melhorar a qualidade de vida, de forma a descansar, praticar atividades físicas, ou mesmo simplesmente passear, entre outras atividades que compõem o lazer.

Para estimular a população a frequentar tais locais, dando melhores condições aos usuários, a Prefeitura de Curitiba disponibiliza estrutura e equipamentos como sanitários, churrasqueiras, quadras de esporte, vestiários, equipamentos de ginástica, parquinhos para diversão infantil, bancos, recipientes para descarte dos resíduos, mirante, entre outros, sempre no intuito de atender ao público de forma satisfatória.

Dados do Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC, 2018), apontam que a localidade possui um total de 28 parques e 16 bosques. Dentre estes, os dez parques mais frequentados (por ordem) são: Parque Barigui, Parque São Lourenço, Parque Bacacheri, Parque Atuba, Passeio Público, Parque Tanguá, Parque Tingui, Parque das Pedreiras, Parque Cambuí, Parque Iguaçu, Bosque Papa João Paulo II; e os dez bosques mais frequentados (por ordem) são: Bosque Reinhard Maack, Bosque Zaninelli-Unilivre, Bosque da Fazendinha, Bosque Alemão, Bosque Gutierrez, Bosque Irmã Clementina, Bosque de Portugal, Bosque Capão da Imbuia e Bosque Pilarzinho.

Apesar do amplo uso destes espaços e da possibilidade dos mesmos atuarem como ambientes potenciais à transmissão de parasitoses, são raras as pesquisas sobre parasitoses na localidade. Sendo apenas dois registros: Leite et al. (2004) os quais analisaram endoparasitas, pelo Método de Willis em amostras de fezes de cães, cujos donos são estudantes universitários e Montanher; Coradin; Fontoura (2007) que estudaram amostras de alface procedentes de restaurantes self-service por quilo, pelo Método HPJ.

Consequentemente, emerge a necessidade do reconhecimento da presença de evidências parasitológicas nesses locais. Na crença, de que o entendimento desta problemática, trará relevantes subsídios para reconhecer o comportamento de zoonoses na localidade. Estudos com este enfoque podem contribuir ainda como instrumento de alerta à população, que frequenta as áreas públicas de lazer.

OBJETIVOS

O presente estudo objetiva analisar amostras provenientes de equipamentos e de solo oriundos de parques e bosques de Curitiba/PR, a fim de avaliar a presença de evidências parasitológicas. Almeja-se determinar a distribuição de abundâncias, frequência relativas e riquezas. Além disso, os registros positivos serão avaliados em termos de gênero do parasito, distribuição de frequência absoluta e frequência de ocorrência. Para que se possa discutir os riscos que tais evidências podem trazer a qualidade de vida da população.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas no período de abril a julho de 2018, sempre no período vespertino, quando o clima se apresenta quente e úmido, todavia, sem chuvas. O dia para a coleta das amostras foi sempre nos finais de semana, quando o fluxo populacional é mais expressivo. A pesquisa tomou como critério de seleção para estudo vinte locais (dez Parques e dez Bosques), os mais frequentados pela população, conforme registros do IPPUC (2018). Sendo estes parques e praças locais amplos não houve um critério específico para determinar exatamente o local de retirada da amostra.

Em cada um destes foram aplicadas duas metodologias de amostragens. A primeira o Método de Graham (Rey, 2008) tomando como ambientes de referência para coleta das amostras os equipamentos de lazer, utilizados pela população para prática desportiva ou brincadeiras infantis. Nesse caso, foram extraídas de cada local cinco amostras, totalizando 100 amostras. Cada amostra foi no laboratório, examinada em microscopia óptica com lente objetiva de 10x e 40x, sendo vistoriada em toda sua extensão por dois pesquisadores.

A segunda amostragens de solo, tomou como referência os estudos de Mello; Mucci; Cutolo, (2011). Desta forma, foram colhidas amostras de solo em trilhas utilizadas para deslocamentos da população.

Em cada ambiente, com o auxílio de uma escova e um anteparo de metal, cerca de 10g de solo superficial foram colhidos. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos estéreis, armazenados e transportados em caixa refrigerada até o laboratório.

No laboratório, as amostras de solo foram submetidas ao Método de Sedimentação Espontânea Hoffman Pons e Janer; 1934 (HPJ), conforme orientações de Rey (2008). O intervalo mínimo de 24 horas foi aplicado para o processo de sedimentação espontânea. A seguir foram compostas 3 lâminas para cada ambiente, com a adição de 1 gota de Lugol, totalizando 60 lâminas. Estas foram observadas sob microscópio óptico em objetiva de 10x e 40x, sendo vistoriada em toda sua extensão por dois pesquisadores.

A análise interpretativa foi realizada num contexto de duas etapas tomando como referências dimensões qualitativas e quantitativas para o total de amostras e em ambos os Métodos de avaliação. A primeira considerou a distribuição de abundâncias, frequências relativas e riqueza dos registros positivos. A segunda avaliou os gêneros de cada evidência e sua respectiva distribuição de frequência absoluta e frequência de ocorrência para cada ambiente de estudo.

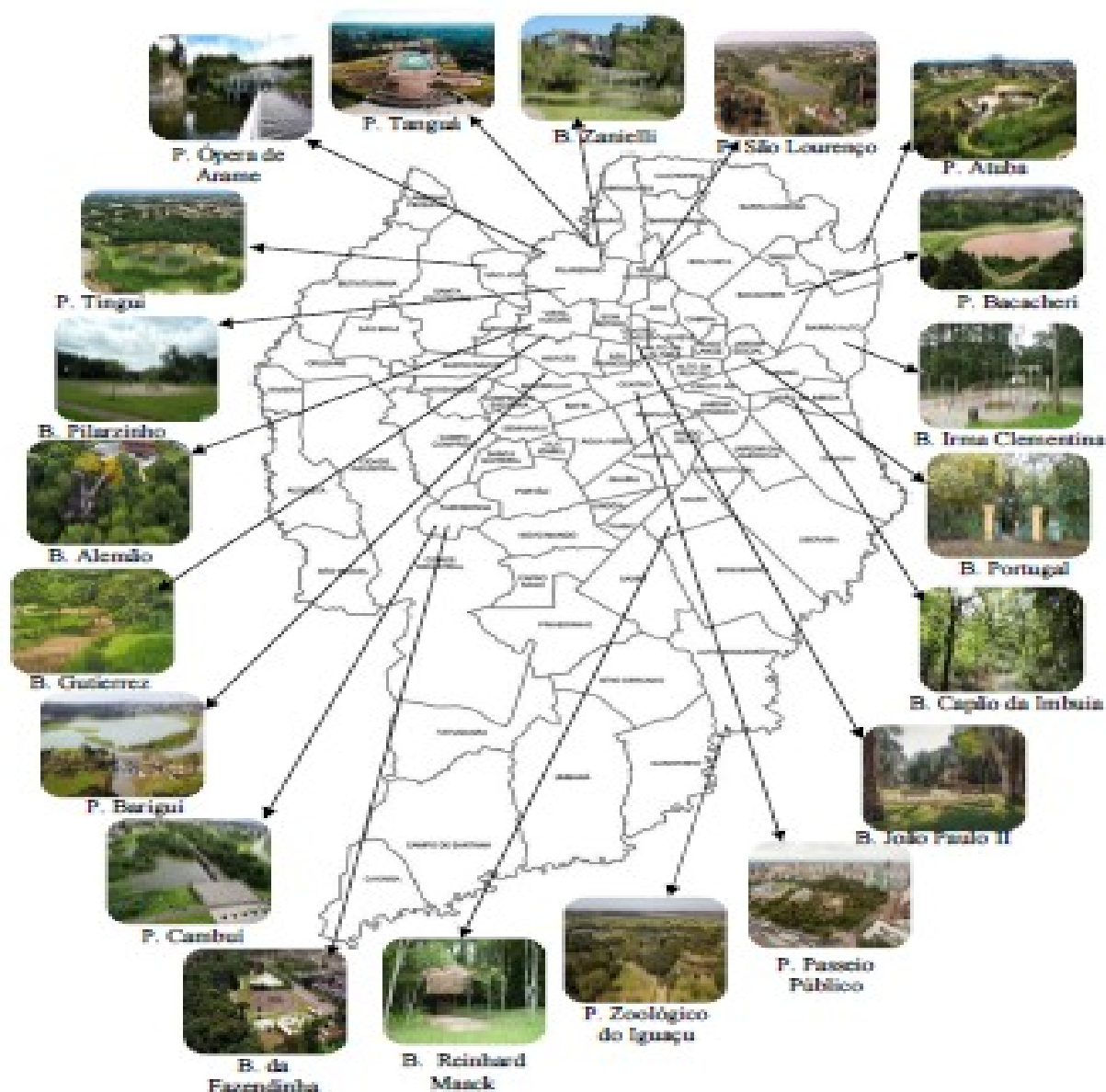
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

A Figura 1 apresenta o mapa da cidade de Curitiba, destacando a distribuição espacial dos ambientes de estudo na presente pesquisa. A seleção destes ambientes para o estudo tomou como critério de referência os mais frequentados. Deste modo, foi verificado que a maior parte destes se concentra numa área com baixa proximidade. Acredita-se que as facilidades de acesso, inclusive por meio das linhas de transporte coletivo possibilita que a população concentre sua opção de lazer nestes ambientes.

Na primeira etapa dos resultados, foi verificado para todos os ambientes em estudo houve o registro de pelo menos uma evidência parasitológica (100% de prevalência), para ambas as técnicas em aplicação, com um total de N=300 amostras positivas.

Figura 1 - Mapa de Curitiba/2018 e registros fotográficos dos ambientes de estudo. Fonte: Adaptado de Prefeitura Municipal de Curitiba. Elaborado pelas autoras.



Na análise comparativa entre os dois Métodos N=117(frequência relativa 39%) foram registrados pelo Método de Graham e N=183(frequência relativa 61%) pelo Método HPJ. A Tabela 1 apresenta a distribuição de abundâncias, frequências relativas e riquezas destes registros em cada um dos ambientes em estudo, para ambas as técnicas de abordagem. Os ambientes foram ordenados nesta

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

análise conforme os valores obtidos para as evidências parasitológicas, desde os que apresentaram valores mais expressivos para aqueles de menores valores.

A primeira etapa dos resultados apontou que as maiores abundâncias e frequências relativas total foram registradas no Bosque do Alemão N=67 registros positivos (frequência relativa 22,33%), Parque Barigui N=28 (frequência relativa 9,33%) e Bosque Irmã Clementina N=25 (frequência relativa 8,33%). Enquanto que os menores valores de abundância total foram registrados no Parque Ópera de Arame N=3 (frequência relativa 1,00%) e no Parque Tanguá N=4 (frequência relativa 1,33%). Os demais registros da abundância oscilam entre N=24 e N=5 e frequência relativa entre 8,00% e 1,67%.

Tabela 1. Distribuição de Abundâncias, Frequências Relativas e Riquezas de evidências parasitológicas em Bosques e Parques de Curitiba/2018.

	Abundância			Frequência Relativa			Riqueza		
	Método Graham	Método HPJ	Total	Método Graham	Método HPJ	Total	Método Graham	Método HPJ	Total
B. Alemão	2	65	67	1,71	35,52	22,33	6	2	7
P. Barigui	14	14	28	11,97	7,65	9,33	7	3	7
B. Irmã Clementina	9	16	25	7,69	8,74	8,33	9	5	12
B. Reinhard Maack	10	14	24	8,55	7,65	8,00	5	4	7
P. São Lourenço	7	12	19	5,98	6,56	6,33	3	4	5
P. Atuba	8	10	18	6,84	5,46	6,00	6	7	10
P. Tingui	7	11	18	5,98	6,01	6,00	5	5	8
B. Gutierrez	13	4	17	11,11	2,19	5,67	1	6	7
B. da Fazendinha	8	4	12	6,84	2,19	4,00	3	5	6
B. Zaninelli-Unilivre	7	4	11	5,98	2,19	3,67	4	4	6
B. Capão da Imbuia	8	1	9	6,84	0,55	3,00	1	5	6
P. Zoológico do Iguaçu	5	3	8	4,27	1,64	2,67	5	2	6
B. Pilarzinho	3	5	8	2,56	2,73	2,67	3	2	3
B. Papa João Paulo II	5	2	7	4,27	1,09	2,33	2	2	3
P. Bacacheri	2	4	6	1,71	2,19	2,00	1	3	4
P. Cambuí	3	3	6	2,56	1,64	2,00	1	2	3
B. de Portugal	2	3	5	1,71	1,64	1,67	2	1	3
P. Público	2	3	5	1,71	1,64	1,67	2	3	5
P. Tanguá	1	3	4	0,85	1,64	1,33	1	2	3
P. Ópera de Arame	1	2	3	0,85	1,09	1,00	1	2	3
Total	117	183	300	100	100	100			

Considerando o Método de Graham as maiores abundâncias foram registradas no Parque Barigui N=14 (frequência relativa 11,97%) e Bosque Gutierrez N=13 (frequência relativa 11,11%). Enquanto que as menores abundâncias ocorrem no Parque Tanguá e no Parque Ópera de Arame ambos com N=1 e frequência relativa 0,85%.

Para o Método HPJ as maiores abundâncias foram registradas no Bosque do Alemão N=65 (frequência relativa 35,52%) e Irmã Clementina N=16 (frequência relativa 8,74%). Enquanto que as menores abundâncias ocorrem no Bosque Capão da Imbuia N=1 (frequência relativa 0,55%) e no Parque Ópera de Arame com N=2 e frequência relativa 1,09%.

A positividade do registro de evidências, através dos achados com a aplicação do Método de Graham se inserem no intervalo entre os estudos de Valadares; Fonseca; Welter (2014) em superfícies em locais públicos, com positividade de 60% e Barcarol et al. (2012) em escolas de Cruz Alta (RS) com apenas 6,8% de positividade.

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

A positividade do registro de evidências, através dos achados com a aplicação do Método HPJ se aproximam dos estudos de Spósito & Viol (2012) que registraram 65,3% em amostras de areia e solo de Praças Públicas em Apucarana (PR). Além disso, são superiores aos achados de Ross et al. (2012) que verificaram 41,0% em amostras de solo e fezes de praças públicas.

Os resultados positivos obtidos aplicando as duas metodologias em estudo, aliados ao fato de que abordagens desta magnitude demandam um baixo custo, destacam o valor da aplicabilidade das mesmas em pesquisas com objetivos similares.

A riqueza total foi de S=22 evidências parasitológicas, entretanto, nenhum dos ambientes em estudo, ou metodologia de abordagem registrou esse valor total. Considerando os ambientes em estudo as maiores riquezas foram registradas no Bosque Irmã Clementina S=12 e no Parque do Atuba S=10. Enquanto que a menor riqueza foi equivalente a S=3 registrada em seis dos ambientes em estudo: bosques Pilarzinho, Papa João Paulo II, Portugal e parques Cambuí, Tanguá e Ópera de Arame. Os demais registros da Riqueza oscilam entre S=4 e S=8.

Para o Método de Graham as maiores riquezas ocorreram no Bosque Irma Clementina S=9 e Parque Barigui S=7. Enquanto que o menor valor S=1 foi registrado em seis ambientes: os bosques Gutierrez, Capão da Imbuia e os parques Bacacheri, Cambuí, Tanguá e Ópera de Arame. Com esta metodologia as demais riquezas oscilaram entre S=2 e S=6.

Para o Método de HPJ as maiores riquezas ocorreram no Parque do Atuba S=7 e Bosque Gutierrez S=6. Enquanto que o menor valor S=1 foi registrado no Parque Portugal. Os demais achados com esta metodologia oscilaram entre S=2 e S=5.

O valor da riqueza total registrado nesta pesquisa supera o valor S=10 dos estudos de Ross et al. (2011-2012) registrado aplicando os Métodos HPJ, Wills-Molay e Faust no solo de praças públicas em Cruz Alta (RS). Assim como S=5 verificado por Vargas et al (2013), aplicando o Método de Centrifugo Flutuação, em praças e parques de Porto Alegre (RS) e Spósito & Viol (2012) aplicando os Métodos HPJ, Faust e Baermann em praças de Apucarana (PR).

Na sequência procedeu-se a avaliação das frequências absolutas e as frequências de ocorrências de cada uma das evidências registradas para os ambientes de estudo. Nessa análise foram reunidos os registros obtidos em ambas as metodologias de abordagem. A Tabela 2 apresenta a distribuição de frequência absoluta de cada evidência registrada, sendo possível a partir da análise destes dados reconhecer as distribuições das respectivas frequências relativas e frequência de ocorrência.

As evidências registradas foram ovos, larvas, oocistos ou cistos de vinte e dois diferentes gêneros de parasitos. A maior frequência absoluta foi registrada para ovos de *Enterobius* com 104 registros (frequência relativa 34,67%), distribuídos em um total de quatorze dos ambientes em estudo (70% de frequência de ocorrência). Além disso, a maior parte destes achados foi registrada no Bosque do Alemão com 56 registros, perfazendo uma frequência relativa de 53,84% desta evidência.

Ovos de *Ascaris* ocupam a segunda posição em termos de frequência absoluta com 47 registros (frequência relativa 15,67%), distribuídos em quinze dos ambientes em estudo (75% de frequência de ocorrência). Esta evidência apresentou uma distribuição de achados nos ambientes que oscilaram entre 1 registro e 6 registros.

Os registros raros foram oocistos de *Isospora* e outros Coccídeos, ovos de *Echinococcus*, *Eurytrema* e *Trichuris* e as larvas de *Echinostoma* e *Strongyloides*. Cada um destes apresentou

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

apenas 1 registros (0,33% frequência relativa) e frequência de ocorrência equivalente a 5% entre os ambientes em estudo.

Os demais registros apresentaram frequênciasabsolutas que variaram entre 2 registros e 41 registros, respectivamente 0,67% e 13,67% de frequência relativa.

Tabela 2. Distribuição de Frequências Absoluta das diferentes evidências parasitológicas em Bosques e Parques de Curitiba/2018.

Evidencias	AMBIENTES DE ESTUDO																				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	Tt
Ov. <i>Enterobius</i>	56	8	2	9	8	6	1		2		1	1	4		2	3				1	104
Ov. <i>Ascaris</i>	4	4	4	6	5	3	3	3	3	2	2	2		3		2		1			47
La. Nematoda	1	8	3	5		3	2	7	2	2		1		3				1	2	1	41
Ov.Ancylostomidae	2	2	6	1	3	1	2	1	2	4	2	1	1		2						30
Ov. <i>Hymenolepsis</i>		2	3			1	1	1	2	1	2	1	1	1	1			1	1		19
Ov. <i>Toxocara</i>					1		4	2	1		2	1			1					1	13
La.Ancylostomidae	2		1	1	2	1	1														8
Ov. <i>Clonorchis</i>			2							1							3		1		7
Ov. <i>Taenia</i>		3	1										2			1					7
La. <i>Pulex</i>			1				1	1									1				4
Ci. <i>Giardia</i>							2	1													3
Ov. <i>Fasciola</i>			1							1								1			3
Acarina						1		1									1				3
Ov. <i>Capillaria</i>			1	1																	2
Ov. <i>Dipylidium</i>						1						1									2
Oc.Coccídios							1														1
Oc. <i>Isospora</i>						1															1
Ov. <i>Echinococcus</i>	1																				1
Ov. <i>Eurytrema</i>				1																	1
Ov. <i>Trichuris</i>	1																				1
La. <i>Echinostoma</i>		1																			1
La. <i>Strongyloides</i>																		1			1

Legenda: A) Bosque do Alemão, B) Parque Barigui, C) Bosque Irmã Clementina, D) Bosque Reinhard Maack, E) Parque São Lourenço, F) Parque Tingui, G) Parque do Atuba, H) Bosque Gutierrez, I) Bosque da Fazendinha, J) Bosque Zanielle-Unilivre, K) Bosque Capão da Imbuia, L) Zoológico Municipal do Parque Iguaçu, M) Bosque do Pilarzinho, N) Parque João Paulo II, O) Parque Bacacheri, P) Parque Cambuí, Q) Bosque Portugal, R) Passeio Público, S) Parque Tanguá, T) Parque Ópera de Arame, Ov) Ovo, La) Larva, Oc) Oocisto.

Pesquisas com o solo de ambientes públicos utilizando o Método HPJ com valores próximos aos aqui registrados, foram desenvolvidas por Pastório; Liberati; Leonardo (2009) com 53,8 % de registros positivos; Ross et al. (2011-2012) com 32%; Spósito&Viol (2012) 100% e Santos et al. (2017) 75%. Os principais parasitos destes estudos foram ovos de Ancilostomideos e *Toxocara*.

Adicionalmente, Vargas et al. (2013) buscaram relacionar a ocorrência de evidências parasitológicasno solo aos fatores ambientais. Os autores, destacamque temperaturas elevadas implicam num déficit para o desenvolvimento das fases evolutivas e inviabilizam as evidências parasitológicas. Desta forma, os registros deste estudo apresentavam uma queda da frequência relativa igualmente associada a baixa umidade.Esta análise, apontaque existe uma maior prevalência de parasitos em locais de baixa incidência solar, indicando que a radiação solar prejudica o desenvolvimento dos ovos, conduzindo os mesmos a um processo de dessecação.

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

Curitiba insere-se numa região de clima do tipo *Cfb* pela Classificação Climática de Köppen-Geiger, com quatro estações definidas, o mês mais frio tem média acima de 0°C ou -3 C, todos os meses apresentam temperatura média abaixo de 22°C e pelo menos quatro meses apresentam média acima de 10°C, além disso, não há diferença significativa no nível de precipitação entre as estações. Neste sentido, os registros obtidos na presente pesquisadestacamvalores expressivos de positividade para evidências parasitológicas nestes espaços públicos. As amostras de solo foram colhidas em trilhas, que apresentam árvoresao redor, o que dificulta a incidência solar, direta sobre o solo. Os resultados, destacam elevadas abundância em particular no Bosque do Alemão, bem como a riqueza registradas no Bosque Irmã Clementina.

A Tabela 3 apresenta uma análise holística dos achados aqui evidenciados e outras pesquisas com objetivos similares, desenvolvidas no território nacional. Além deste estudo, oitooutros foram registrados. Nestas pesquisasoMétodo de Graham foi utilizado por apenas outras duas, enquanto que o Método de HPJ foi aplicado em outras seis pesquisas. A riqueza S=22 de evidênciasé a mais elevada. Comparando com outros estudos os achados desta pesquisa se sobressaem.

Análises de Ross et al. (2011-2012) obtiveram um segundo valor de riqueza mais próximo 10 evidências. A positividade de 100% foi igualmente registrada por Spósito&Viol (2012), Vargas et al. (2013) e Krindges et al. (2017). Todavia os autores utilizaram outras metodologias para obter este valor. As evidências mais comuns entre os achados foram Ancilostomídeos (ovo ou larva) registrada em seis dos estudos, *Ascaris* registrada em cinco estudo, *Strongiloidese Toxocara* registradas em três estudos.

Os valores de abundância, riqueza e frequência de ocorrência das evidências parasitológicas aqui registradas permitem inferir, que há o risco de contaminação nestes ambientes de lazer, utilizados por parcelas expressivas da população de Curitiba. Alertamos ainda que entre os frequentadores destes ambientes se destaca a presença de crianças. O fato destas estaremmais propícias ao contato com brinquedos e outros equipamentos faz com que as mesmas sejam mais ameaçadas.

Mello, Mucci; Cutolo (2011) alertaram sobre a frequência de estruturas parasitárias em locais abertos, apontando que os valores elevados podem estar relacionados à disposição incorreta de resíduos. A deposição incorreta de fezes humanas a céu aberto e a presença de animais perambulantes infectados amplia as potencialidades de registro de estruturas parasitológicas nestes locais, visto que os mesmos têm facilidade de acesso e não apresentam barreira física. A presença de animais perambulantes, resíduos alimentares nos ambientes, alerta para questões de saúde pública, uma vez que algumas parasitoses são igualmente reconhecidas como zoonoses. Para mitigar este quadro Santos et al. (2017), apresentam o uso de álcool 70% para higienizar as mãos, a vermifugação das pessoas e dos animais, a vacinação dos animais e melhoria das condições de saneamento básico.

A opção de analisar ambientes com alta concentração de pessoas, e fácil acessibilidade, favorece a possibilidade de trânsito de animais. Provavelmente, este fato, contribuiu para as abundâncias e riquezas desta pesquisa. Ressaltamos que muitos dos que buscam os ambientes de estudo o fazem para desfrutar dos equipamentos, que permanecem a céu aberto, e não existe higienização destes, das mãos, calçados ou imediações. É possível que entre os frequentadores assíduos alguns apresentem algum tipo de parasito. Este fato aliado aos maus hábitos de higiene dos mesmos contribui para que os locais funcionem como espaços de disseminação das evidências parasitárias para outros hospedeiros, compondo um ciclo vicioso.

Nesse entendimento, é de extrema importância a atuação dos profissionais da saúde, ressaltando entre estes a contribuição funcional do Biomédico na educação sanitária. Estes profissionais além

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

da coleta, armazenamento e análise laboratorial de amostras, podem fornecer subsídios para programas de monitoramento e saúde pública. As competências dos mesmos vão além das boas técnicas científicas e laboratoriais, analisando os problemas da sociedade, propondo soluções para o contexto social, econômico, cultural, político, biológico, ecológico e ambiental da população (Silva et al. 2014).

Corroborando esta percepção, Perinazzo et al. (2016), discutiram a importância da atuação dos Biomédicos na Saúde Pública. Os quais, com discernimento e equilíbrio entre o conhecimento e a prática, aliados ainda a uma atuação transdisciplinar, podem apresentar ferramentas, estratégias e ações, cujos objetivos se voltam para a manutenção da saúde (Zimmermann et al., 2015). Considerando que a educação em saúde, representa um elo para intervir nos problemas relacionados à saúde da população, as pesquisas contribuem para o desenvolvimento de novas percepções sobre a qualidade de vida, e a saúde (Perinazzo et al. 2016). Esse engajamento é parte do que se entende por atenção à saúde, compondo um conjunto articulado e contínuo de ações e serviços preventivos e curativos em âmbito individual e coletivo (Souza et al. 2005).

Tabela 3 - Análise cronológica de estudos de parasitos em espaços de lazer no Brasil. Na apresentação dos resultados optamos por manter os táxons de parasitos mais genéricos, facilitando a comparação.

Autores/ano	Localidade	Amostra	Metodologia	Resultados
Pastório;Liberati; Leonardo (2009)	Praças e Canil Maringá PR	Solo	HPJ, Willis-Mollay, Faust, Gordon e Whitlock	53,8 % positivo Praças e 40 % positivo Canil Coccídeos, Ascarídeos, Ancilostomídeos, Ácaros.
Ross et al. (2011-2012)	Praças Cruz Alta RS	Solo e Fezes.	HPJ Wills-Mollay, Faust	32% positivo Solo e 48% positivo Fezes. <i>Giardia, Toxocara, Isospora, Ancilostoma, Trichuris, Strongiloides, Diphylidium, Ascaris, Toxoplasma, Sarcocystis</i>
Spósito&Viol (2012)	Praças Apucarana PR	Solo e areia	HPJ, Faust e Baermann	100% de positivo <i>Entamoeba, Ancilostoma, Giardia, Taenia, Toxoplasma</i>
Barcarol et al. (2012)	Objetos recreativos escolas Cruz Alta RS	Superfície	Graham e Swab	Positivo em apenas um elemento nos dois Métodos <i>Acanthamoeba</i>
Vargas et al. (2013)	Praças e Parques Porto Alegre – RS	Solo	Centrifugo flutuação	100% de positivo Praças <i>Ascaris, Trichuris, Toxocara, Strongiloides, Larva Helminthos</i>
Valadares; Fonseca; Welter (2014)	Sanitários públicos Palmas TO	Superfície	Graham	60% positivo Helminthos 16% de positivo Protozoa Larva e Ovos Helminthos e Cistos de Protozoários
Santos et al. (2017)	Praça Muriaé MG	Solo	HPJ	75% positivo Ancilostomídeos e 25% positivo <i>Toxocara</i>
Krindges et al. (2017)	Praças litoral norte Rio Grande do Sul	Areia	HPJ	100% de positivo <i>Balantidium, Larva Ancilostomídeo, Ascaris, Larva Strongiloides</i>
Presente estudo	Parques e	Superfícies	HPJ, Graham	100% de positivo ambas as técnicas e

(2018)	Bosques e solo Curitiba	todos ambientes Larvas de Nematoda, <i>Ascaris</i> , <i>Enterobius</i> , <i>Hymenolepsis</i> e Ancilostomídeos e outros 17
--------	----------------------------	---

Os registros positivos de evidências parasitológicas aqui apresentados oferecem um aporte teórico e prático para a adoção de medidas profiláticas. Como exemplos: higienização das mãos, uso de calçados fechados, implementação de barreiras físicas nos locais, vacinação e vermifugação dos animais. Buscando a melhoria na qualidade de vida para todos que compartilham estes locais. Além destas, recomendamos ainda o desenvolvimento de programas de educação sanitária. Estes encaminhamentos podem auxiliar na mitigação da contaminação pelas evidências parasitológicas presentes nos equipamentos e no solo dos ambientes utilizados para o lazer.

CONCLUSÃO

Aplicando duas metodologias para buscas de evidências parasitológicas: Método de Graham e Método HPJ, verificamos 100% de positividade com registro de 300 evidências em amostras do solo e de equipamentos, extraídas dos dez parques e dez bosques, mais visitados de Curitiba em 2018.

O Método HPJ o de maior efetividade nos registros. No que se refere aos ambientes o Bosque do Alemão foi o local de maior abundância N=67 registros positivos, agregando as duas metodologias de aplicação. Enquanto que seis ambientes registraram a menor abundância com apenas N=3 registros.

A riqueza total foi de S=22 evidências de diferentes formas parasitas. A distribuição foi desigual entre os ambientes e no Bosque Irmão Clementina houve o maior registro de riqueza S=12 evidências. Além disso, ovos de *Enterobius* representam a evidência de maior frequência absoluta, ocorrendo em quatorze dos ambientes em estudo. Enquanto que outras sete registraram o monoparasitismo.

Os ambientes analisados são frequentados por expressivas parcelas da sociedade Curitibana, o que alerta para a necessidade de Atenção à Saúde, sugerindo cuidados individuais e coletivos. O contato direto ou indireto com o solo ou equipamentos de lazer, traz a ameaça de evidências parasitológicas de caráter infeccioso. O que favorece os mecanismos de disseminação dos parasitos.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, E. C.; LEITE, I. C. G.; RODRIGUES, V. O.; CESCO, M. G. Parasitoses intestinais: uma revisão sobre seus aspectos sociais, epidemiológicos, clínicos e terapêuticos. **Revista de Atenção Primária à Saúde**, v. 13, n. 2, p: 231-240. 2010.

BARCAROL, L.; ALMEIDA, C.; DUTRA, C.A.; FOGLIARINI, C.B.; JUNQUEIRA, C.; RAABE, D.; BRUSCO, I.; PORTINHO, J.S.; OLIVEIRA, J.; LEITE, M.S.; RODRIGUES, M.; SOSTISSO, Q.; ZANELLA, J. Identificação de parasitas pelo Método de Graham em objetos recreativos e pisos de escolas infantis do município de Cruz Alta – RS. **XVII Seminário Interinstitucional de Ensino, Pesquisa e Extensão. Universidade de Cruz Alta**, 7-12/nov. 2012.

BELO, V. S.; DE OLIVEIRA, R. B.; FERNANDES, P. C.; NASCIMENTO, B. W. L.; FERNANDES, F. V.; CASTRO, C. L. F.; SANTOS, W. B.; SILVA, E. S. Fatores associados à

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

ocorrência de parasitoses intestinais em uma população de crianças e adolescentes. **Revista Paulista de Pediatria**, v. 30, n. 2, p: 195–201. 2012.

CORRÊA, G. L. B.; MOREIRA, W. S. Contaminação do solo por ovos de *Ancylostoma* spp. Em praças públicas, na cidade de Santa Maria, RS, Brasil. **Revista da FZVA**, v. 2/3, n. 1, p: 18-23. 1995/1996.

D'AGOSTO, M.; RODRIGUES, A. F. S. F.; OLIVEIRA, C. E.; SANTOS, H. H. D.; MAIA, M. C.; ABREU, P. F. Contaminação ambiental por formas infectantes de parasitos no bairro Jardim Casablanca, Município de Juiz de Fora- MG. **Revista de Patologia Tropical**, v. 29, n. 1, p: 101-108. 2000.

IPPUC - Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba. 2018. Disponível em: <https://www.curitiba.pr.gov.br/servicos/frequencia-e-uso-de-parques-e-pracas-covid-19/725>. Acesso em: 21/02/2021.

KRINDGES, L.; PAIM, G.; DAMIN, B.; MEDEIROS, N. da S. Análise parasitológica da areia das praças de cidades do litoral norte do Rio Grande do Sul. **Anais do V Congresso de Pesquisa e Extensão da FSG**.v. 5, n. 5. 2017.

LEITE, L. C.; MARINONI, L. P.; CÍRIO, S. M.; DINIZ, J. M. F.; SILVA, M. A. N.; LUZ, E.; MOLINARI, H. P.; VARGAS, C. S. G.; LEITE, S. C.; ZADOROSNEI, A. C. B.; VERONESI, E. M. Endoparasitas em cães (*Canis familiaris*) na cidade de Curitiba - Paraná - Brasil. **Archives of Veterinary Scienc**,v. 9, n. 2, p. 95-99. 2004.

MELLO, C. S.; MUCCI, J. L. N.; CUTOLO, S. A. Contaminação parasitárias de solo em praças públicas da zona leste de São Paulo, SP- Brasil e associação com variáveis meteorológicas. **Revista de Patologia Tropical**, v. 40, n. 3, p: 253-262. 2011.

MONTANHER, C. C.; CORADIN, D. C.; FONTOURA, S. E. Avaliação parasitológica em alfaces (*Lactuca sativa*) comercializadas em restaurantes self-service por quilo, da cidade de Curitiba, Paraná, Brasil. **Estudos de Biologia**, v. 29, n. 66, p. 63–71. 2007.

NEVES, D. P.; MELO, A. L. D; LINARDI, P. M. L.; VITOR, R.W. A. **Parasitologia humana**. 11^a. ed. São Paulo: Atheneu. 2005.

OJHA, S. C.; JAIDE, C.; JINAWATH, N.; ROTJANAPAN, P.; BARAL, P. Geohelminths: public health significance. **Journal of Infection in Developing Countries**, v. 8, n. 1, p: 5-16. 2014.

PASTÓRIO, C; LIBERATI, M.N; LEONARDO, J.M.L. Prevalência de parasitas de caráter zoonótico no solo de praças públicas e canis em Maringá, Paraná. **VI EPCC, CESUMAR**. 27 a 30 de outubro. 2009.

PERINAZZO, J.; SANDRI, Y. P.; MALLETT, E. K. V.; ZIMMERMAN, C. E. P. A atuação do profissional biomédico na atenção primária à saúde: desafios na formação. **Revista Saúde Integral**, v.8, n. 15-16. 2015.

PRESTES, L. F.; JESKE, S.; SANTOS, C. V. D.; GALLO, M. C.; VILLELA, M. M. Contaminação do solo por geohelmintos em áreas públicas de recreação em municípios do sul do Rio Grande do Sul (RS), Brasil. **Revista de Patologia Tropical**, v. 44, n. 2, p: 155-162. 2015.

Anna Carolina BenattoLucca, Universidade Positivo, Biomedicina; Emily Carolainy Nunes de Oliveira, Universidade Positivo, Biomedicina; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná – Setor Litoral; Camila Nunes de Moraes Ribeiro, Universidade Positivo, Biomedicina.

REY, L. **Parasitologia**. 4ª. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2008.

ROSS, M; SCHMITT, B.A.M; DE PAULA, D.F.M; TOMAZZI, R.D.C; FELIPPIN, T; MACIESKI, F.R; RIBAS JUNIOR, V.S, DHEIN, C.L; ZANELLA, J.D.F.P; COSER, J. Prevalência de parasitas zoonóticos em praças públicas da cidade Alta- RS, de acordo com as estações quente e fria. Unicruz, 2012. In: **Seminário interinstitucional de ensino, pesquisa e extensão**, 6-8/Nov. UNICRUZ, 2012.

SANTOS, J. D. A. R.; VIEIRA, L. J; CARVALHO, G. A; FERNANDES, F. M.; Avaliação da contaminação por parasitas zoonóticos em praças públicas da cidade de Muriai (MG). **Revista Científica da Faminas**, v. 12, n. 2, p: 46-51. 2017.

SILVA, A. R. da; NUNES, C. R. dos S.; ARAÚJO, S. S. de; VERAS, H. N. H. O Papel do Biomédico na Saúde Pública. **Revista Interfaces: Saúde, Humanas e Tecnologia**, v. 2, n. especial, 2014.

SOUZA, A. C. de; COLOMÉ, I. C. dos S.; COSTA, L. E. D.; OLIVEIRA, D. L. L. C. de. A Educação em Saúde com Grupos na Comunidade: uma estratégia facilitadora da promoção da saúde. **Revista Gaúcha Enfermagem**, v. 26, n. 2, p. 147- 153, 2005.

SOUZA, F. D. D; MAMEDE-NASCIMENTO, T. L.; SANTOS, C. S. D. Encontro de ovos e larvas de helmintos no solo de praças públicas na zona sul da cidade do Rio de Janeiro. **Revista de Patologia Tropical**, v. 36, n. 3, p: 247-253. 2007.

SPÓSITO, J. D; VIOL, B. M. Avaliação da contaminação ambiental por parasitas potenciais causadores de zoonoses em espaços públicos de lazer em Apucarana, Paraná, Brasil. **Revista de Biologia e Farmácia**, v. 8, n. 1, p. 18-24. 2012.

VALADARES, M. B; FONSECA, H. M; WELTER, A. Parasitos intestinais em sanitários públicos da cidade de Palmas –TO. **Revista CEREUS**, v. 6, n. 1, p: 19-34. 2014.

VARGAS, M. M.; BASTIANI, M. D.; FERREIRA, J. R. D.; CALIL, L. N.; SPALDING, S. M. Frequência de estruturas parasitárias em praças e parques públicos da cidade de Porto Alegre-RS. **Revista de Patologia Tropical**, v. 42, n. 2, p: 434-442.2013.

VINHA, C. Fundamentos e importância das campanhas contra os geohelmintos no Brasil. **Revista Brasileira de Malária e Doenças Tropicais**, v. 17, p: 379-409. 1965.

ZÉLÉ, F.; MAGALHÃES, S.; KÉFI, S.; DUNCAN, A. Ecologyandevolutionoffacilitationamong symbionts. **Nature Communications**, v. 9, p: 4869. 2018.

ZIMMERMANN, C. E. P.; MALLET, E. K. V.; SANDRI, Y. P.; FRIZZO, M. N. Biomedicina na Comunidade: Vivências e Práticas de Educação em Saúde. **Anais do I Seminário de Pesquisa, Extensão e Iniciação Científica/IESA**. Santo Ângelo, 1ª. ed., p. 179-184, nov. 2015.

BIOMONITORAMENTO E DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL DE MACROINVERTEBRADOS NO RIBEIRÃO DA LANÇA: TRECHO DA GRUTA DA LANCINHA, RIO BRANCO DO SUL, PARANÁ

BIOMONITORING SEASONAL AND SPATIAL DYNAMICS OF THE MACROINVERTEBRATES IN RIBEIRÃO DA LANÇA: IN A STRETCH OF CAVE GRUTA DA LANCINHA, RIO BRANCO DO SUL, PARANÁ

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Departamento de Engenharia Ambiental, e-mail: souza13.caique@gmail.com

Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Setor Litoral, e-mail: edinaoli@yahoo.com.br

Gabriel de Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Ciências Biológicas, e-mail: gabrielghedin23@gmail.com

RESUMO

O biomonitoramento usando populações de macroinvertebrados nas últimas décadas tem se mostrado uma eficiente ferramenta para avaliação da qualidade ambiental. Com este argumento, para analisar a dinâmica espaço-temporal destes organismos no trecho do Ribeirão da Lança sob influência da Gruta da Lancinha, foram realizados dois programas amostrais (estação seca e chuvosa). Os resultados possibilitaram a análise de parâmetros abióticos, a determinação das guildas alimentares e avaliação da qualidade ambiental. Além disso, foram aplicados índices ecológicos, o Biological Monitoring Working Party System (BMWP') e o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (PARDH). A comunidade foi representada por N=1241 macroinvertebrados (N=373 na estação seca e N=868 na chuvosa), distribuídos em S=45 gêneros (S=27 na estação seca e S=37 na chuvosa) e 5 guildas alimentares (Coletor, Filtrador, Fragmentador, Predador e Raspador). Os fragmentadores foram predominantes no período seco, enquanto que os predadores predominaram no período chuvoso. Os índices de diversidade de Shannon-Wierner e riqueza de Margalef foram mais elevados no período chuvoso, a Equitabilidade-Pielou e a Dominância-Berger-Parker foram mais elevados no período seco. O BMWP' totalizou 171 pontos no período seco e 217 no chuvoso, qualificando uma excelente qualidade da água, destacando para ambos os períodos condições que favorecem a presença de organismos intolerantes a alterações ambientais: Tricorythidae, Leptophlebiidae, Perlidae, Calamoceratidae e Leptoceridae. O PARDH totalizou 90 pontos, caracterizando o local como com condição natural. O biomonitoramento revela uma adequada condição ambiental para o recrutamento e manutenção de diferentes populações, salientando a conservação e diversidade de habitats existentes.

Palavras-chave: BMWP', Índices Ecológicos, Período seco e chuvoso.

ABSTRACT

Biomonitoring using populations of macroinvertebrates in the last decades has proven to be an efficient tool for assessing environmental quality. With this argument, to analyze the spatial-temporal dynamics of these organisms in the stretch of Ribeirão da Lança under the influence of Gruta da Lancinha, two sampling programs were carried out (dry and rainy season). The results enabled the analysis of abiotic parameters, the determination of trophic guilds and the assessment of environmental quality. In addition, ecological indexes, the Biological Monitoring Working Party System (BMWP') and the Rapid Assessment of Habitat Diversity Protocol (PARDH) were applied. The community was represented by N=1241 macroinvertebrates (N=373 in dry and N=868 in rainy), distributed in S=45 genera (S=27 in dry and S=37 in rainy) and 5 trophic guilds: Collectors, Filters, Shredders, Predators and Scrapers. Shredders were predominant in the dry period, while Predators in the rainy period. The Shannon-Wierner diversity and Margalef richness indexes were higher in the rainy season, Equitability-Pielou and Dominance-Berger-Parker were higher in the dry period. The BMWP' totaled 171 points in the dry period and 217 in the rainy season, qualifying an excellent water quality, highlighting for both periods conditions that favor the presence of organisms intolerant to environmental changes: Tricorythidae, Leptophlebiidae, Perlidae, Calamoceratidae and Leptoceridae. The PARDH totaled 90 points, characterizing the place as having a natural condition. Biomonitoring reveals an adequate environmental condition for the recruitment and maintenance of different populations, highlighting the conservation and diversity of existing habitats.

Keywords: BMWP', Dry and rainy season, Ecology Index.

INTRODUÇÃO

Em ambientes subterrâneos que apresentam conectividade com ambientes externos, as variáveis de maior relevância são representadas pelos fatores históricos, ecológicos, a dinâmica da conectividade com outros ecossistemas, aliado ainda a heterogeneidade de habitats (Trajano & Bichuette, 2010). Tais aspectos tornam esses ambientes cavernícolas ímpares, cujas singularidades destacam a importância de estudos para sua compreensão e conservação (Trajano & Bichuette, 2010). Deste modo, o sistema límico (rios, enxurradas, cursos d'água, águas que percolam pelo teto ou paredes e através de aberturas ou fraturas, existentes em cavernas) é responsável, em muitos casos, pela entrada dos recursos necessários a dinâmica destes ecossistemas (Gilbert; Pol; Stanford, 1994).

Nestes singulares ecossistemas aquáticos, as principais variáveis envolvidas na dinâmica espaço-temporal apresentam conexão direta com as mudanças longitudinais, a geomorfologia e a sinergia dos atributos ecológicos (velocidade de corrente, condições do substrato, disponibilidade de alimento, abrigo e a homeostase do meio). Todas estas afetam de forma expressiva os padrões de distribuição das comunidades de macroinvertebrados (Vannote *et al.*, 1980; Merritt & Cummins, 1996; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Nesse sentido, diferentes formas de estudo são aplicadas para estas comunidades (Rosenberg & Resh, 1993; Robson & Barmuta, 2002; Dolédec & Statzner, 2010).

Estes componentes da biota aquática são fundamentais na transformação da matéria, no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, fazendo com que sejam potenciais bioindicadores para análises ambientais (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Callisto; Moretti; Goulart, 2001; Barbosa *et al.*, 2016;). A presença ou ausência da comunidade de macroinvertebrados pode ser usada como ferramenta para determinar a qualidade ambiental de um corpo hídrico, aplicando-se diferentes índices ecológicos, por meio de programas de biomonitoramento.

Nessa amplitude, o sistema BMWP' (*Biological Monitoring Working Party System*) foi criado na Grã-Bretanha, em 1976, e considera como descritores os componentes da comunidade de macroinvertebrados, categorizados ao nível taxonômico de família. Estas são pontuadas por scores que oscilam no intervalo de 1 a 10, sendo as mais próximas de 1 consideradas tolerantes a poluição e as mais próximas a 10 menos tolerantes, mais sensíveis. O valor final é calculado pelo somatório dos scores das famílias encontradas no local, sendo que quanto maior for a pontuação, mais íntegro é o ambiente (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Buss; Baptista; Nessimian, 2003; Batista *et al.*, 2010; Biasi *et al.*, 2010). O índice foi adaptado para diferentes localidades no mundo: por Roldán (1999; 2003) para águas epicontinentais da Colômbia, por Czerniawska-Kusza (2005) para rios do Canadá, por Domínguez; Fernández (2009) para águas continentais da Argentina e outras regiões da América do Sul e por Rosales; Mateo para regiões do rio Palacagüina na Nicarágua (2013).

No Brasil as adaptações para o uso do BMWP' foram desenvolvidas por Junqueira *et al.* (1998, 2000) na Bacia Hidrográfica do Alto Rio das Velhas (M.G.); por Callisto; Moretti; Goulart (2001) em parques urbanos de Belo Horizonte (MG); por Buss; Borges (2008) em riachos do Sudeste; por Monteiro; Oliveira; Godoy (2008) para a Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte (GO); por Lopesi *et al.* (2008) para diferentes Bacias Hidrográficas de Manaus; Kuhlmann *et al.* (2012) em rios e reservatórios do Estado de São Paulo; e por Pollheina; Cardoso; Scheinb (2019) para águas do Parque Natural de Lages (SC). Em cada um destes ambientes, as adaptações e os resultados da aplicação foram bem sucedidos, possibilitando reconhecer a qualidade ambiental, amparada no uso desta ferramenta.

No Estado do Paraná a utilização do BMWP' foi adaptada por Loyola (2000), sendo, a partir de então, aplicada pela SEMA (2000). Essa adaptação foi fundamental para incluir na tabela de famílias populações de macroinvertebrados particulares desta região. Desde então pesquisadores utilizam esse índice na avaliação ambiental: Toniolo *et al.* para a Bacia Hidrográfica do Rio Sagrado na região Litorânea (2001); Ruaro; Augustini; Orssatto (2010) para o Rio Clarito, município de Cascavel; Silva *et al.* (2011) na Microbacia Hidrográfica do Ribeirão Claro, região do Reservatório de Chavantes município de Ribeirão Claro; Batista *et al.* (2010) para o Rio Verde município de Ponta Grossa; e Teitge; Oliveira; Meyer (2011) para rios inseridos nos limites do Parque Estadual de Vila Velha município de Ponta Grossa.

Outro aspecto relevante da comunidade de macroinvertebrados é o fato destes organismos competirem entre si por recursos do ambiente, possibilitando reconhecer uma diversidade de adaptações morfo-comportamentais para obtenção do alimento (Merritt & Cummins, 1996; Ezcurra De Drago; Marchese; Wantzen, 2004). Essa particularidade possibilita que os mesmos se enquadrem nas proposições do termo guilda alimentar, conforme originalmente proposto por Root (1967) e posteriormente corroborado por Cummins; Merritt; Andrade (2005). Além disso, estes animais representam um nível fundamental nas redes tróficas, compondo um elo relevante entre os seus predadores de níveis superiores e os microrganismos (algas, bactérias e protozoários) que se associam a matéria orgânica no nível inferior (Callisto & Esteves, 1995; Marques; Ferreira; Barbosa, 1999; Ezcurra De Drago; Marchese; Wantzen, 2004).

OBJETIVOS

A presente análise teve como meta atingir quatro objetivos. O primeiro foi reconhecer as condições ambientais do trecho em estudo, subsidiada pelo Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (PARDH) (Callisto *et al.*, 2002). O segundo foi determinar a composição, variação temporal (períodos seco e chuvoso) e espacial (montante, gruta e jusante) da comunidade de macroinvertebrados. O terceiro objetivo foi comparar os índices ecológicos e guildas alimentares desta comunidade. Por último, objetivou-se avaliar a qualidade ambiental, utilizando o índice BMWP' (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

MATERIAL E MÉTODOS

A Gruta da Lancinha (Rio Branco do Sul - 25°09'58" S; 49°17'12" W e altitude de 860 m) é a terceira maior cavidade do Estado do Paraná, com 2080 m de extensão, além de ser uma das mais bem amostradas cavernas do Paraná, com mais de 30 eventos de coleta realizados em seu interior (Pinto-da-Rocha, 1993). Em termos de biodiversidade, foram catalogadas 75 espécies animais no seu interior (Pinto-da-Rocha, 1995). Todavia, particularmente a comunidade de macroinvertebrados do Ribeirão da Lança ainda não havia sido avaliada. As coletas foram realizadas mediante a Autorização de Pesquisa N. 41034-7, emitida em 18/05/2017 pelo IBAMA-SISBIO.

Para Pellegrini (2014) os rios que percorrem ambientes subterrâneos apresentam diversos organismos aquáticos que se deslocam no fluxo das correntes de modo natural, colonizando novos micro habitats. A autora ainda destaca a importância de estudos com a fauna aquática, pois estes podem oferecer subsídios para ações de conservação e manejo da fauna cavernícola. Nessa mesma tonicidade, Trajano; Bichuette; Batalha (2012) alertam para a necessidade de atenção dos pesquisadores no desenvolvimento de estudos nestes ambientes. Para estes autores é crucial que se faça uma reflexão considerando as estratégias de coleta, o número de réplicas aliadas a heterogeneidade ambiental e o esforço amostral, as variações espaciais e temporal, o nível taxonômico de identificação, os critérios de inclusão e a seleção dos índices a serem aplicados nas análises, para mitigar o valor das argumentações apresentadas. Tais ponderações são relevantes para não comprometer a confiabilidade do estudo.

Aplicando o PARDH (Callisto *et al.*, 2002), foram avaliadas as condições ambientais e, ainda em campo, foram obtidos os seguintes dados abióticos: velocidade de corrente superficial, pelo método de flutuação em distância (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008), oxigênio dissolvido, aferido com oxímetro portátil (Lutron 5519®), pH, utilizando pHmetro digital, e temperatura da água de superfície, obtida com termômetro de mercúrio. Adicionalmente, foram tomadas cinco medidas para o cálculo da média da distância entre margens e da média da profundidade.

Para análise da composição e variações temporal e espacial da comunidade de macroinvertebrados, foram delimitados dois períodos climáticos para estudo: seco (Junho-2017) e chuvoso (Novembro-2017) e três setores de coleta (montante, gruta/interior e jusante). Em cada período climático e setor, foram extraídas cinco réplicas durante um CPUE (Captura por Unidade de Esforço) de 30 minutos, totalizando 30 réplicas ao final do estudo.

Cada réplica foi realizada aplicando o método visual de Busca Ativa, com o uso de peneiras de 40 cm de diâmetro e 1 mm de abertura de malha, utilizando a Técnica de Catação. Os pesquisadores buscaram diferentes microambientes, objetivando reconhecer a heterogeneidade ambiental e proceder uma amostragem efetiva em cada setor.

Os animais foram fixados no campo em formol 10% com água do local e conduzidos ao laboratório. No laboratório foram transferidos para álcool 70% e depositados na coleção de referência da Universidade Positivo, Bloco Azul, sob o registro CD-TCC2017-02.

Cada componente desta comunidade foi identificado ao nível de família e gênero utilizando as chaves de identificação disponíveis em: Pérez (1988), Lopreto & Tell (1995), Merrit & Cummins (1996), Pes; Hamada; Nessimian (2005) e Mugnai; Nessimian; Baptista (2010). A seguir foi realizada a interpretação de índices ecológicos, utilizando o software *Paleontological Statistics* PAST v. 2.17 (Hammer; Harper; Ryan, 2001). A qualidade da água foi mensurada pela aplicação do índice BMWP' (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Buss; Baptista; Nessimian, 2003) e ainda os dados de ambos períodos foram agrupados para análise da composição de guildas alimentares (Merrit & Cummins, 1996; Cummins; Merritt; Andrade, 2005).

Figura 1 – Representações da área de estudo. A) Estado do Paraná; B) Município de Rio Branco do Sul; C) Localização da Gruta da Lancinha; D) Mapa do trecho do Ribeirão da Lança que percorre o interior da Gruta da Lancinha.



RESULTADOS E DISCUSSÃO

Condições ambientais e o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats

No trecho em estudo, o Ribeirão da Lança apresenta leito de substrato arenoso, variando de granulação fina a grossa, com matações rochosos de diferentes dimensões, distribuídos espaçadamente e ainda algumas pequenas porções com lajeado rochoso. A Figura 2 apresenta uma visão parcial de cada um dos setores estabelecidos para as amostragens da comunidade de macroinvertebrados.

Figura 2 – Vista parcial do trecho em estudo do Ribeirão da Lança. A) montante da Gruta da Lancinha, B) interior da Gruta da Lancinha e C) jusante da Gruta da Lancinha.



O ambiente pertence a parte mais elevada e encachoeirada deste ribeirão, a presença da Gruta da Lancinha imputou ao local a condição de Monumento Natural Gruta da Lancinha, o qual foi instituído pelo Decreto n. 6.258 de 03/03/2006 (Paraná, 2006). Todavia, ainda permanece a ausência

de um Plano de Manejo e de um sistema de gestão para atendimento aos visitantes. Sessegolo *et al.* (2001) destacam a relevância desta cavidade no cenário espeleológico paranaense e nacional.

No município de Rio Branco do Sul estão distribuídos alguns reflorestamentos de *Eucaliptus* sp. e *Pinus* sp. e áreas de agricultura e pecuária. Entretanto, no trecho com menos de 5 quilômetros da área de estudo, a vegetação é natural. Além disso, nas proximidades da área de estudo, se verifica a presença de floresta secundária em ambas as margens do ribeirão. Para ambos os períodos de amostragem foi possível evidenciar vestígios da extensa visitação (resíduos antrópicos, vestígios de fogo e pegadas), distribuídos nas proximidades das margens do ribeirão e nos trechos do interior da gruta, de forma irregular em todos os setores de estudo.

A aplicação do PARDH (Callisto *et al.*, 2002), em ambos os períodos de amostragem (seco e chuvoso), indicou uma somatória total de 90 pontos, caracterizando as condições ecológicas como trecho natural. Destaca-se ainda que os primeiros onze e os últimos cinco parâmetros, do total de vinte e dois que este protocolo possui, registraram os valores mais elevados de pontuação, equivalentes a 4 ou 5 pontos. O total de pontos revela qualitativamente e quantitativamente que os atributos do habitat físico se mantem estáveis nos dois períodos de estudo.

A condição natural delimitada pelo PARDH (Callisto *et al.*, 2002) destaca a presença da mata ciliar no entorno do ribeirão em estudo como um fator favorável aos resultados obtidos para esta comunidade, uma vez que o aporte de folhas, galhos e troncos é expressivo em todos os setores estudados, representando um recurso alimentar e também abrigo natural para as populações de macroinvertebrados na área.

A variação temporal e espacial e os macroinvertebrados

A área de estudo insere-se no bioma Mata Atlântica, na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista. O Ribeirão da Lança pertence a Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira, que integra a Bacia Hidrográfica do Atlântico Sul. O clima predominante é do tipo *Cfb* (Classificação Climática de Köppen-Geiger), comum a maior parte da Região Central e do Primeiro Planalto Paranaense (Nery; Vargas; Martins, 1996). Estudos de Pinto; Passos (2011) apontaram que os cursos d'água no município de Rio Branco do Sul são alvo de diversas intervenções ambientais, que modificam suas características naturais em função das demandas provocadas pela exploração de calcário. A condição de Monumento Natural garante a manutenção de uma condição natural no trecho estudado deste ribeirão.

A Tabela 1 apresenta os dados abióticos (velocidade média de corrente, oxigênio, pH e temperatura), obtidos durante as fases de campo nos períodos seco e chuvoso. Os resultados não apontaram diferenças entre os três setores amostrais (M – montante, G – gruta e J – jusante). Este fato destaca que neste trecho as águas mantêm as variáveis limnológicas relativamente estáveis entre os setores.

Tabela 1 – Ribeirão da Lança, trecho Gruta da Lancinha. Valores médios dos parâmetros abióticos, na água de superfície, nos períodos e setores (M - montante, G - gruta e J – jusante) em 2017.

Parâmetros	Período seco			Período chuvoso		
	M	G	J	M	G	J
Velocidade de corrente	0,19 m/s	0,19 m/s	0,19 m/s	0,19 m/s	0,19 m/s	0,19 m/s
Oxigênio dissolvido	18,8 mg/L	18,8 mg/L	18,8 mg/L	12,6 mg/L	12,6 mg/L	12,6 mg/L
Potencial Hidrogeniônico	6.7	6.7	6.7	5.9	5.9	5.9
Temperatura da água	12.9°C	12.5°C	12.9°C	15.4°C	15.4°C	15.4°C

A manutenção do valor médio da velocidade de corrente entre os períodos seco e chuvoso demonstra que o volume de águas se mantém muito próximo. O oxigênio e o pH foram mais elevados no período seco, enquanto que a temperatura foi mais elevada no período chuvoso, mês de primavera. No setor Interior da Gruta o menor valor da temperatura no período seco é um indicativo da estação inverno.

No trecho a montante, a distância média entre as margens deste ribeirão oscilou entre 1,1 m e 2,7 m de comprimento, no Interior da Gruta a variação foi de 1,2 m a 3,0 m e no trecho a Jusante variou entre 1,5 m e 4,5 m. A profundidade média no período seco oscilou entre 16 cm e 56 cm, enquanto que no período chuvoso oscilou entre 26 cm e 86 cm, nos três setores em estudo.

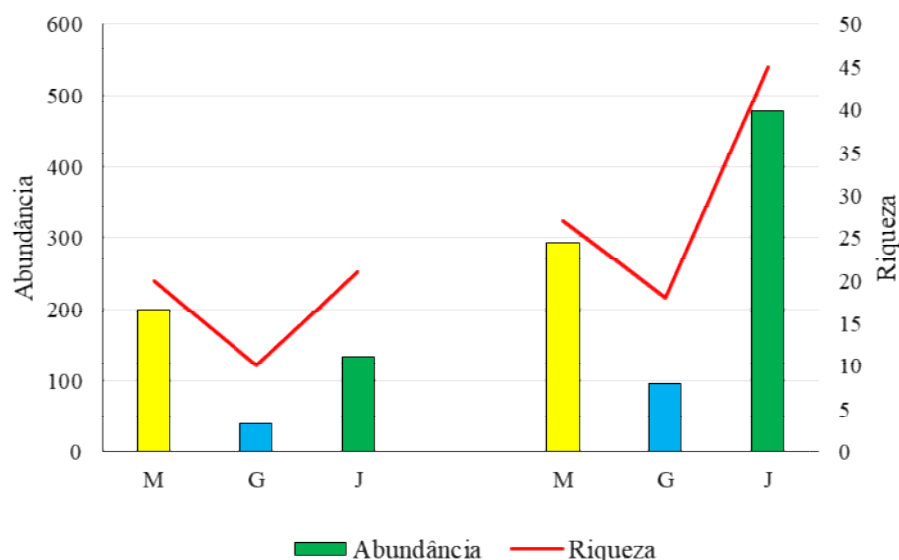
Os cursos de água representam uma importante fonte de matéria orgânica e podem funcionar como veículo de migração passiva da fauna epígea para dentro de cavernas. Este fato contribui para a manutenção da fauna hipógea, uma vez que muitos invertebrados cavernícolas dependem desse recurso alóctone para sobreviver (Souza-Silva; Martins; Ferreira, 2011). Para Taylor & Ferreira (2012) a estabilidade térmica observada ao longo de riacho em ambiente hipogeano fornece uma certa estabilidade para a comunidade bentônica e oferece um habitat mais homogêneo em relação as variações térmicas comuns no meio externo.

Ao total foram registrados 1241 macroinvertebrados, e na distribuição de abundâncias e riquezas entre os períodos e entre os setores de estudo foram evidenciadas variações consideráveis. Os valores totais da abundância e riqueza total de gêneros (S) foram mais elevados no período chuvoso N=868 (69,9%) e S=37, quando comparados ao período seco N=373 (30,1%) e S=27. A Figura 3 apresenta estes registros.

Kikuchi & Uieda (1998) compararam a comunidade de macroinvertebrados em dois trechos (montante – com mata de galeria e dossel fechado e jusante – com vegetação arbustiva) do Córrego Itaúna, na Bacia Hidrográfica do Paranapanema (Itatinga-SP). As coletas foram bimestrais entre Outubro/1990 e Agosto/1991 utilizando puçá (malha de 1 mm) posicionado contra corrente e o revolvimento de rochas e folhas, no intuito de deslocar os organismos e peneira (60 cm de diâmetro e malha de 3 mm) agitada sobre a vegetação marginal, totalizando 48 amostras. Os autores buscaram sistematizar as amostragens em trechos de corredeiras e poções. Os resultados expressos em frequência de ocorrência revelaram seis filos, com os Arthropoda da Classe Insecta predominando, sendo representados por dez ordens, com as maiores frequências de ocorrência registradas para o trecho de corredeiras, a montante e no período seco.

A análise comparativa de nossa abordagem com o estudo de Kikuchi & Uieda (1998) nos revela diferenças importantes. Nos amparamos em duas coletas e utilizamos a busca ativa e peneiras (40 cm de diâmetro e 1 mm de malha), totalizando 30 réplicas, e apresentamos nossos resultados em abundância. Registramos a ausência dos filos Platyhelminthes, Nematoda e Gastrotricha e das ordens Colembola e Lepidoptera. Estas ausências podem estar associadas ao tempo de coletas, uso de diferentes recursos para amostragem, número de réplicas ou amostras e ainda as variações ecológicas dos ambientes em estudo. Embora sejam raras as corredeiras no trecho estudado, a velocidade de corrente se manteve equivalente ao longo do estudo. De modo semelhante os Insecta são o grupo dominante no Ribeirão da Lança.

Figura 3 – Abundância e Riqueza de macroinvertebrados no Ribeirão da Lança, trecho Gruta da Lancinha. Distribuição de abundâncias e riqueza em cada setor e período de estudo em 2017.



No presente estudo, embora tenha sido verificado uma maior profundidade média no período chuvoso, a mesma não foi acompanhada por um aumento na velocidade média de corrente entre os dois períodos de estudo. Além disso, o período chuvoso pode ter contribuído com um maior aporte de sedimentos, levemente carregados pelas águas do ribeirão, formando microambientes que favorecem a presença dos componentes da comunidade de macroinvertebrados.

Índices ecológicos e guildas alimentares

A Tabela 2 apresenta a composição de famílias e gêneros de macroinvertebrados, os escores de pontuação para as famílias dos organismos registrados, de acordo com o índice BMWP', destacando ainda a distribuição de abundâncias nos respectivos períodos climáticos e setores. A comunidade de macroinvertebrados observada no Ribeirão da Lança é composta por um total de 45 táxons. Estes estão distribuídos em uma família de Annelida (Frequência Relativa na abundância total 1,37%), dois gêneros de Mollusca (6,04%), dois gêneros de Crustacea (29,49%) e 40 gêneros de Insecta (63,09%).

Dentre os gêneros de Insecta, um total de 22 foram de registro limitado, considerados táxons raros: 10 representados por apenas um registro, seis com dois registros e três com três ou quatro registros. No total, estes insetos representam N= 43 indivíduos, que perfazem 3,5% do total amostrado.

Um total de sete táxons foram dominantes nesta comunidade, registrados em todos os setores de estudo e em ambos os períodos de análise. Junto a estes, outros dois táxons tiveram ausência registrada no setor representado pelo interior da Gruta: *Farrodes* com ausência apenas no período seco e *Rhagovelia* com ausência em ambos os períodos. O táxon *Progomphus* não foi registrado no setor a Jusante em ambos os períodos. Todo este conjunto taxonômico corresponde a N= 1010, que representa 81,4% do total amostrado.

Tabela 2 – Comunidade de macroinvertebrados no Ribeirão da Lança. Composição taxonômica e distribuição de abundâncias, com os respectivos escores de pontuações do BMWP', aliando a indicação das Guildas Alimentares de Alimentação em 2017.

Táxons	BMWP'8	GA	SECO			CHUVOSO			T
			M	G	J	M	G	J	
HAPLOTAXIDA									
Naididae	1	Fil.	1	2	3	2	7	2	17

BIVALVIA									
<i>Musculium</i>	3	Fil.	5	12	1	19	27	2	66
GASTROPODA									
<i>Biomphalaria</i>	3	Rasp.	1	1	0	3	4	0	9
DECAPODA									
<i>Aegla</i>	5	Frag.	22	2	16	68	10	62	180
AMPHIPODA									
<i>Hyaella</i>	6	Frag.	79	3	5	28	11	60	186
EPHEMEROPTERA									
<i>Baetis</i>	4	Col.	4	0	3	0	0	0	7
<i>Camelobaetidius</i>	4	Col.	7	0	1	0	0	0	8
<i>Moribaetis</i>	4	Col.	0	0	0	5	0	8	13
<i>Procleon</i>	4	Col.	0	0	0	1	0	0	1
<i>Brachycercus</i>	4	Col.	0	0	0	0	1	2	3
<i>Caenis</i>	4	Rasp.	0	0	0	0	2	0	2
<i>Leptohyphes</i>	10	Col.	0	0	1	0	1	2	4
<i>Farrodes</i>	10	Col.	10	0	3	31	12	41	97
<i>Hermanella</i>	10	Col.	0	0	2	0	0	0	2
<i>Hylister</i>	10	Col.	0	0	0	2	0	0	2
<i>Massartella</i>	10	Col.	0	0	0	9	1	18	28
<i>Meridionalis</i>	10	Col.	6	0	0	0	0	0	6
<i>Thraulodes</i>	10	Col.	1	0	0	0	0	1	2
PLECOPTERA									
<i>Anacroneuria</i>	10	Pred.	5	0	8	5	1	17	36
<i>Paragripopteryx</i>	10	Pred	0	0	0	0	0	2	2
ODONATA									
<i>Hetaerina</i>	8	Pred	8	0	3	8	1	4	24
<i>Argia</i>	8	Pred	1	0	2	1	0	0	4
<i>Phyllocycla</i>	8	Pred	11	11	16	12	3	4	57
<i>Progomphus</i>	8	Pred	6	6	0	7	4	0	23
<i>Dythemis</i>	8	Pred	0	0	1	2	0	0	3
<i>Heteragrion</i>	10	Pred	0	0	0	9	0	6	15
HETEROPTERA									
<i>Belostoma</i>	0	Pred	0	0	0	1	0	0	1
<i>Brachymetra</i>	3	Pred	0	0	0	4	0	0	4
<i>Cryphocricos</i>	3	Pred	1	0	0	0	0	0	1
<i>Heleocoris</i>	3	Pred	0	0	0	1	0	0	1
<i>Paraplea</i>	3	Pred	0	1	0	0	0	0	1
<i>Rhagovelia</i>	3	Pred	12	0	32	57	0	135	236
COLEOPTERA									
<i>Cleptelmis</i>	5	Col.	0	0	0	2	0	1	3
<i>Macrelmis</i>	5	Co.	8	1	2	4	1	2	18
<i>Tropysternus</i>	3	Col.	0	0	0	1	0	0	1
<i>Psephenops</i>	7	Rasp.	0	0	1	0	0	0	1
<i>Bledius</i>	0	Pred	0	0	0	0	0	1	1
MEGALOPTERA									
<i>Corydalus</i>	4	Pred.	0	0	2	0	0	0	2
DIPTERA									
<i>Uronatenia</i>	2	Col.	0	0	0	1	0	0	1
<i>Simulium</i>	5	Col.	0	0	0	0	3	9	12
<i>Odontomia</i>	4	Col.	0	0	0	0	0	1	1
<i>Tipula</i>	5	Frag.	0	0	2	0	0	14	16
TRICHOPTERA									
<i>Phylloicus</i>	10	Frag.	2	0	1	0	0	1	4

<i>Leptonema</i>	5	Col.	10	1	28	5	4	82	130
<i>Triplectides</i>	10	Col.	0	0	0	6	2	2	10

Legenda: BMWP' – Escore de pontuação do índice de qualidade da água, GA – Guilda Alimentar, Fil. – Filtrador, Col. – Coletor, Rasp. – Raspador, Frag. – Fragmentador, Pred. – Predador, M – montante, G – gruta, J – jusante, T – Total.

A maior abundância de Insecta corrobora o proposto por Hynes (1970) para ambientes de águas correntes. Semelhante aos estudos de Kikuchi & Uieda (1998) em afluentes do Paranapanema (SP) e Oliveira; Cerutti; Takeuchi (2011) para os ambientes lóticos da rede de drenagem do Parque Estadual de Vila Velha (PR). Os autores afirmam que este é o grupo mais ecologicamente representativo em águas correntes.

Baptista *et al.* (2001) numa região de Mata Atlântica em 1995, na Bacia do Rio Macaé (RJ), desenvolveram coletas nos meses de Abril (final da estação chuvosa), Julho (estação seca) e Outubro (início da estação chuvosa), em 5 diferentes pontos amostrais, apresentando habitats com areia, sedimento depositado em áreas de poções, sedimento depositado em áreas de corredeira e rochas. Os autores extraíram 76 amostras por mês e 228 na totalidade do estudo, usando um amostrador do tipo Surber (120 µm de abertura de malha). Ao total foram registrados 46.431 macroinvertebrados representantes de 117 táxons, com Insecta predominando e sendo apresentadas as preferências de habitat dos organismos registrados.

Apesar das muitas diferenças existentes entre o encaminhamento da pesquisa destes autores e a presente análise, é possível traçar algumas reflexões entre os resultados na composição das comunidades. As ordens de Insecta registradas foram equivalentes. Entre os Plecoptera, *Anacroneura* foi o gênero mais abundante em ambos os estudos. Entre os Ephemeroptera, *Farrodes* e *Hylister* dominaram na Bacia do Rio Macaé e no Ribeirão das Lanças *Farrodes* é dominante, todavia *Hylister* teve apenas dois registros. Entre os Trichoptera, *Phylloicus* e *Triplectides* dominaram na bacia do Macaé, mas no Ribeirão das Lanças estes são sobrepujados por *Leptonema*. Entre os Odonata *Hetaerina*, *Argia* e *Limnetron* são predominantes na Bacia do Macaé e no Ribeirão das Lanças *Limnetron* está ausente e os outros dois ocorrem em pequenas abundâncias com *Phyllocycla* predominando. Entre os Coleoptera ambos os estudos incluem Elmidae como dominante. Entre os Hemiptera *Neotrephes* domina na Bacia do Macaé mas está ausente no Ribeirão das Lanças, que é dominado por *Ragovelia*.

Dutra (2006) numa região do bioma Cerrado, em rios do Vale do Paranã (GO), desenvolveu coletas em março (estação chuvosa) e em agosto (estação seca)/2003. Num total de 27 pontos amostrados (24 em agosto e 22 em março), em áreas de correnteza com substrato pedregoso, usando redes manuais, com abertura de malha de 2 mm e CPUE de 15 minutos. Os resultados indicaram uma comunidade composta por 4.387 macroinvertebrados destes 7,32% no período chuvoso e 92,63% no período seco.

No presente estudo as coletas foram num intervalo de 30 minutos, com busca ativa e peneiras em três pontos amostrais. A abundância no Ribeirão das Lanças, região de Mata Atlântica foi menor e os maiores registros foram para o período chuvoso táxons comuns é possível destacar: entre os Ephemeroptera no Cerrado são abundantes *Caenis*, *Leptohyphes* e *Thraulodese* na Mata Atlântica estes foram pouco expressivos. Os Coleoptera em ambos os ambientes são dominados por Elmidae. Os Odonata no Cerrado são predominantemente compostos por Libellulidae, na Mata Atlântica os representantes desta família são *Dythemis* e apresentaram baixíssima presença, limitada a 3 indivíduos, enquanto que os membros da família Gomphiidae: *Phyllocycla* e *Progomphus* são os mais abundantes com 60 indivíduos ao total.

Os índices ecológicos relacionados com a comunidade de macroinvertebrados em estudo são apresentados na Tabela 3. A Diversidade (Shannon-Wiener) registrou valores que oscilaram entre $H' = 1,86$ e $H' = 4,09$, sendo os mais expressivos registrados no período chuvoso, para todos os setores, e os menos expressivos registrados no Interior da Gruta. A Equitabilidade de Pielou registrou valores que oscilaram entre $J = 0,70$ e $J = 0,82$, sendo os registros entre os períodos muito próximos, a maior diferença foi registrada para o setor Jusante, no período seco. A Dominância de Berger-Parker oscilou entre $d = 0,23$ e $d = 0,40$, e nos setores montante e gruta os valores foram mais elevados no período seco, enquanto que no setor Jusante foi no período chuvoso. A Riqueza de Margalef variou entre $D\alpha = 2,44$ e $D\alpha = 4,58$, e os valores mais elevados nos setores montante e gruta foram registrados no período chuvoso, enquanto no setor Jusante foi no período seco.

Tabela 3 - Distribuição dos índices ecológicos relacionados com a comunidade de macroinvertebrados no Ribeirão da Lança, trecho da Gruta da Lancinha, considerando cada período climático e nos três setores de estudo em 2017.

Índices Ecológicos	SECO				CHUVOSO			
	M	G	J	T	M	G	J	T
Diversidade - Shannon-Wiener H'	2,26	1,86	2,35	2,57	3,59	2,44	4,09	4,39
Equitabilidade - Pielou J	0,76	0,81	0,77	0,78	0,77	0,82	0,70	0,71
Dominância - Berger-Parker d	0,40	0,30	0,24	0,23	0,23	0,28	0,28	0,22
Riqueza - Margalef $D\alpha$	3,59	2,44	4,09	4,39	4,58	3,73	3,89	5,32

Legenda: M – montante, G – gruta, J – jusante e T – Total.

Taylor & Ferreira (2012) analisaram a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos no trecho epígeo do riacho que atravessa a área cárstica e deságua em uma caverna de calcário na Gruta do Retiro em Minas Gerais. Foi realizada uma única coleta em 8 diferentes pontos amostrais (13 metros equidistantes um do outro) associando os métodos de amostragem visual e uso de Surber. O valor da abundância $N = 4.490$ organismos foi mais elevado que o registrado no presente estudo, com o predomínio de *Melanoides tuberculata* ($N = 1815$), corresponde a cerca de 40% do total amostrado. Os valores de diversidade observados pelos autores variaram entre $H' = 0,994$ e $H' = 1,773$.

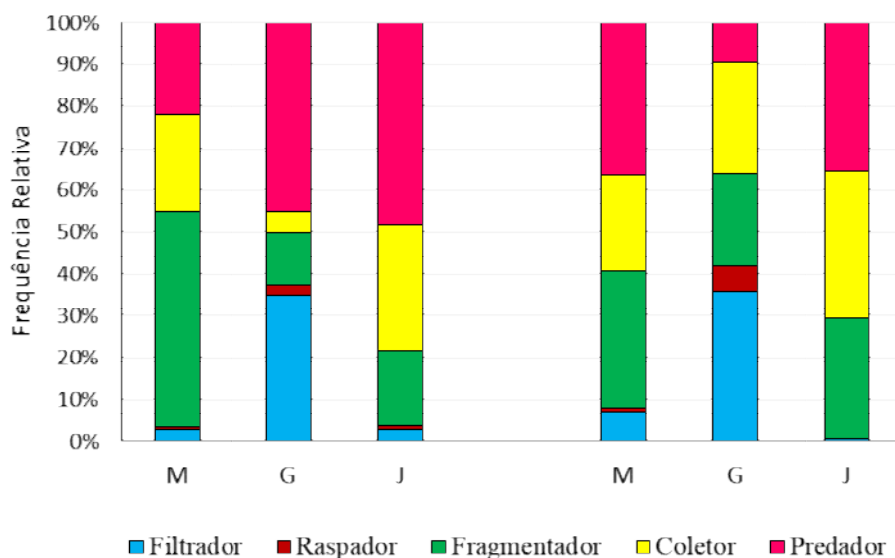
A diferença na abundância pode ser um resultado das metodologias adotadas. Entretanto os valores da diversidade do presente estudo são mais elevados e ainda no Ribeirão das Lanças não houve registro da espécie exótica *Melanoides tuberculata*. Os gêneros mais abundantes em ordem são: *Rhagovelia*, *Hyalella*, *Aegla*, e *Leptonema*, todos estes são comuns em comunidades de macroinvertebrados e apresentam hábito de vida gregário.

Piedras *et al.* (2006) na bacia de captação da barragem Santa Bárbara (Pelotas-RGS), desenvolveram coletas, entre março e novembro/2003, com uso de cano de PVC de 40 mm de diâmetro, no sedimento e em laboratório procederam a filtragem do mesmo, usando peneiras com abertura de malha de 500 micras. Os valores de diversidade variaram entre $H' = 1,44$ e $H' = 1,75$. Os registros do presente estudo, superam estes dados, ampliando o valor ecológico desta comunidade na dinâmica do Ribeirão da Lança.

A comunidade em estudo está distribuída em um total de cinco guildas alimentares: Coletor, Filtrador, Fragmentador, Predador e Raspador. A Figura 4 apresenta as respectivas distribuições de Frequências Relativas em cada período e setor. Todas as guildas estiveram presentes em ambos os períodos de estudo. No período seco os fragmentadores foram a guilda de maior frequência relativa a montante (51,5%), enquanto que os predadores foram mais frequentes na gruta (45,0%) e a jusante (48,1%). No período chuvoso a montante os predadores registraram valor mais elevado (36,4%), na Gruta os filtradores (35,8%) e a jusante os coletores e predadores foram mais

frequentes, com o valor de 35,3%. A guilda Raspador não correu no setor a jusante no período seco e ainda os valores sempre foram os menores em todos os setores de estudo.

Figura 4 –Distribuição de Frequências Relativas das guildas alimentares nos períodos seco e chuvoso, nos três setores amostrais (M - montante, G - gruta e J - jusante) no Ribeirão da Lança, trecho da Gruta da Lancinha em 2017.



Fernandes (2007) na região de Cerrado, em diferentes localidades da Bacia do Rio São Bartolomeu (DF), desenvolveu coletas nos períodos chuvoso (dezembro/04 e maio/05) e seco (agosto/05 e setembro/05), em 7 diferentes pontos (para representar a área e os impactos antrópicos nela registrados), utilizando pucá de 300 µm de abertura de malha, por meio do arraste em sedimentos arenosos, e Surber com 300 µm de abertura de malha para substratos formados por grandes cascalhos. Os resultados apontaram 9401 indivíduos, com Chironomidae dominado em todos os pontos amostrais e os Coletores foram a guilda predominante.

Neste estudo o Ribeirão das Lanças está inserido nos domínios da Mata Atlântica e nas coletas não foram registrados os Diptera Chironomidae e a guilda mais predominante foram os Predadores. Essas diferenças podem estar relacionadas a fatores tais como diferenças de metodologia de amostragem e as variações ambientais entre os dois biomas.

A manutenção das guildas alimentares nos setores e períodos de estudo corrobora a presença expressiva de matéria orgânica, que favorece a presença dos organismos, inclusive de filtradores, em ambos os períodos no interior da Gruta. Esse fato destaca que as águas são bem oxigenadas, não turvas e com correnteza que permite o carreamento de nutrientes em toda a sua extensão. Nessas condições, tais organismos obtêm, com facilidade, a matéria orgânica particulada fina ou dissolvida (Vannote *et al.*, 1980; Oliveira & Nessimian, 2010).

Callisto; Moreno; Barbosa (2001), comparando 26 estações amostrais da Serra do Cipó (MG) ao longo de dois períodos (chuvoso e seco/1998), verificaram como grupo predominante os coletores, destacando as famílias Baetidae, Leptophlebiidae e Leptohyphidae. Oliveira & Nessimian (2010) analisaram, durante dois períodos secos consecutivos (agosto/2003 e 2004), a categorização funcional trófica da comunidade de insetos aquáticos de 18 riachos, em diferentes altitudes na Bacia do Rio Mambucaba, Serra da Bocaina, Sudeste do Brasil, registrando a guilda coletor-catador (40,64%) como a mais abundante, enquanto que a guilda fragmentador (6,67%) foi a de menor abundância.

Barbola *et al.* (2011) desenvolveram amostragens entre março/2005 e fevereiro/2006, em cinco diferentes pontos no manancial de Alagados formado pelo represamento do rio Pitanguí (ponta Grossa-PR). Os resultados apontaram o predomínio dos predadores (45,6%) e como menor grupo os detritívoros (2,2%). Além disso, os autores salientam que a presença dos fragmentadores, coletores e filtradores está fortemente relacionada a regiões com matas ciliares bem preservadas, reafirmando a qualidade ambiental. Batista *et al.*, (2010), para o Rio Verde (Ponta Grossa-PR), entre dezembro/2006 e maio/2007, registrou 41 famílias de macroinvertebrados, sendo 21 destes preferencialmente predadores.

No presente estudo, os insetos compreendem ao táxon dominante, compondo 63,09% do total amostrado e, além disso, se destaca a presença abundante dos predadores em todos os setores. Esses fatos ressaltam o potencial dos mesmos (insetos e predadores) como generalistas na opção por presas, sendo menos restritivos, buscam por quaisquer presas dos demais grupos.

O BMWP' e as condições ambientais

A determinação da qualidade da água com base no somatório dos escores das Famílias de macroinvertebrados nesta comunidade, pelo índice BMWP', totalizou 262 pontos. Para o período Seco foram registrados 171 pontos e no período chuvoso 217 pontos. Estes valores indicam que o trecho apresenta águas prístinas, de qualidade excelente, se mantendo ao longo de todo o período de estudo. Esse elevado valor está diretamente relacionado a variedade de organismos, em especial os representantes de famílias intolerantes a alterações ambientais, com pontuação máxima para o BMWP': Tricorythidae (*Leptohyphes*), Lophophlebiidae (*Farrodes*, *Hermanella*, *Hylister*, *Massartella*, *Meridionalis*, *Thraulodes*), Perlidae (*Anacroneuria*), Gripopterygidae (*Paragripopteryx*), Megapodagrionidae (*Heteragrion*), Calamoceratidae (*Phylloicus*) e Leptoceridae (*Triplectides*).

Teitge; Oliveira; Meyer (2011), em cinco ambientes de rios inseridos nos limites do Parque Estadual de Vila Velha (Ponta Grossa-PR), registraram BMWP' oscilando entre 74 pontos e 89 pontos. Silva *et al.* (2011), em três pontos de tributários do reservatório de Chavantes (Ribeirão Claro-PR), registraram BMWP' oscilando entre 83 pontos e 102 pontos. Gonçalves & Menezes (2011), em trechos do Rio Pinto região litorânea (PR), encontraram valores de BMWP' oscilando entre 72 pontos e 140 pontos. O alto valor registrado na área de estudo supera estas localidades no estado do Paraná. Finalmente, os resultados deste estudo permitem reconhecer o papel efetivo destes macroinvertebrados como subsídios para atividades de biomonitoramento.

Por fim subsidiado pelo Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats e os registros da comunidade dos macroinvertebrados, destacando a composição taxonômica, as guildas alimentares e os valores do BMWP', acredita-se que as condições ambientais no Ribeirão da Lança, trecho da Gruta da Lancinha, são naturais e de excelente qualidade das águas.

Comparar a fauna de macroinvertebrados em ambientes que apresentam conectividade com caverna é um campo aberto para pesquisas. Como a feita por Martins & Ferreira (2020), que realizaram coletas em 2015 no Parque Estadual da Lapa Grande (Montes Claros - MG), num trecho do rio Pai João que atravessa o interior de duas cavernas. As análises foram desenvolvidas comparando espécimes epígeos e hipógeos da família Elmidae dos gêneros: *Heterelmis* e *Hexacylloepus*. Para *Heterelmis* não houve diferença significativa no tamanho dos organismos entre os ambientes. Já os representantes de *Hexacylloepus* presentes nos ambientes subterrâneos se mostraram significativamente maiores do que os do mesmo gênero do ambiente epígeo e também maiores que os representantes de *Heterelmis* hipógeos. Além disso, os autores apontam que a diferença de tamanho entre os indivíduos no interior das cavernas podem ser um reflexo da competição inter específica. Essa hipótese se fundamenta no fato de que os autores constataram que os gêneros

coexistem em apenas três pontos hipógeos, enquanto que nos pontos epígeos a coexistência ocorre em oito pontos. Desta forma, se corrobora a hipótese de que a maior escassez de recursos em ambientes subterrâneos, favorece uma maior competição nestes locais.

O presente estudo é pioneiro para a comunidade de macroinvertebrados no trecho sobre influência da Gruta da Lancinha. As análises trazem para a literatura contribuições importantes sobre a composição desta comunidade e sua distribuição espacial e temporal, assim como índices ecológicos, guildas alimentares e qualidade ambiental. Além disso, abrem-se novas possibilidades, para futuras abordagens comparativas que possam interpretar com maior profundidade representantes dos gêneros que aqui foram destacados, de modo a reconhecer o papel dos ambientes subterrâneos para as populações locais de macroinvertebrados.

CONCLUSÃO

A comunidade foi representada por N=1241 organismos, que mantém sua distribuição de forma heterogênea entre os períodos seco e chuvoso. Além disso, ocorrem variações na distribuição espacial entre os setores montante, gruta e jusante, com os valores na Gruta sendo os menos expressivos.

A presença constante das cinco guildas alimentares (coletor, filtrador, fragmentador, predador e raspador) na amplitude da variação temporal e espacial, possibilita reconhecer que o aporte de nutrientes carreados pelas águas deste ribeirão oferece condições para o recrutamento e manutenção de populações de uma riqueza variada.

Embora apresente oscilações temporal e espacial, esta comunidade mantém valores expressivos para os índices ecológicos de diversidade, riqueza, equitabilidade e dominância, assim como para a qualidade da água pelo índice BMWP'. Este fato ressalta a importância do trecho em estudo e a necessidade de programas de educação ambiental, biomonitoramento e gestão, para mitigar perturbações ambientais ocasionadas por visitantes.

REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Un Método Rápido y Simple para evaluar la Calidad Biológica de las Águas Corrientes Basado en el de Hellawell. **Limnética**, v. 4, p. 51-56, 1988.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; NESSIAMIAN, J. L. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2. p. 249-258. 2001.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; MILLÉO, J.; SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 1-2, p. 15-23, 2011.

BARBOSA, A. H. S.; SILVA, C. S. P.; ARAÚJO, S. E.; LIMA, T. B. B.; DANTAS, I. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do Rio Apodi-Mossoró. **Holos**, 32, 7: 231-132. 2016.

- BATISTA, H. U.; BARBOLA, I. F.; KLOTH, A. E. G.; MILLÉO, J. Estrutura e composição da fauna de macroinvertebrados como forma de avaliação da qualidade da água do rio Verde, em Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Terra@Plural**, v. 4, n. 2, p. 241-256. 2010.
- BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. C. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região Alto Uruguai. **Perspectiva**, v. 34, n. 125, p. 67-77, 2010.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água. **Caderno de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 456-473. 2003.
- BUSS, D. F.; BORGES, E. L. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic Macroinvertebrates. **Neotropical Entomology**, v. 37, n. 3, p. 288-295. 2008.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de Bauxita - Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 335-348. 1995.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. A Habitat diversity and benthic functional trophic groups. Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 259-256. 2001.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologia Brasiliensis**, v. 14, n. 1, p. 91-98. 2002.
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I. Comparing modified biological working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water - quality assessment. **Limnologia**, v. 35, p. 169-176, 2005.
- CUMMINS, K. W.; R MERRITT & P ANDRADE. The use of invertebrates functional groups to characterize ecosystem attributes in selected Streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment Journal**, v. 40, n. 1, p. 69-89. 2005.
- DOLÉDEC, S.; STATZNER, B. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. **Society for Freshwater Science**, v. 29, n. 1, p. 286-311. 2010.
- DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. **Macroinvertebrados bentônicos sudamericanos. Sistemática y biología**. Editora Fundación Miguel Lillo, 656 pp. 2009.
- DUTRA, S. L. Avaliação da biodiversidade bentônica no Vale do Paranã (GO):visando a identificação de áreas prioritárias para conservação. Dissertação de mestrado. UnB. Brasília. 2006.
- EZCURRA DE DRAGO, I.; MARCHESE, M.; WANTZEN, K. M. Spatial patterns in benthic invertebrate community structure along the Lower Paraguay Floodplain System. **Archives für Hydrobiologie**, v. 160, n 3, p. 347-374. 2004.

FERNANDES, A. C. M. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: Proposta para elaboração de um Índice de integridade biológica. Tese de Doutorado. **Universidade de Brasília**. 220 pp. 2007.

GILBERT, J., POL, D. D. L. & STANFORD, J. A. **Groundwater Ecology**. Academic Press Limited, San Diego, California. 571 pp. 1994.

GONÇALVES, F. B. & MENEZES, M. S. de. A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. **Biota Neotropical**, v. 11, n. 4. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n4/en/abstract?article+bn00411042011>. Acesso em: 12/05/2021.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9. 2001.

HAWKES, H. A. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. **Water Research**, v. 32, n. 3, p. 964 - 968, 1997.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. 3 ed. Toronto Press, Toronto, 555 p. 1970.

JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 10, n. 2, p. 125-135. 1998.

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados, **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 10, p. 73 - 87, 2000.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. pp. 157-173. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, E. (Eds). Ecologia de insetos aquáticos. Rio de Janeiro, PPGEUFRJ, **Series Oecologia Brasiliensis**, v. 5, 309 p. 1998.

KUHLMANN, M.L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; OGURA, L.L.; IMBIMBO, H.R.V.. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. São Paulo: CETESB. 2012. <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>. Acesso em 08/05/2021.

LOPESI, M. J. do N.; SILVA, M. do S. R. da; SAMPAIO, R. T. de M.; BELMONT, E. L. L.; SANTOS-NETO, C. R. dos. Avaliação preliminar da qualidade da água de Bacias Hidrográficas de Manaus utilizando o método BMWP adaptado. **SaBios: Revista Saúde e Biologia**, v. 3, n. 2, p. 1-9, 2008.

LOPRETO, E.C.; TELL, G. **Ecosistemas de aguas continentals: metodologia para su estudio**. v. 1; 2; 3, Identificación de organismos. 1ªed. Buenos Aires: Ediciones Sur. 1995.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: Simpósio de Ecosistemas Brasileiros: Conservação, 5, 2000, Vitória. **Anais do Simpósio de Ecosistemas Brasileiros: Conservação**. Vitória (ES), 2000.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n.2, p. 203-210. 1999.

MARTINS, V. M.; FERREIRA, R. L. Limiting similarity in subterranean ecosystems: a case of niche differentiation in Elmidae (Coleoptera) from epigeal and hypogean environments. *Hydrobiologia*, v. 847, p. 593-604. 2020.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3 ed. Dubuque. Kendall/Hunt. Iowa. 862p. 1996.

MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do Rio Meia Ponte-GO. **Oecologia, Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

NERY, J. T.; VARGAS, W. M.; MARTINS, M. L. O. Caracterização da precipitação no estado do Paraná. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 4, n. 2, p. 81-89, 1996.

OLIVEIRA, A. L. H.; NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 4, 2010.

OLIVEIRA, E.; CERUTTI, V. H.; TAKEUCHI, S. S. Composição de macroinvertebrados em ambientes lóticos na rede de drenagem do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná, Brasil. In: **Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá**. 1 ed. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, v.1, p. 158-167. 2011.

PARANÁ. **Decreto n. 6.538, de 03 de maio de 2006**. Cria o Monumento Natural Gruta da Lancinha, no Município de Rio Branco do Sul. Monumento Natural Gruta da Lancinha, Curitiba, PR, 03 mai. 2006. Disponível em: <www.sbe.com.br/leis/dec6538pr.htm>. Acesso em: 20/02/2021.

PELLEGRINI, T. G. Rios Subterrâneos: um sistema pouco explorado no Brasil. **Boletim ABLimno**, v. 40, n. 2, p. 12-14, 2014.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos de Departamento de Antioquia**. Bogotá: Fondo Fen Colombia; Colciencias. 1988.

PES, A.M.O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.49, n. 2, p.181-204. 2005.

PIEDRAS, S. R. N.; BATER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v.36, n.2, p. 494-500, 2006.

PINTO, R. C.; PASSOS, E. Alterações geomorfológicas ocasionadas pela extração de calcário no município de Rio Branco do Sul – Pr. **Revista do Programa de Pós-Graduação em Geografia**, v. 3, n. 2, p. 3-20. 2011.

PINTO-DA-ROCHA, R. Invertebrados cavernícolas da porção meridional da província espeleológica do Vale do Ribeira, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 10, n. 2, p. 229-255. 1993.

PINTO-DA-ROCHA, R. 1995. Sinopse da fauna cavernícola do Brasil (1907-1994). **Papéis Avulsos Zoologia**, v. 39, n. 6, p. 61-173. 1995.

POLLHEINA, T. S.; CARDOSO, J. T.; SCHEINB, V. A. S. Characterization of the surface water of a municipal natural park by quality indexes. **Acta Brasiliensis**, v. 3, n. 2, p. 40-48, 2019.

ROBSON, B. J.; BARMUTA, L. A. The effect of two scales of habitat architecture on benthic grazing in river. **Freshwater Biology**, v. 39, p. 207-220. 2002.

ROLDÁN, G. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, v. 23, N. 88, P. 375-387. 1999.

ROLDÁN, G. **Bioindicacion de la calidad del Agua en Colombia**. Universidad de Antioquia, Colombia. 170 pp. 2003.

ROOT, R. B. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, n. 4, p. 317-350. 1967.

ROSALES, L. E.; MATEO, S. S. Uso de Macroinvertebrados betónicos como bioindicadores de calidad del agua del rio Palacagüina, Norte de Nicaragua. **Revista Científica de FAREM-Esteli. Medio ambiente, tecnología y desarrollo humano**, v. 8, n. 2. p. 66-75. 2013.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman/Hall, New York, p. 1-9. 1993.

RUARO, R.; AGUSTINI, M. A. B.; ORSSATTO, F. Avaliação da qualidade da água do Rio Clarito no Município de Cascavel (pr), através do índice BMWP adaptado. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, v. 5, n. 1, p. 5-12, 2010.

SEMA. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Avaliação da qualidade da água através dos macroinvertebrados bentônicos - índice BMWP**. 2000.

SESSEGOLO, G. C.; THEULEN, V.; SILVA-DA-ROCHA, L. F.; PINTO-DA-ROCHA, R. Conservação e manejo da Gruta da Lancinha, Rio Branco do Sul/PR. p. 175-197. In: ROCHA, L. F. S. da; OLIVEIRA, K. L.; SESSEGOLO, G. C. **Conservando cavernas: quinze anos de espeleologia**. Curitiba: GEEP-Açungui, 214 p. 2001.

SILVA, R. C.; MACÊDO, S.; CAETANO, D. L. F.; GATZKE, E. G.; VIEIRA, F. E. G.; DE PONTES SILVA, L. C. Aplicação do índice BMWP em uma micro bacia hidrográfica tributária do reservatório de Chavantes, município de Ribeirão Claro-Paraná. **XI Congresso de Educação do Norte Pioneiro**, Anais... ISSN: 1808-3579. p. 148-157. 2011.

SOUZA-SILVA M.; MARTINS R. P.; FERREIRA, R. L. Trophic dynamics in a Neotropical Limestone Cave. **Subterranean Biology**, v. 9, p. 127-138, 2011.

TAYLOR, E. L. S.; FERREIRA, R. L. Determinants on the structure of an aquatic invertebrate community in a neotropical limestone cave. **Revista Brasileira de Espeleologia**, v. 2, n. 1, p. 1-12. 2012.

TEITGE, G. R.; OLIVEIRA, E.; MEYER, A. Guildas tróficas e a qualidade de águas com base nos macroinvertebrados limnicos do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná, Brasil. In: **Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá**. 1 ed. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, v.1, p. 150-157. 2011.

TONIOLO, V.; MATTIELLO, I.; CAETANO, J. A.; WOSIACK, A. C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de impacto na qualidade de água do Rio Sagrado (Bacia Litorânea, PR), causada pelo rompimento do Poliduto OLAPA. In **Congresso Brasileiro de Limnologia**, Anais VIII Congresso Brasileiro de Limnologia, p. 248. 2001.

TRAJANO, E.; BICHUETTE, M. E. Relevância de cavernas: porque estudos ambientais espeleobiológicos não funcionam. **Espeleo-Tema**, v. 21, n. 1, p. 105-112. 2010.

TRAJANO, E.; BICHUETTE, M. E. BATALHA, M. A. Estudos ambientais em cavernas: os problemas da coleta, da identificação, da inclusão e dos índices. **Espeleo-Tema**, v. 23, n. 1. 2012.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo; Oficina de Textos, 631p. 2008.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137. 1980.

**RAPID INVENTORY OF OBSERVED AVIFAUNA AT FAZENDA DO ESTADO –
APTA HEADQUARTERS POLO REGIONAL VALE DO PARAÍBA,
PINDAMONHANGABA – SP, BRAZIL**

Vladimir Stolzenberg Torres^{1,4}, Karla Conceição Pereira², Danilo Corrêa de Paula Júnior³

¹Secretaria Municipal do Meio Ambiente, Urbanismo e Sustentabilidade / Prefeitura
Municipal de Porto Alegre

²Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, SAA/APTA-VP, Brasil

³Secretaria Municipal da Saúde / Prefeitura Municipal de Guaratinguetá

⁴Autor para correspondência: biologo.vladimir@gmail.com

ABSTRACT

The fauna constitutes a patrimony in the ecological, scientific, economic and cultural aspects and birds, in particular, have an important role in ecosystems and their study can be of great value for a better understanding of their functioning. Thus, the objective of this study is to present the list of species of birds Linnaeus, 1758 observed in the area of Fazenda do Estado, municipality of Pindamonhangaba (SP). The records were made from on-site observations from 2017 to 2020. The birds were identified by visualization, with the aid of binoculars and field guides and by vocalization. Taxonomy was performed based on Bencke et al. (2010) and Torres et al. (2018), and revised through Avibase (the world bird database), accompanied by the classification adopted by the Brazilian Committee for Ornithological Records (CBRO, 2015). The biogeographic similarity coefficient (CSB) was calculated among the avifauna found in the area, in relation to the species observed in the study by Magalhães et al. (2018), Zobotini e Brito (2014), Bonança e Beig (2010) consortium with Rosa et al. (2020), e Gussoni e Campos (2004). The most representative family was *Thraupidae* Cabanis, 1847 with fourteen species, followed by *Tyrannidae* Vigors, 1825 with thirteen species and *Ardeidae* Leach, 1820, with eight species, showing their regional predominance and, as can be inferred, a possible plasticity that favors the occupation of a wide range of habitats. Finally, conservation initiatives, of a governmental nature, generating public policies in consortium with civil society and environmental education can be used to preserve and guarantee the survival of the birds registered in this study, in part of the territory of Pindamonhangaba.

Keywords: Biodiversity; Conservation; Similarity coefficient; Biogeographic analysis; Public policies.

INTRODUCTION

According to Silva and Lima (2014), fauna is an asset in ecological, scientific, economic and cultural aspects, although a significant portion of society does not recognize, or simply does not understand, such value. It is likely that a good part of the population does not have the ethical and moral values inherent to environmental education, with this, according to Vidolin et al. (2004), failing to understand the environmental importance of different species in the structuring, maintenance and biological balance of ecosystems, essential for all forms of life.

Birds, in particular, have an important role in ecosystems and their study can be of great value for a better understanding of their functioning. Its range of species, for example, can be considered an indicator of the diversity of a community (KLEMMANN-Jr., 2002). The establishment of a bird community is intrinsically related to vegetation cover. In this context, birds, together with other groups of vertebrates, offer safe and fast information in environmental diagnostics and in the monitoring of areas of biological relevance (LAWTON, 1996). In addition, the collection of information about birds is also important because it serves as a database for biogeographic analysis (MAURER, 1994).

Thus, the objective of this study is to present the list of species of Linnaeus birds, 1758 observed in the area of Fazenda do Estado, municipality of Pindamonhangaba (SP).

MATERIAL AND METHODS

Characterization of the region

As a municipal area, Pindamonhangaba is located in the Vale do Paraíba region, close to the border with the State of Minas Gerais, encompassing the area bounded by the meridians $45^{\circ} 27' - 45^{\circ} 00' W$ and parallels $22^{\circ} 30' - 23^{\circ} 00' S$ (PEREIRA; CAMPOS, 2011). The altitudes observed in the municipality vary from 540m, in the Paraíba do Sul River bed, in the southeastern part, to 2,421m in Pico dos Marins, located in Serra da Mantiqueira; the topography being strongly influenced by the Serra da Mantiqueira in the NE-SW direction.

The climate verified in the region is the tropical high altitude, which is characterized by mild and humid summers and dry winters. Throughout the year, the average maximum temperature varies around $27^{\circ} C$ and the minimum around $15^{\circ} C$, which can reach close to $0^{\circ} C$ at higher altitudes during more severe winters. Its annual rainfall index is 1,436.9 mm, with January the wettest month, with precipitation of 243.9 mm and July the least rainy, with 27.5 mm.

According to Pereira et al. (2018), Pindamonhangaba has 11.96% of its territory covered by forest and 7.40% by capoeira. About 20% of the municipality's vegetation is classified as Dense Ombrophylous Forests, with 4.32% of its territory covered by areas considered to be reforestation.

Characterization of the State Farm (Fig. 1)

According to Galdino et al. (2014), the average annual precipitation in the area comprised by Fazenda do Estado is 1,250 mm, and 80% of this precipitation occurs in the months of October to March. About 97% of the area has declines less than 20%; areas with wavy relief (slopes between 8% and 20%) predominate and occupy 36.2% of the area (GALDINO et al., 2014).



Figure 1. Location of the State Farm
(Source: mosaic organized by the second author).

Procedures

The records were made from the observations in loco in the period from 2010 to 2020. The identification of the birds followed the same line as Paula-Jr. et al. (2021), having been performed by visualization, with the aid of binoculars and field guides (SIGRIST, 2007; NAROSKY; YZURIETA, 1993) and by vocalization. Taxonomy was performed based on Bencke et al. (2010) and Torres et al. (2018), and revised through Avibase - the world bird database http://avibase.bsc-eo.org/avibase.jsp, accompanied by the classification adopted in the most recent list of the Brazilian Committee for Ornithological Records (CBRO, 2015).

With regard to environmental status, they were classified, in accordance with Decreto N° 63.853 / 2018 of the state of São Paulo as RE = Regionally extinct; CR = Critically endangered; EN = In danger; VU = Vulnerable; NT = almost threatened; DD = Insufficient data (all cf. Decree N° 63.853 / 2018); LC = Little concern; EE = Exotic species. Permanence in the region was established, primarily, in the study by Moreira-Lima (2013), as: R = resident; M = migratory; # = assumed status, but not confirmed; EB = endemic to the Atlantic Forest.

The biogeographic similarity coefficient (CSB) was calculated among the avifauna found in the area, in relation to the species observed in the studies by Magalhães et al. (2018), Zobotini and Brito (2014), Bonança and Beig (2010) in partnership with Rosa et al. (2020),

and Gussoni and Campos (2004). For the calculation of the CSB, whose values can vary from zero (without similarity) to one (total similarity), the number of species common to two areas and the total number of species present in each area is considered using the arithmetic expression $CSB = 2C / (N1 + N2)$, where C is the number of species common to the compared areas and N1 and N2 the total number of species in each area considered (HOOGMOED, 1979).

RESULTS E DISCUSSION

The avifauna

The register of birds observed here (Tab. I, Figs. 2-4), in addition to those in loco in the referenced period, hosts information from studies carried out by Silveira and Uezu (2011), Moreira-Lima (2013), and Paula-Jr . et al. (2021).

Table I. Linnaeus birds, 1758 registered for the State Treasury, Pindamonhangaba municipality, SP. The asterisk marks exotic (naturalized) species. Status: Environmental status: RE = Regionally extinct; CR = Critically endangered; EN = In danger; VU = Vulnerable; NT = almost threatened; DD = Insufficient data (all cf. Decree N ° 63.853 / 2018); LC = Little concern; EE = Exotic species. Stay in the region: R = resident; M = migratory; # = assumed status, but not confirmed; EB = endemic to the Atlantic Forest.

Família	Espécie	Popular	Status Ambiental	Permanência na região
Accipitridae Vigors, 1824	<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	Gavião peneira	LC ²	R
	<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	Gavião carijó ou Pinhé	LC ²	R
Alcedinidae Rafinesque, 1815	<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	Martim pescador grande	LC ²	R
	<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	Martim pescador verde	LC ²	R
Anatidae Leach, 1820	<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	Pé vermelho	LC ²	M ²
	<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	Paturi ou Irerê	LC ²	M
Anhingidae Reichenbach, 1849	<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	Biguatinga	LC ²	M ²
Aramidae Bonaparte, 1852	<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	Carão	LC ²	R# ²
Ardeidae Leach, 1820	<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	Garça branca	LC ²	M ²
	<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	Socozinho	LC ²	M ²
	<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	Garça moura	LC ²	M ²
	<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	Garça vaqueira	LC ²	R
	<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Garça branca pequena	LC ²	M ²

	<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Maria faceira	LC ²	R
	<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	Socó boi	LC ²	R
	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Socó dorminhoco	LC ²	M ²
Caprimulgidae Vigors, 1825	<i>Hydropsalis</i> sp.	Curiango / Bacurau	LC#	R#
Cathartidae Lafresnaye, 1839	<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Urubu preto	LC ²	R
Charadriidae Leach, 1820	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	Quero quero	LC ²	M ²
Columbidae Leach, 1820	<i>Columba livia</i> Gmelin, 1789	Pombo doméstico	EE	R
	<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	Rolinha roxa	LC ²	R
	<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	Pombão / Asa branca	LC ²	R
	<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	Pomba de bando	LC ²	M ²
Corvidae Leach, 1820	<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	Gralha do campo	DD	R
Cuculidae Leach, 1820	<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	Anu preto	LC ²	R
	<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	Anu branco	LC ²	R
	<i>Piaya cayana</i> Linnaeus, 1766	Alma de gato	LC ²	R
	<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	Saci	LC ²	R
Dendrocolaptidae Gray, 1840	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	Arapaçu de cerrado	LC ²	R
Estrildidae Bonaparte, 1850	<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	Bico de lacre	EE	R
Falconidae Leach, 1820	<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777) ¹	Gavião carcará	LC ²	M
	<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	Gavião carrapateiro	LC ²	R
	<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	Quiri quiri	LC ²	M
Fringillidae Leach, 1820	<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	Fim fim	LC ²	R
Furnariidae Gray, 1840	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	Curutié	LC ²	R
	<i>Furnarius figulus</i> (Lichtenstein, 1823)	Casaca de couro da lama	LC ²	R
	<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	João de barro	LC	R
	<i>Phacellodomus ferrugineigula</i> (Pelzeln, 1858)	João botina do brejo	LC ²	R, EB ²
	<i>Phacellodomus rufifrons</i> (Wied, 1821)	João de pau	LC ²	R
	<i>Synallaxis rutilans</i> Temminck, 1823 ¹	João teneném	VU#	R, EB#

Hirundinidae Rafinesque, 1815	<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	Andorinha doméstica grande	LC ²	M ²
	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> Vieillot, 1817	Andorinha pequena de casa	LC ²	M ²
	<i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783)	Andorinha do rio	LC ²	R ²
Icteridae Vigors, 1825	<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	Garibaldi	LC ²	R
Jacanidae Chenu & Des Murs, 1854	<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	Jaçana	LC ²	M ²
Mimidae Bonaparte, 1853	<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	Sabiá do campo	LC ²	R
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer, 1947	<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	Mariquita	LC ²	R
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850	<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius-Müller, 1776)	Tico tico	LC ²	R
Passeridae Rafinesque, 1815	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Pardal	EE	R
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849	<i>Nannopterum brasilianus</i> (Gmelin, 1789) ¹	Biguá	LC ²	M ²
Picidae Leach, 1820	<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	Pica pau verde barrado	LC ²	R
	<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	Pica pau branco	LC ²	R
	<i>Picumnus cirratus</i> Temminck, 1825	Pica pau anão barrado	LC ²	R
Psittacidae Rafinesque, 1815	<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	Tuim	LC ²	R
	<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	Maitaca verde	LC ²	R
	<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776) ¹	Periquitão maracanã	DD	R#
Rallidae Rafinesque, 1815	<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	Frango d'água	LC ²	R
	<i>Porphyrio martinicus</i> (Linnaeus, 1766) ¹	Frango d'água azul	LC ²	R
	<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)	Sanã parda	LC ²	R
	<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	Saracura sanã	LC ²	R
Ramphastidae Vigors, 1825	<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	Tucano / Tucanuçu	LC ²	R
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907	<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	Ferreirinho relógio	LC ²	R
	<i>Todirostrum poliocephalum</i>	Teque teque	LC ²	R, EB

	(Wied, 1831)			
Strigidae Leach, 1820	<i>Asio clamator</i> (Vieillot, 1808)	Coruja orelhuda	LC ²	R
	<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	Coruja buraqueira	LC ²	R
	<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	Corujinha do mato	LC ²	R
Thraupidae Cabanis, 1847	<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Cambacica	LC ²	R
	<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	Figuinha de rabo castanho	LC ²	R
	<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Saí azul	LC ²	R
	<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	Saíra de chapéu preto	LC ²	R
	<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	Tiê sangue	LC ²	R, EB
	<i>Sporophila collaris</i> (Boddaert, 1783)	Coleiro do brejo	LC ²	R
	<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	Bigodinho	LC ²	M ²
	<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	Coleirinho	LC ²	M ²
	<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Saíra amarela	LC ²	R
	<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1821)	Sanhaçu do coqueiro	LC ²	R
	<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Sanhaçu cinzento	LC ²	R
	<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	Saí andorinha	LC ²	M ²
	<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Saí canário	LC ²	R
	<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Tiziu	LC ²	R
Trochilidae Vigors, 1825	<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	Beija flor de peito azul	LC ²	R
	<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	Besourinho do bico vermelho	LC ²	R
	<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	Beija flor tesoura	LC ²	R
	<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	Beija flor do rabo branco	LC ²	R
	<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	Beija flor de fronte violeta	LC ²	R
Troglodytidae Swainson, 1831	<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823 ¹	Corruíra ou Corrila	LC ²	R
Turdidae Rafinesque, 1815	<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	Sabiá de barranco	LC ²	R
	<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	Sabiá poca	LC ²	M ²
Tyrannidae Vigors, 1825	<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Risadinha	LC ²	R

	<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	Guaracava de barriga amarela	LC ²	R
	<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868	Guaracava grande	LC ²	M ²
	<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	Lavadeira mascarada	LC ²	R
	<i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)	Gibão de couro	LC ²	R
	<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	Suiriri cavaleiro	LC ²	R
	<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	Neinei	LC ²	M ²
	<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	Bentevizinho de topete vermelho	LC ²	R
	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Bem te vi	LC ²	R
	<i>Serpophaga nigricans</i> (Vieillot, 1817)	João pobre	LC ²	R
	<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	Alegrinho	LC ²	M ²
	<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	Suiriri	LC ²	M ²
	<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802	Tesourinha	LC ²	M ²
Tytonidae Mathews, 1912	<i>Tyto furcata</i> (Temminck, 1827) ¹	Coruja da igreja	DD	R
Vireonidae Swainson, 1837	<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766) ¹	Juruviara	DD	R

¹See discussions about this species in the studies by Paula-Jr. et al. (2020a, 2020b, and 2021).

² Based on the study by Moreira-Lima (2013).



Figure 2. Some of the birds observed at Fazenda do Estado, municipality of Pindamonhangaba, SP: A) Flock dove, *Zenaida auriculata* (Des Murs, 1847); B) Water chicken, *Gallinula galeata* (Lichtenstein, 1818); C) Moorish heron, *Ardea cocoi* Linnaeus, 1766 (Source: second author's image database - 2017/2020; mosaic organized by the senior author).

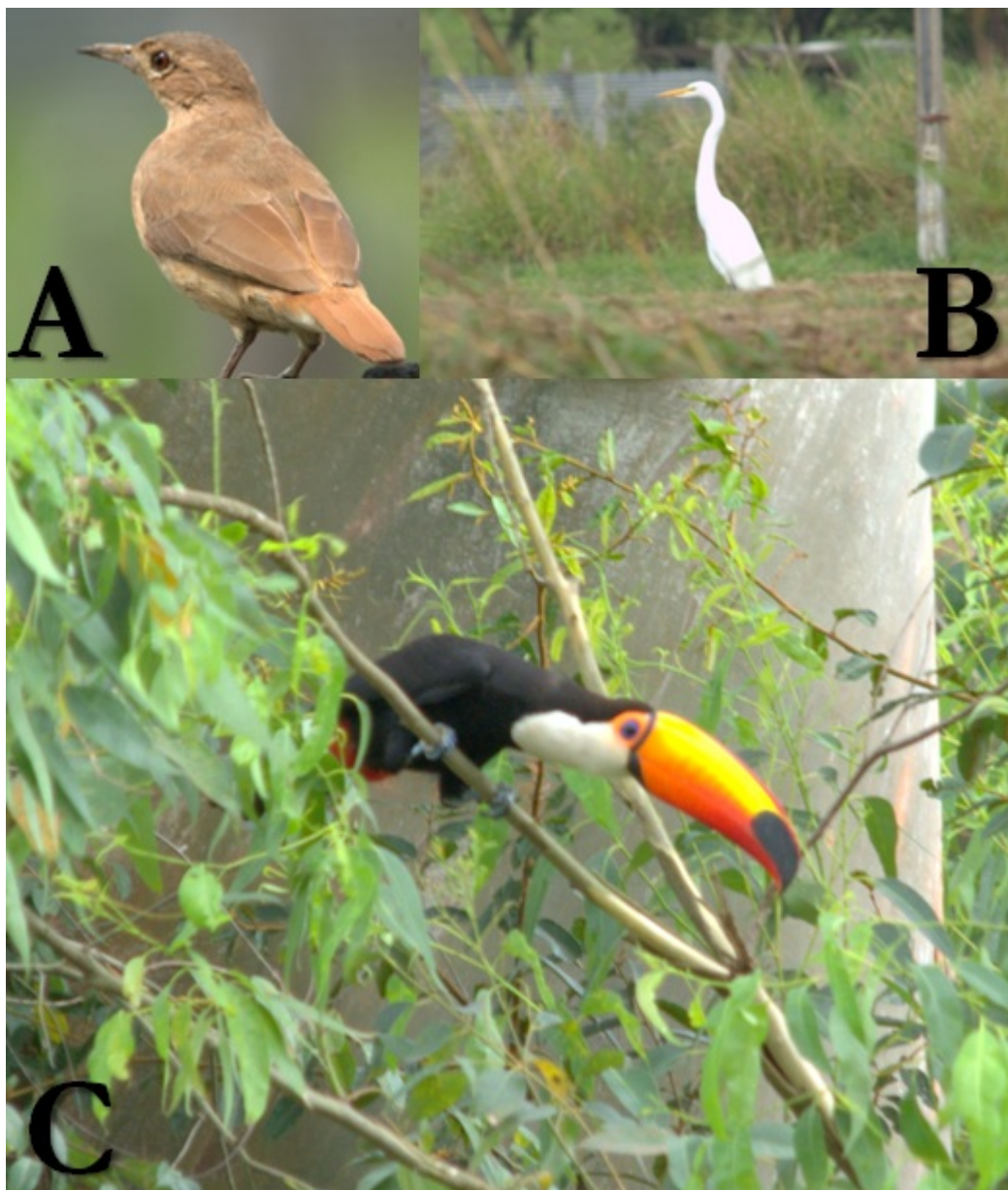


Figure 3. Some of the birds observed at Fazenda do Estado, municipality of Pindamonhangaba, SP: A) João de barro, *Furnarius rufus* (Gmelin, 1788); B) Great white egret, *Ardea alba* Linnaeus, 1758; C) Tucanuçu, *Ramphastos toco* Statius Muller, 1776 (Source: second author's image database - 2017/2020; mosaic organized by the senior

author).

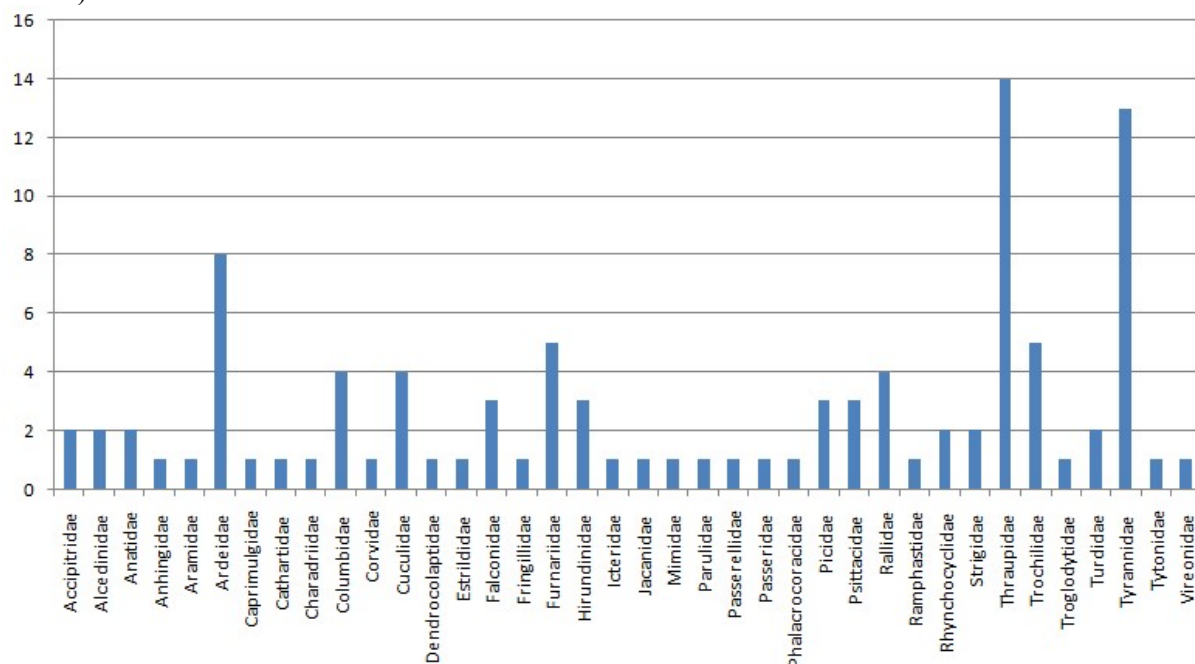


Figure 4. Graphical representation of species diversity in avifauna families observed at Fazenda do Estado, municipality of Pindamonhangaba, SP.

The graph of representativeness of the families (Fig. 4), as well as the list of species observed (Tab. I) are identical to those observed by Paula-Jr. et al. (2021), with this showing that they are populations with what is interpreted as being a possible wide regional occurrence.

For the calculation of Jundiaí data, Bonança and Beig (2010) and Rosa et al. (2020) because they complement each other. Thus, the following biogeographic similarity coefficients (CSB) were obtained:

1. Present study versus Magalhães et al. (2018) = 1.28
 - 1.1. Geodetic distance from São Paulo to Pindamonhangaba = 139 km
2. Present study versus Bonança and Beig (2010) in association with Rosa et al. (2020) = 0.61
 - 2.1. Geodetic distance from Jundiaí to Pindamonhangaba = 150 km
3. Present study versus Zobotini and Brito (2014) = 0.56
 - 3.1. Geodesic distance from Ourinhos to Pindamonhangaba = 451 km
4. Present study versus Gussoni and Campos (2004) = 0.41
 - 4.1. Geodetic distance from Arujá / Santa Isabel to Pindamonhangaba \approx 95 km

The geodesic distance was presented, together with the CSB, as a way to demonstrate that this aspect does not constitute an interference factor, in such a way that it can be inferred that the number of species present in each region is associated, not only with mechanisms of

dispersion, but also to local environmental peculiarities, which justifies the importance of specific studies of a broader spectrum.

The high CSB obtained in relation to the study by Magalhães et al. (2018), reveals the existence of a complete similarity of the avifauna observed at Fazenda do Estado, in relation to that registered for the municipality of São Paulo.

FINAL CONSIDERATIONS

The most representative family was Thraupidae Cabanis, 1847 with fourteen species, followed by Tyrannidae Vigors, 1825 with thirteen species and Ardeidae Leach, 1820, with eight species, showing their regional predominance and, as can be inferred, a possible plasticity that favors the occupation of a wide range of habitats.

Regarding the biogeographic similarity coefficient obtained, São Paulo presents a territory more widely impacted by anthropomorphic actions than Pindamonhangaba, allowing the free thought that the species richness should be higher in the second municipality and lower in the first, which In fact, do not be consumed. Apparently, the green area provided by the Butantã Institute presents itself as a significant number of bird species, thus increasing the wealth of the municipality as a whole. Anyway, this issue raises the need for further studies for the region of Pindamonhangaba and surroundings.

Similar to that observed in Guaratinguetá, *Cyanocorax cristatellus* (Temminck, 1823), *Psittacara leucophthalmus* (Statius Muller, 1776), *Tyto furcata* (Temminck, 1827) and *Vireo olivaceus* (Linnaeus, 1766) deserve more attention in order to confirm their effective presence in the region, seeking to avoid mistaken records due to a possible incorrect identification, as well as checking its environmental status in the event of a confirmed occurrence.

Finally, conservation initiatives, of a governmental nature, generating public policies in consortium with civil society and environmental education can be used to preserve and guarantee the survival of the birds registered in this study, in part of the territory of Pindamonhangaba.

REFERENCES

- BENCKE, G. A.; DIAS, R. A.; BUGONI, L.; AGNES, C. E.; FONTANA, C. S.; MAURÍCIO, G. N.; MACHADO, D. B. Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia*, Sér. Zool., v.100, n.4, p.519-556. 2010.
- BONANÇA, R. A.; BEIG, B. B. Levantamento da avifauna em três parques do município de Jundiaí, São Paulo. *Atualidades Ornitológicas*, n.156, 5p., 2010.
- CBRO – Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Listas das aves do Brasil*. 2015. Disponível on line em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em 14 Set. 2020.
- GALDINO, S.; ARAUJO, L. S. de; SILVA, G. B. S. da; NOGUEIRA, S. F.; PEREIRA, K. C. *Modelagem da erosão aplicada ao planejamento conservacionista do solo em pastagens de Pindamonhangaba, SP*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2014.
- GUSSONI, C. O. A.; CAMPOS, R. P. de. Avifauna da APA Federal da Bacia do Rio Paraíba do Sul nos municípios de Arujá e Santa Isabel (SP). *Atualidades Ornitológicas*, n.117, 17p. 2004.

HOOGLMOED, M. S. The herpetofauna of the Guianan region. In: DUELLMAN, W. E. (Org.). The South American Herpetofauna: its origin, evolution and dispersal. Kansas: Kansas University Press, 1979. p. 241-279.

KLEMMANN-Jr., L. Inventário da avifauna da Floresta Estadual do Palmito, Paranaguá, Paraná. 2002. 45 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

LAWTON, J. H. Population abundance, geographic range and conservation: 1994 Witherby Lecture. Bird Study, n.43, p.3-19. 1996.

MAGALHÃES, A. F. de A. Inventário da Fauna Silvestre do Município de São Paulo. São Paulo: Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, 2018. Disponível em <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/chamadas/inventrio_da_fauna_silvestre_1550864508.pdf>.

MAURER, B. A. Geographical Population Analysis: Tools for the Analysis of Biodiversity. Oxford: Blackwell Scientific Pub. 1994.

MOREIRA-LIMA, L. Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação. 2013. 526 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

NAROSKI, T.; YZURIETA, D. Guia para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Buenos Aires: Vazquez Mazzini editores, 1993.

PAULA-Jr., D. C. de.; PEREIRA, K. C.; TORRES, V. S. Caracterização do Parque Ecológico Municipal Anthero dos Santos e da avifauna aí ocorrente – Guaratinguetá – SP. UNISANTA Bioscience, v.9, n.4, p.301-311, 2020a.

PAULA-Jr., D. C. de.; TORRES, V. S.; PEREIRA, K. C.; CORBI, V. C. Caracterização do Bosque da Amizade (Av. Presidente Vargas) e diagnóstico da fauna aí observada – Guaratinguetá – SP. UNISANTA Bioscience, v.9, n.4, p.312-327, 2020b.

PAULA-Jr., D. C. de.; PEREIRA, K. C.; TORRES, V. S. Inventário rápido da avifauna observada no município de Guaratinguetá, SP. UNISANTA Bioscience, v.10, n.1, p.12-23 2021.

PEREIRA, K. C.; CAMPOS, A. F. de. Panorama ambiental do município de Pindamonhangaba / SP. Pesquisa & Tecnologia, v.8, n.2, 7p. 2011

PEREIRA, K. C.; GUIMARÃES, E. A.; SOUZA, C. M.; TAKISHITA, S. S.; TORRES, V. S. GEOCENÁRIOS III: Caracterização socioambiental das sub-bacias dos ribeirões do Curtume e Água Preta, no município de Pindamonhangaba/SP – Brasil. Brazilian Journal of Ecology, v.1, n.18, p.133-144. 2018.

ROSA, J. S. da; FRANCALACI, A.; LIMA, A. B. C. R. Levantamento da avifauna em uma área particular no município de Jundiá – SP. UNISANTA Bioscience, v.9, n.4, p.292-300, 2020.

SÃO PAULO. Decreto N° 63.853, de 27 de novembro de 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas.

SIGRIST, T. Guia de campo: aves do Brasil oriental. São Paulo: Avis Brasilis, 2007.

SILVA, S. M. da; LIMA, R. A. Levantamento da fauna silvestre no centro de reabilitação do batalhão da polícia militar ambiental nos anos de 2010, 2011 e 2013 no município de Candeias do Jamari – RO. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET, v.18, n.1, p.296-311, 2014.

SILVEIRA, L. F.; UEZU, A. Checklist das aves do Estado de São Paulo, Brasil. Biota Neotrop., v.11, n.1, p.83-110, 2011.

TORRES, V. S.; TORRES, F. S. S.; MACHADO, A. M.; PEREIRA, K. C. Diversidade de aves e mamíferos da propriedade Portal da Liberdade, Viamão – RS, Brasil. UNISANTA Bioscience, v.7, n.3, p.217-230, 2018.

VIDOLIN, G. P. P. R.; MANGINI, M. M. B.; MUCHAILH, M. C. Programa estadual de manejo de fauna silvestre apreendida – Estado do Paraná, Brasil. Caderno de Biodiversidade, v.4, n.2, p.37-49, 2004.

ZABOTINI, R. M.; BRITO, Y. C. T. Levantamento qualitativo da avifauna do município de Ourinhos. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, VIII. Anais do ..., Ourinhos, 2009.

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE

TAXOCENOSE DE MACROINVERTEBRADOS NO RIBEIRÃO DA LANÇA: TRECHO DA GRUTA DA LANCINHA, RIO BRANCO DO SUL, PARANÁ

ASSEMBLAGES OF THE MACROINVERTEBRATES IN RIBEIRÃO DA LANÇA: IN A STRETCH OF CAVE GRUTA DA LANCINHA, RIO BRANCO DO SUL, PARANÁ

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Departamento de Engenharia Ambiental, e-mail: souza13.caique@gmail.com

Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Setor Litoral, e-mail: edinaoli@yahoo.com.br

Gabriel de Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Ciências Biológicas, e-mail: gabrielghedin23@gmail.com

RESUMO

O presente estudo analisa a composição e variação temporal e espacial da taxocenose de macroinvertebrados, acompanhada da análise ambiental num trecho do Ribeirão da Lança sob influência da Gruta da Lancinha. Foram estabelecidos dois períodos para amostragens (Seco e Chuvoso) e delimitados três setores (Montante, Gruta e Jusante). Foi aplicado Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (PARDH) para análise da condição local. Os organismos foram identificados ao nível de família e gênero sendo categorizados os grupos funcionais de alimentação e interpretados os índices ecológicos e o Biological Monitoring Working Party System (BMWP') para avaliar a qualidade da água. O PARDH totalizou 90 pontos (condição natural). A taxocenose apresenta N=1241 organismos (N=373 na estação Seca e N=868 na estação Chuvosa), distribuídos na riqueza de S=45 gêneros (S=27 na estação Seca e S=37 na estação Chuvosa). Foram reconhecidas 5 guildas alimentares Coletor, Filtrador, Fragmentador, Predador e Raspador. No período Seco os fragmentadores ocupam de forma predominante os setores. No período Chuvoso os predadores se distribuem de forma predominante. No total a diversidade de Shannon-Wierner e a riqueza de Margalef foram mais elevados no período Chuvoso, enquanto que a Equitabilidade-Pielou e a Dominância-Berger-Parker no período Seco. A somatória dos escores do BMWP' no período Seco foi de 171 pontos e no período Chuvoso 217 pontos, qualificando uma excelente qualidade da água. Os resultados destacam para ambos os períodos e setores condições ambientais que favorecem a presença de Tricorythidae, Lophophlebiidae, Perlidae, Calamoceratidae e Leptoceridae, contribuindo para os valores elevados registrados.

Palavras-chave: Período Seco e Chuvoso, Índices Ecológicos, BMWP'.

ABSTRACT

The present study analyzes the composition and temporal and spatial variation of macroinvertebrate assemblages, accompanied by environmental analysis in a stretch of Ribeirão da Lança under the influence of Gruta da Lancinha. Two periods for sampling were established (Dry and Rainy) and three sectors were delimited (Upstream, Cave and Downstream). A Rapid Assessment of Habitat Diversity Protocol (PARDH) was applied to analyze the local condition. The organisms were identified at the family and genera level, functional food groups were categorized and ecological indexes and the Biological Monitoring Working Party System (BMWP') were interpreted to assess water quality. PARDH totaled 90 points (natural condition). Assemblages has N = 1241 organisms (N = 373 in the Dry station and N = 868 in the Rainy season), distributed in the richness of S = 45 genera (S = 27 in the Dry station and S = 37 in the Rainy season). Five food guilds were recognized Collectors, Filters, Shredders, Predators and Scrapers. In the Dry period, shredders predominantly occupy sectors. In the Rainy season, predators are predominantly distributed. In total, Shannon-

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE

Wiernner's diversity and Margalef's wealth were higher in the Rainy season, while Equitability-Pielou and Dominance-Berger-Parker in the Dry period. The BMWP 'scores in the Dry period was 171 points and in the Rainy period 217 points, highlighting an excellent water quality. The results highlight for both periods and sectors environmental conditions that favor the presence of Tricorythidae, Lephophlebiidae, Perlidae, Calamoceratidae and Leptoceridae, contributing to the high values recorded.

Keywords: Period Dry and Rainy, Ecology Index, BMWP'.

INTRODUÇÃO

Nos ambientes subterrâneos, que apresentam conectividade com ambientes externos, as variáveis de maior relevância são representadas pelos fatores históricos, ecológicos, a dinâmica da conectividade com outros ecossistemas, aliado ainda à heterogeneidade de habitats. Tais aspectos tornam esses ambientes cavernícolas ímpares, cujas singularidades destacam a importância de estudos para sua compreensão e conservação (Trajano & Bichuette, 2010). Nesse sentido, o sistema límico (rios, enxurradas, cursos d'água, águas que percolam pelo teto ou paredes e através de aberturas ou fraturas, existentes em cavernas) é responsável, em muitos casos, pela entrada dos recursos necessários à dinâmica destes ecossistemas (Gilbert; Pol; Stanford, 1994).

Nestes singulares ecossistemas aquáticos, as principais variáveis envolvidas na dinâmica espaço-temporal apresentam conexão direta com as mudanças longitudinais, a geomorfologia e a sinergia dos atributos ecológicos (velocidade de corrente, condições do substrato, disponibilidade de alimento, abrigo e a homeostase do meio). Todas estas afetam de forma expressiva os padrões de distribuição das comunidades de macroinvertebrados (Vannote *et al.*, 1980; Merritt & Cummins, 1996; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Nesse sentido, diferentes formas de estudo são aplicadas para estas comunidades (Rosenberg & Resh, 1993; Robson & Barmuta 2002; Dolédec & Statzner, 2010).

O fato destes macroinvertebrados competirem entre si por recursos do ambiente, possibilita reconhecer uma diversidade de adaptações morfo-comportamentais para obtenção do alimento. Desta forma, os mesmos se enquadram nas proposições do termo guilda funcional de alimentação, conforme originalmente proposto por Root (1967) e posteriormente corroborado por Cummins; Merritt; Andrade (2005). Além disso, estes animais representam um nível fundamental nas redes tróficas, compondo um elo relevante entre os seus predadores de níveis superiores e os microrganismos (algas, bactérias e protozoários) que se associam à matéria orgânica no nível inferior (Callisto & Esteves, 1995; Marques; Ferreira; Barbosa, 1999; Ezcurra De Drago; Marchese; Wantzel, 2004).

Nessa dimensão, estes componentes da biota aquática são fundamentais na transformação da matéria, no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, fazendo com que sejam potenciais bioindicadores para análises ambientais (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Callisto; Moretti; Goulart, 2001; Barbosa *et al.*, 2016;). Desta forma, a presença ou ausência desta comunidade pode ser usada como indicativo para determinar a qualidade ambiental de um corpo hídrico, aplicando-se diferentes índices ecológicos, com destaque para o BMWP' (*Biological Working Monitoring Party System*), que, balizado pela tolerância destes macroinvertebrados às alterações ambientais, permite a qualificação do estado de conservação de um certo local (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Buss; Baptista; Nessimian, 2003; Batista *et al.*, 2010; Biasi *et al.*, 2010).

Apesar da importância supra destacada, há uma ampla lacuna de estudos sobre as comunidades de macroinvertebrados em rios subterrâneos. A raridade de pesquisas com este enfoque dificulta o entendimento de padrões básicos da comunidade (Pellegrini, 2014). Além disso, Trajano; Bichuette;

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE

Batalha (2012) alertam para a necessidade de atenção dos pesquisadores no desenvolvimento de estudos em ambientes cavernícolas. Para os autores é crucial que se faça uma reflexão considerando as estratégias de coleta, o número de réplicas aliadas a heterogeneidade ambiental e o esforço amostral, as variações espaciais e temporal, o nível taxonômico de identificação, os critérios de inclusão e a seleção dos índices a serem aplicados nas análises, para mitigar o valor das argumentações apresentadas. Tais ponderações são relevantes para não comprometer a confiabilidade do estudo.

A Gruta da Lancinha (Rio Branco do Sul - 25°09'58" S; 49°17'12" W e altitude de 860 m) é a terceira maior cavidade do Estado do Paraná, com 2080 m de extensão, além disso, a gruta é uma das mais bem amostradas cavernas do Paraná, com mais de 30 eventos de coleta realizados em seu interior (Pinto-da-Rocha, 1993) e, em termos de biodiversidade, foram catalogadas 75 espécies (Pinto-da-Rocha, 1995). Todavia, particularmente a taxocenose de macroinvertebrados do Ribeirão da Lança, ainda não foi avaliada.

OBJETIVOS

A presente análise teve como meta atingir quatro objetivos. O primeiro reconhecer as condições ambientais do trecho em estudo, subsidiada pelo Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats (PARDH) (Callisto *et al.*, 2002). O segundo determinar a composição, variação temporal (períodos Seco e Chuvoso) e espacial (Montante, Gruta e Jusante) da taxocenose de macroinvertebrados. O terceiro comparar os índices ecológicos e guildas tróficas desta comunidade. O quarto avaliar a qualidade ambiental, utilizando o índice BMWP' (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988). Acredita-se que os resultados possam oferecer subsídios para programas de monitoramento e gestão.

MATERIAL E MÉTODOS

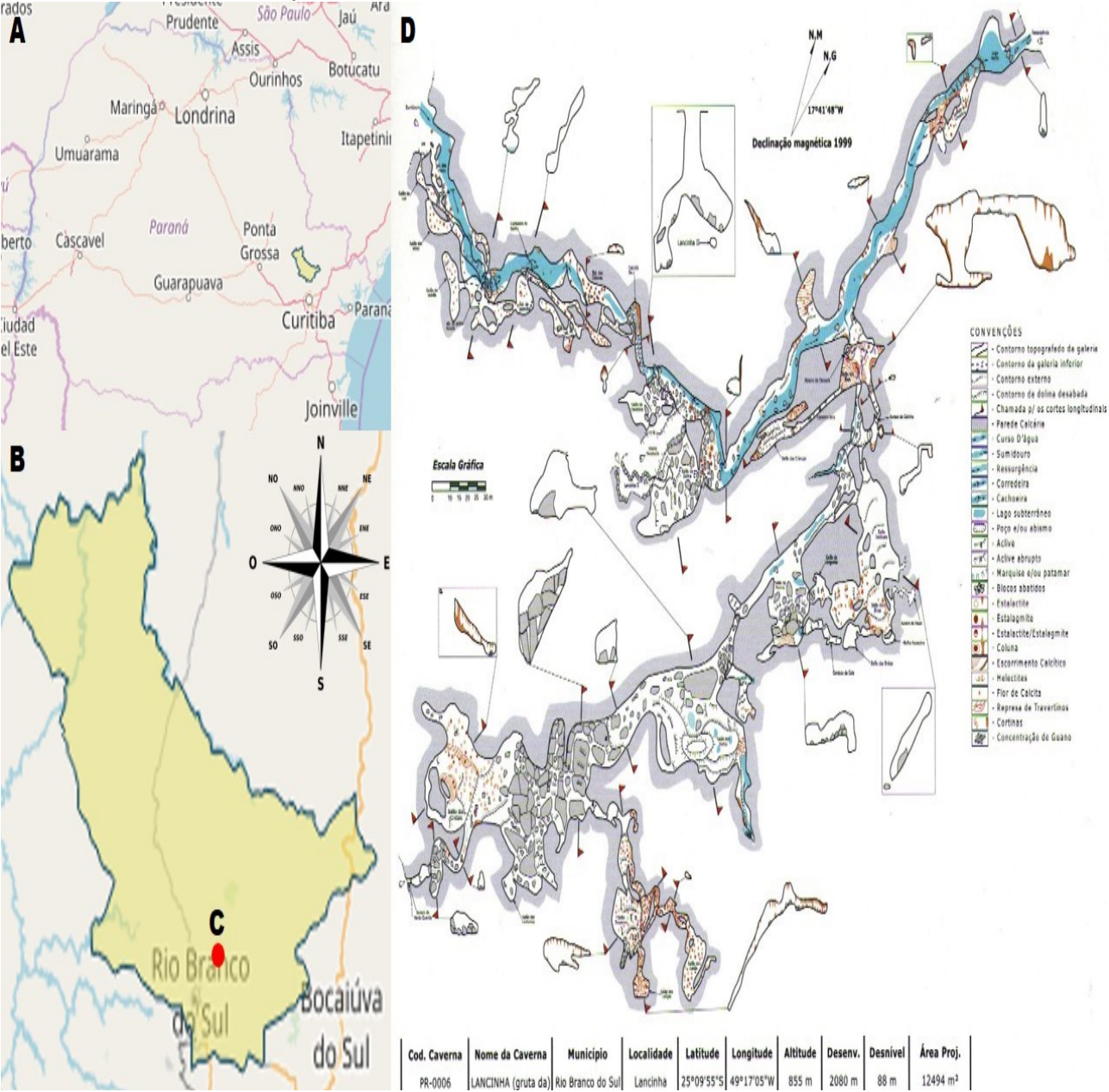
A Gruta da Lancinha (Figura 1) insere-se no Primeiro Planalto do Paraná e faz parte do Grupo Açungui, disposta na Faixa Capiroe. O Ribeirão da Lança (Rio Branco do Sul, Paraná), pertence à Bacia Hidrográfica do Ribeira. As coletas foram realizadas mediante a Autorização de Pesquisa N. 41034-7 (IBAMA-SISBIO).

Aplicando o PARDH (Callisto *et al.*, 2002), foram avaliadas as condições ambientais e, ainda em campo, foram obtidos os seguintes dados abióticos: velocidade de corrente superficial, pelo método de flutuação em distância (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008), oxigênio dissolvido, aferido com oxímetro portátil (Lutron 5519®), pH, utilizando pHmetro digital, e temperatura da água de superfície, obtida com termômetro de mercúrio. Adicionalmente, foram tomadas cinco medidas para o cálculo da média da distância entre margens e da média da profundidade.

Para análise da composição e variações temporal e espacial da taxocenose de macroinvertebrados, foram delimitados dois períodos climáticos para estudo: Seco (Junho-2017) e Chuvoso (Novembro-2017) e três setores de coleta (Montante, Gruta/Interior e Jusante). Em cada período climático e setor, foram extraídas cinco réplicas durante um CPUE (Captura por Unidade de Esforço) de 30 minutos, totalizando 30 réplicas ao final do estudo.

Cada réplica foi realizada aplicando o método visual de Busca Ativa, com o uso de peneiras de 40 cm de diâmetro e 1 mm de abertura de malha, utilizando a Técnica de Catação. Os pesquisadores buscaram diferentes microambientes, objetivando reconhecer a heterogeneidade ambiental e proceder uma amostragem efetiva em cada setor.

Figura 1 – Representações da área de estudo. A) Estado do Paraná; B) Município de Rio Branco do Sul; C) Localização da Gruta da Lancinha; D) Mapa do interior da Gruta da Lancinha, destacando o trecho do Ribeirão da Lança.



Os organismos coletados foram fixados em formol 10% usando a água do local de estudo, acondicionados em recipientes plásticos e transferidos ao laboratório. No laboratório, os organismos foram triados e identificados ao nível de família ou gênero e guilda trófica. A seguir, foram transferidos para recipiente com álcool 70% e depositados na coleção de referência da Universidade Positivo.

Considerando a estrutura da comunidade (famílias e gêneros), foi realizada a interpretação de índices ecológicos, utilizando o software *Paleontological Statistics* PAST v. 2.17 (Hammer; Harper; Ryan, 2001). A qualidade da água foi mensurada pela aplicação do índice BMWP' (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988), sendo a seguir os dados de ambos períodos agrupados para análise da composição de guildas tróficas (Merritt & Cummins, 1996).

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE

Para determinação das guildas tróficas, cada organismo foi analisado e foram realizadas comparações com a literatura (Cummins; Merritt; Andrade, 2005). A análise do Índice BMWP' foi realizada considerando a totalidade da comunidade registrada (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988; Buss; Baptista; Nessimian, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No trecho em estudo, o Ribeirão da Lança apresenta leito de substrato arenoso, variando de granulação fina a grossa, com matacões rochosos de diferentes dimensões, distribuídos espaçadamente e ainda algumas pequenas porções com lajeado rochoso. A Figura 2 apresenta uma visão parcial de cada um dos setores estabelecidos para as amostragens da comunidade de macroinvertebrados.

Figura 2 – Vista parcial do trecho em estudo no Ribeirão da Lança. A) Montante da Gruta da Lancinha, B) Interior da Gruta da Lancinha e C) Jusante da Gruta da Lancinha.



O ambiente pertence à parte mais elevada e encachoeirada deste ribeirão, a presença da Gruta da Lancinha imputou ao local a condição de Monumento Natural Gruta da Lancinha, o qual foi instituído pelo Decreto n. 6.258 de 03/03/2006 (Paraná, 2006). Todavia, ainda permanece a ausência de um Plano de Manejo e de um sistema de gestão para atendimento aos visitantes. Sessegolo *et al.* (2001) destacam a relevância desta cavidade no cenário espeleológico paranaense e nacional.

Nas proximidades foi observado reflorestamentos de *Eucaliptus* sp. e *Pinus* sp., bem como áreas de agricultura e pecuária. Além destes, há trechos com presença de floresta secundária em ambas as margens do ribeirão. Em ambos os períodos de amostragem foi possível evidenciar vestígios da extensa visitação (resíduos antrópicos, vestígios de fogo e pegadas), distribuídos nas proximidades das margens do ribeirão e nos trechos do interior da gruta, de forma irregular em todos os setores de estudo.

A aplicação do PARDH (Callisto *et al.*, 2002) em ambos os períodos de amostragens (Seco e Chuvoso) indicou uma somatória total de 90 pontos, caracterizando as condições ecológicas como trecho natural. Destaca-se ainda que os primeiros onze e os últimos cinco parâmetros, do total de vinte e dois deste protocolo, registraram os valores mais elevados de pontuação, equivalentes a 4 ou 5 pontos. O total de pontos revela qualitativamente e quantitativamente que os atributos do habitat físico se mantem estáveis nos dois períodos de estudo.

A área insere-se no bioma Mata Atlântica, na fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista. O Ribeirão da Lança pertence à Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira, que integra a Bacia Hidrográfica do Atlântico Sul. O clima predominante é do tipo *Cfb* (Classificação Climática de Köppen-Geiger), comum à maior parte da Região Central e do Primeiro Planalto Paranaense (Nery; Vargas; Martins,

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE (1996). Estudos de Pinto; Passos (2011) apontaram que os cursos d'água no município de Rio Branco do Sul são alvo de diversas intervenções ambientais, que modificam suas características naturais em função das demandas provocadas pela exploração de calcário. A condição de Monumento Natural garante a manutenção de uma condição natural no trecho estudado deste ribeirão.

A Tabela 1 apresenta os dados abióticos (velocidade média de corrente, oxigênio, pH e temperatura), obtidos durante as fases de campo nos períodos Seco e Chuvoso. Os resultados não apontaram diferenças entre os três setores amostrais (M – Montante, G – Gruta e J – Jusante). Este fato destaca que neste trecho as águas mantêm as variáveis limnológicas relativamente estáveis entre os setores.

Tabela 1 – Ribeirão da Lança, trecho Gruta da Lancinha. Valores médios dos parâmetros abióticos, na água de superfície, nos períodos e setores (M - Montante, G - Gruta e J – Jusante) em 2017.

Parâmetros	Período Seco			Período Chuvoso		
	M	G	J	M	G	J
Velocidade de corrente	0,19 m/s	0,19 m/s	0,19 m/s	0,19 m/s	0,19 m/s	0,19 m/s
Oxigênio dissolvido	18,8 mg/L	18,8 mg/L	18,8 mg/L	12,6 mg/L	12,6 mg/L	12,6 mg/L
Potencial Hidrogeniônico	6.7	6.7	6.7	5.9	5.9	5.9
Temperatura da água	12.9°C	12.5°C	12.9°C	15.4°C	15.4°C	15.4°C

A manutenção do valor médio da velocidade de corrente entre os períodos Seco e Chuvoso destaca que o volume de águas se mantém muito próximo. O oxigênio e o pH foram mais elevados no período Seco, enquanto que a temperatura foi mais elevada no período Chuvoso, mês de primavera. No setor Interior da Gruta o menor valor da temperatura no período Seco é um indicativo da estação inverno.

No trecho à Montante, a distância média entre as margens deste ribeirão oscilou entre 1,1 m e 2,7 m de comprimento, no Interior da Gruta a variação foi de 1,2 m a 3,0 m e no trecho à Jusante variou entre 1,5 m e 4,5 m. A profundidade média no período Seco oscilou entre 16 cm e 56 cm, enquanto que no período Chuvoso oscilou entre 26 cm e 86 cm, nos três setores em estudo.

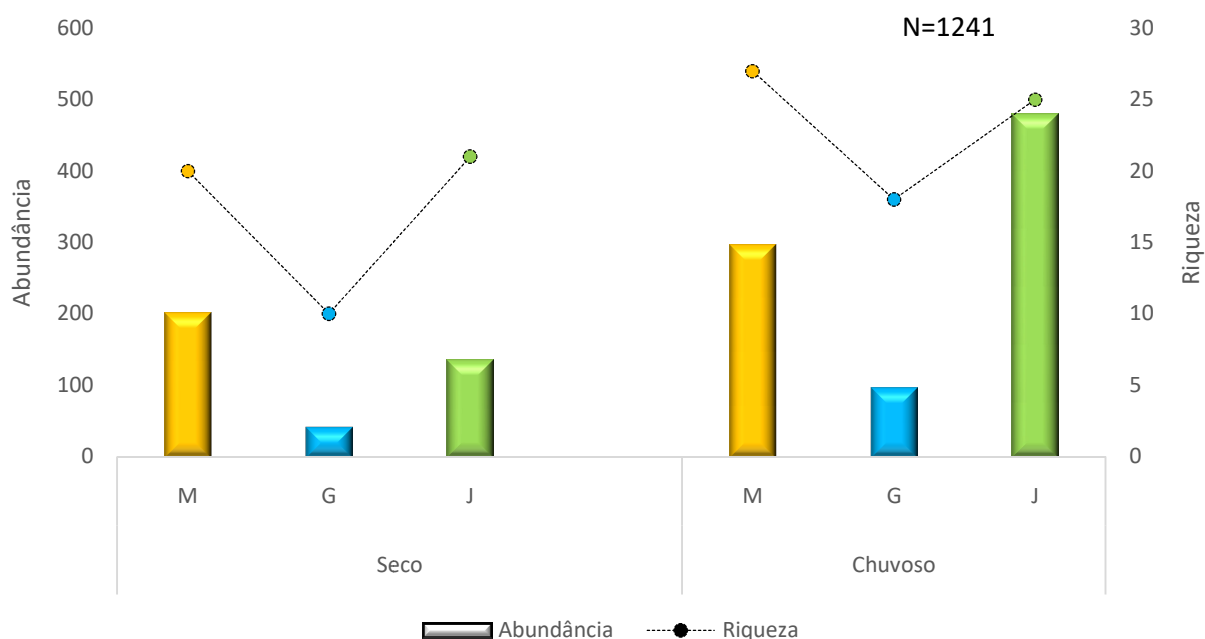
Os cursos de água representam uma importante fonte de matéria orgânica e podem funcionar como veículo de migração passiva da fauna epígea para dentro de cavernas. Este fato contribui para a manutenção da fauna hipógea, uma vez que muitos invertebrados cavernícolas dependem desse recurso alóctone para sobreviver (Souza-Silva; Martins; Ferreira 2011). Para Taylor & Ferreira (2012) a estabilidade térmica observada ao longo de riacho no ambiente hipogeano fornece uma certa estabilidade para a comunidade bentônica e oferece um habitat mais homogêneo em relação às variações térmicas comuns no meio externo.

Ao total foram registrados N=1241 macroinvertebrados e na distribuição de abundâncias e riquezas entre os períodos e entre os setores de estudo foram evidenciadas variações. Os valores totais da abundância e riqueza total de gêneros (S) foram mais elevados no período Chuvoso N=868 (69,9%) e S=37, quando comparados ao período Seco N=373 (30,1%) e S=27. A Figura 3 apresenta estes registros.

As variações entre os três setores amostrais evidenciaram uma menor abundância e riqueza no setor Gruta para ambos os períodos Seco e Chuvoso: abundâncias N=40 (10,7%) e N=95 (10,9%) e riquezas S=10 e S=18, respectivamente. A maior abundância no período Seco ocorreu à Montante N=200 (53,6%) e no período Chuvoso à Jusante N=479 (53,2%), enquanto a maior riqueza para o período Seco foi observada à Jusante S=21 e no período Chuvoso à Montante S=27.

Os valores superiores de abundância e riqueza registrados para o período Chuvoso no Ribeirão da Lança contrastam com estudos de Kikuchi & Uieda (1998) na Bacia do Paranapanema (SP); Baptista *et al.*, (2001) na Bacia do rio Macaé (RJ); Dutra (2006) em rios do Vale do Paraná (GO); e Fernandes (2007) na Bacia do Rio Bartolomeu (DF). Estes autores observaram valores superiores no período Seco e apontam que durante o período Chuvoso houve um aumento na velocidade de corrente em função da pluviosidade nos ambientes estudados. Nas argumentações, os autores destacam que este fato provocou um deslocamento de parte da comunidade de macroinvertebrados até regiões mais à Jusante dos trechos em estudo, diminuindo consequentemente as abundâncias.

Figura 3 – Comunidade de macroinvertebrados no Ribeirão da Lança, trecho Gruta da Lancinha. Distribuição de abundâncias e riqueza em cada setor e período de estudo em 2017.



No presente estudo, embora tenha sido verificado uma maior profundidade média no período Chuvoso, a mesma não foi acompanhada por um aumento na variação da velocidade média de corrente entre os dois períodos de estudo. Além disso, o período chuvoso pode ter contribuído com um maior aporte de sedimentos, levemente carregados pelas águas do ribeirão, formando microambientes que favorecem a presença dos componentes da comunidade de macroinvertebrados.

A Tabela 2 apresenta a composição de famílias e gêneros de macroinvertebrados, os escores de pontuação para as famílias dos gêneros registrados, de acordo com o índice BMWP', destacando ainda a distribuição de abundâncias, nos respectivos períodos climáticos e setores. A taxocenose de macroinvertebrados observada no Ribeirão da Lança é composta por um total de 45 táxons. Estes estão distribuídos em 1 família de Annelida (Frequência Relativa na abundância total 1,37%), 2 gêneros de Mollusca (6,04%), 2 gêneros de Crustacea (29,49%) e 40 gêneros de Insecta (63,09%).

Dentre estes gêneros de Insecta, um total de vinte e dois foram de registro limitado, considerados táxons raros: dez representados por apenas um registro, seis com dois registros e três com três ou quatro registros. No total, estes insetos representam N= 43 indivíduos, que perfazem 3,5% do total amostrado.

Um total de sete táxons foram dominantes nesta taxocenose, registrados em todos os setores de estudo e em ambos os períodos de análise. Junto a estes, outros dois táxons tiveram ausência registrada no setor representado pelo interior da Gruta: *Farrodes* com ausência apenas no período

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE

Seco e *Rhagovelia* com ausência em ambos os períodos. O táxon *Progomphus* não foi registrado no setor a Jusante em ambos os períodos. Todo este conjunto taxonômico corresponde a N= 1010, que representa 81,4% do total amostrado.

Tabela 2 – Taxocenose de macroinvertebrados no Ribeirão da Lança. Composição taxonômica e distribuição de abundâncias, com os respectivos escores de pontuações do BMWP', aliando a indicação das Guildas Tróficas de Alimentação em 2017.

Táxons	BMWP'8	GFA	SECO			CHUVOSO			T
			M	G	J	M	G	J	
Naididae	1	Fil.	1	2	3	2	7	2	17
<i>Musculium</i>	3	Fil.	5	12	1	19	27	2	66
<i>Biomphalaria</i>	3	Rasp.	1	1	0	3	4	0	9
<i>Aegla</i>	5	Frag.	22	2	16	68	10	62	180
<i>Hyaella</i>	6	Frag.	79	3	5	28	11	60	186
<i>Baetis</i>	4	Col.	4	0	3	0	0	0	7
<i>Camelobaetidius</i>	4	Col.	7	0	1	0	0	0	8
<i>Moribaetis</i>	4	Col.	0	0	0	5	0	8	13
<i>Procleon</i>	4	Col.	0	0	0	1	0	0	1
<i>Brachycercus</i>	4	Col.	0	0	0	0	1	2	3
<i>Caenis</i>	4	Rasp.	0	0	0	0	2	0	2
<i>Leptohyphes</i>	10	Col.	0	0	1	0	1	2	4
<i>Farrodes</i>	10	Col.	10	0	3	31	12	41	97
<i>Hermanella</i>	10	Col.	0	0	2	0	0	0	2
<i>Hylister</i>	10	Col.	0	0	0	2	0	0	2
<i>Massartella</i>	10	Col.	0	0	0	9	1	18	28
<i>Meridionalis</i>	10	Col.	6	0	0	0	0	0	6
<i>Thraulodes</i>	10	Col.	1	0	0	0	0	1	2
<i>Anacroneuria</i>	10	Pred.	5	0	8	5	1	17	36
<i>Paragripopteryx</i>	10	Pred	0	0	0	0	0	2	2
<i>Hetaerina</i>	8	Pred	8	0	3	8	1	4	24
<i>Argia</i>	8	Pred	1	0	2	1	0	0	4
<i>Phyllocycla</i>	8	Pred	11	11	16	12	3	4	57
<i>Progomphus</i>	8	Pred	6	6	0	7	4	0	23
<i>Dythemis</i>	8	Pred	0	0	1	2	0	0	3
<i>Heteragrion</i>	10	Pred	0	0	0	9	0	6	15
<i>Belostoma</i>	0	Pred	0	0	0	1	0	0	1
<i>Brachymetra</i>	3	Pred	0	0	0	4	0	0	4
<i>Cryphocricos</i>	3	Pred	1	0	0	0	0	0	1
<i>Heleocoris</i>	3	Pred	0	0	0	1	0	0	1
<i>Paraplea</i>	3	Pred	0	1	0	0	0	0	1
<i>Rhagovelia</i>	3	Pred	12	0	32	57	0	135	236
<i>Cleptelmis</i>	5	Col.	0	0	0	2	0	1	3
<i>Macrelmis</i>	5	Co.	8	1	2	4	1	2	18
<i>Tropisternus</i>	3	Col.	0	0	0	1	0	0	1
<i>Psephenops</i>	7	Rasp.	0	0	1	0	0	0	1
<i>Bledius</i>	0	Pred	0	0	0	0	0	1	1
<i>Corydalus</i>	4	Pred.	0	0	2	0	0	0	2
<i>Uronatenia</i>	2	Col.	0	0	0	1	0	0	1
<i>Simulium</i>	5	Col.	0	0	0	0	3	9	12
<i>Odontomia</i>	4	Col.	0	0	0	0	0	1	1
<i>Tipula</i>	5	Frag.	0	0	2	0	0	14	16
<i>Phylloicus</i>	10	Frag.	2	0	1	0	0	1	4
<i>Leptonema</i>	5	Col.	10	1	28	5	4	82	130

Legenda: BMWP' – Escore de pontuação do índice de qualidade da água, GFA – Grupo Funcional de Alimentação, Fil. – Filtrador, Col. – Coletor, Rasp. – Raspador, Frag. – Fragmentador, Pred. – Predador, M – Montante, G – Gruta, J – Jusante, T – Total.

A maior abundância dos Insecta corrobora o proposto por Hynes (1970) para ambientes de águas correntes. Semelhante aos estudos de Kikuchi & Uieda (1998), em afluentes do Paranapanema (SP), e Oliveira, Cerutti; Takeuchi (2011), para os ambientes lóticos da rede de drenagem do Parque Estadual de Vila Velha (PR). Os autores afirmam que este é o grupo mais ecologicamente representativo em águas correntes.

A condição natural delimitada pelo PARDH (Callisto et al, 2002) destaca a presença da mata ciliar no entorno do ribeirão em estudo como um fator favorável aos resultados obtidos para esta comunidade, uma vez que o aporte de folhas, galhos e troncos é expressivo em todos os setores estudados, representando um recurso alimentar e também abrigo natural para as populações de macroinvertebrados na área.

A análise desta taxocenose no *Past* (Versão 2.17) trouxe os índices ecológicos apresentados na Tabela 3. A Diversidade Shannon-Wiener registrou valores que oscilaram entre $H'=1,86$ e $H'=4,09$, sendo os mais expressivos registrados no período Chuvoso para todos os setores e os menos expressivos registrados no Interior da Gruta. A Equitabilidade de Pielou registrou valores que oscilaram entre $J=0,70$ e $J=0,82$, sendo os registros entre os períodos muito próximos, a maior diferença foi registrada para o setor Jusante, no período Seco. A Dominância de Berger-Parker oscilou entre $d=0,23$ e $d=0,40$, e nos setores Montante e Gruta os valores foram mais elevados no período Seco, enquanto que no setor Jusante foi no período Chuvoso. A Riqueza de Margalef variou entre $D\alpha=2,44$ e $D\alpha=4,58$, e os valores mais elevados nos setores Montante e Gruta foram registrados no período Chuvoso, enquanto no setor Jusante foi no período Seco.

Tabela 3 - Taxocenose de macroinvertebrados no Ribeirão da Lança, trecho Gruta da Lancinha. Distribuição dos índices ecológicos em cada período climático e nos três setores de estudo em 2017.

Índices Ecológicos	SECO				CHUVOSO			
	M	G	J	T	M	G	J	T
Diversidade - Shannon-Wiener H'	2,26	1,86	2,35	2,57	3,59	2,44	4,09	4,39
Equitabilidade - Pielou J	0,76	0,81	0,77	0,78	0,77	0,82	0,70	0,71
Dominância - Berger-Parker d	0,40	0,30	0,24	0,23	0,23	0,28	0,28	0,22
Riqueza - Margalef $D\alpha$	3,59	2,44	4,09	4,39	4,58	3,73	3,89	5,32

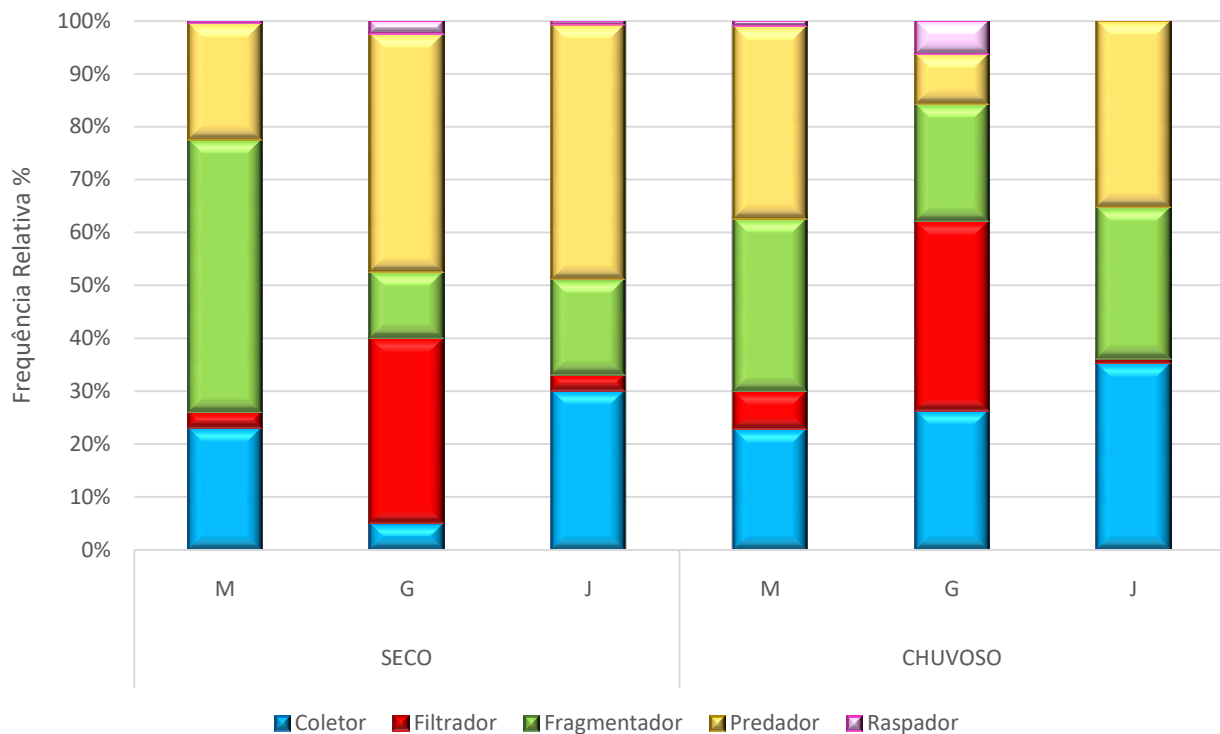
Legenda: M – Montante, G – Gruta, J – Jusante e T – Total.

Taylor & Ferreira (2012) analisaram a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos no trecho epígeo do riacho que atravessa a área cárstica e deságua em uma caverna de calcário na Gruta do Retiro em Minas Gerais. O valor da abundância foi mais elevado que o registrado no presente estudo, com predomínio de *Melanoides tuberculata*, que corresponde a cerca de 40% do total amostrado. Nesse contexto, os valores de riqueza e diversidade observados pelos autores são menores que os registrados na Gruta da Lancinha.

A taxocenose em estudo está distribuída em um total de cinco guildas alimentares: Coletor, Filtrador, Fragmentador, Predador e Raspador. A Figura 4 apresenta as respectivas distribuições de Frequências Relativas em cada período e setor. Todas as guildas estiveram presentes em ambos os períodos de estudo. No período Seco os fragmentadores foram a guilda de maior Frequência Relativa a Montante (51,5%), enquanto que os predadores foram mais frequentes na Gruta (45,0%) e a Jusante (48,1%). No período Chuvoso a Montante os predadores registraram valor mais elevado (36,4%), na Gruta os filtradores (35,8%) e a Jusante os coletores e os predadores foram as guildas

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE mais frequentes com o valor de 35,3%. A guilda raspador não correu no setor a Jusante no período Seco e ainda os valores sempre foram os menores em todos os setores de estudo.

Figura 4 – Taxocenose de macroinvertebrados no Ribeirão da Lança, trecho Gruta da Lancinha. Distribuição de Frequências Relativas das guildas funcionais de alimentação nos períodos Seco e Chuvoso, nos três setores amostrais (M - Montante, G - Gruta e J - Jusante) em 2017.



A manutenção das guildas nos setores e períodos de estudo, corrobora a presença expressiva de matéria orgânica, que favorece a presença dos organismos, inclusive de filtradores em ambos os períodos no interior da Gruta. Esse fato destaca que as águas são bem oxigenadas, não turvas e com correnteza que permite o carreamento de nutrientes em toda a sua extensão. Nessas condições, tais organismos obtêm, com facilidade, a matéria orgânica particulada fina ou dissolvida (Vannote et al., 1980; Oliveira & Nessimian, 2010).

Os valores observados se aproximam dos registros de Callisto; Moreno; Barbosa (2001), Piedras *et al.* (2006), Oliveira & Nessimian (2010) e Barbola *et al.* (2011). Além disso, a presença dos fragmentadores, coletores e filtradores está fortemente relacionada a regiões com matas ciliares bem preservadas, reafirmando a qualidade ambiental. E, por fim, a presença abundante dos predadores em todos os setores, destaca o potencial dos mesmos como generalistas na opção por presas, sendo menos restritivos, buscam por quaisquer presas dos demais grupos.

A determinação da qualidade da água com base no somatório dos escores das Famílias de macroinvertebrados nesta taxocenose, pelo índice BMWP', totalizou 262 pontos. Para o período Seco foram registrados 171 pontos e no período Chuvoso 217 pontos. Estes valores indicam que o trecho apresenta águas prístinas, de qualidade excelente, se mantendo ao longo de todo o período de estudo. Esse elevado valor está diretamente relacionado à variedade de organismos, em especial os representantes de famílias intolerantes a alterações ambientais, com pontuação máxima para o BMWP': Tricorythidae (*Leptohyphes*), Lophophlebiidae, (*Farrodes*, *Hermanella*, *Hylister*, *Massartella*, *Meridianalis*, *Thraulodes*) Perlidae (*Anacroneuria*), Gripopterygidae

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE (*Paragripopteryx*), Megapodagrionidae (*Heteragrion*), Calamoceratidae (*Phylloicus*) e Leptoceridae (*Triplectides*).

O BMWP foi criado na Grã-Bretanha na década de 1970, sendo atualmente aplicado com adaptações em diferentes localidades. No Estado do Paraná, utiliza-se o BMWP' desde o final da década de 1980 (Loyola, 2000). O alto valor registrado na área de estudo é comparável a outras localidades no Estado do Paraná: Batista *et al.* (2010) para o Rio Verde, Teitge; Oliveira; Meyer (2011) para rios inseridos nos limites do Parque Estadual de Vila Velha e Barbola *et al.* (2011) num manancial do Rio Pitangui.

CONCLUSÃO

Subsidiado pelo Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats e os registros da taxocenose dos macroinvertebrados, com destaque para o BMWP', acredita-se que as condições ambientais no Ribeirão da Lança trecho da Gruta da Lancinha são naturais e de excelente qualidade das águas.

A taxocenose está composta por N=1241 organismos, que mantém sua distribuição de forma heterogênea entre os períodos Seco e Chuvoso. Além disso, ocorrem variações na distribuição espacial entre os setores Montante, Gruta e Jusante, com os valores na Gruta sendo os menos expressivos.

A presença constante das cinco guildas alimentares Coletor, Filtrador, Fragmentador, Predador e Raspador, na amplitude da variação temporal e espacial, possibilita reconhecer que o aporte de nutrientes carreados pelas águas deste ribeirão oferece condições para a manutenção de populações de uma riqueza variada.

Embora apresente oscilações temporal e espacial, esta taxocenose mantém valores expressivos para os índices ecológicos de diversidade, riqueza, equitabilidade e dominância, assim como para a qualidade da água pelo índice BMWP. Este fato, ressalta a importância do trecho em estudo e a necessidade de programas de Educação Ambiental, Biomonitoramento e gestão. para mitigar perturbações ambientais ocasionadas por visitantes.

REFERÊNCIAS

ALBA-TERCEDOR, J.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Un Método Rápido y Simple para evaluar la Calidad Biológica de las Águas Corrientes Basado en el de Hellawell. **Limnética**, v. 4, p. 51-56, 1988.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DORVILLÉ, L.F.M.; NESSIAMIAN, J. L. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé River Basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2. p. 249-258. 2001.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; MILLÉO, J.; SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 101, n. 1-2, p. 15-23, 2011.

Carlos Henrique de Souza, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR; Edinalva Oliveira, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, PR; Gabriel Souza Ghedin, Universidade Federal de Pernambuco, PE

BARBOSA, A. H. S.; SILVA, C. S. P.; ARAÚJO, S. E.; LIMA, T. B. B.; DANTAS, I. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do Rio Apodi-Mossoró. **Holos**, 32, 7: 231-132. 2016.

BATISTA, H. U.; BARBOLA, I. F.; KLOTH, A. E. G.; MILLÉO, J. Estrutura e composição da fauna de macroinvertebrados como forma de avaliação da qualidade da água do rio Verde, em Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Terra@Plural**, v. 4, n. 2. p. 241-256. 2010.

BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. C. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região Alto Uruguai. **Perspectiva**, v. 34, n. 125, p. 67-77, 2010.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação de qualidade de água de rio. **Caderno de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465-473. 2003.

CALLISTO M., GONÇALVES, J. F. Jr. A vida nas águas das montanhas, **Ciência Hoje**, v. 31 n. 182, p. 68-71. 2002.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um ecossistema amazônico impactado por rejeito de Bauxita - Lago Batata (Pará, Brasil). **Oecologia Brasiliensis**, v. 1, p. 335-348. 1995.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologia Brasiliensis**, v. 14, n. 1, p. 91-98. 2002.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CUMMINS, KW; R MERRITT & P ANDRADE. The use of invertebrates functional groups to characterize ecosystem attributes in selected Streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment Journal**, v. 40, n. 1, p. 69-89. 2005.

DOLÉDEC, S.; STATZNER, B. Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. **Society for Freshwater Science**, v. 29, n. 1, p. 286-311. 2010.

DUTRA, S. L. Avaliação da biodiversidade bentônica no Vale do Paranã (GO):visando a identificação de áreas prioritárias para conservação. Dissertação de mestrado.UnB. Brasília. 2006.

EZCURRA DE DRAGO, I.; MARCHESE, M.; WANTZEN, K. M. Spatial patterns in benthic invertebrate community structure along the Lower Paraguay Floodplain System. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 160, n 3, p. 347-374. 2004.

FERNANDES, A. C.M. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: Proposta para elaboração de um Índice de integridade biológica.Tese de Doutorado. **Universidade de Brasília**. 220pp.2007.

GILBERT, J., POL, D. D. L. & STANFORD, J. A. **Groundwater Ecology**. Academic Press Limited, San Diego, California. 571 pp. 1994.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9. 2001.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. 3 ed. Toronto Press, Toronto, 555 p.1970.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. pp. 157-173. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, E. (Eds). Ecologia de insetos aquáticos. Rio de Janeiro, PPGEUFRJ, **Series Oecologia Brasiliensis**, v. 5, 309p. 1998.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, 5, 2000, Vitória. **Anais do Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Vitória (ES)**, 2000.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n.2, p. 203-210. 1999.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3 ed. Dubuque. Kendall/Hunt. Iowa. 862p. 1996.

NERY, J. T.; VARGAS, W. M.; MARTINS, M. L. O. Caracterização da precipitação no estado do Paraná. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 4, n. 2, p. 81-89, 1996.

OLIVEIRA, E.; CERUTTI, V. H.; TAKEUCHI, S. S. Composição de macroinvertebrados em ambientes lóticos na rede de drenagem do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná, Brasil. In: **Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá**.1 ed. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, v.1, p. 158-167. 2011.

OLIVEIRA, A. L. H.; NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 4, 2010.

PARANÁ. **Decreto n. 6.538, de 03 de maio de 2006**. Cria o Monumento Natural Gruta da Lancinha, no Município de Rio Branco do Sul. Monumento Natural Gruta da Lancinha, Curitiba, PR, 03 mai. 2006. Disponível em: <www.sbe.com.br/leis/dec6538pr.htm>. Acesso em: 20/02/2021.

PELLEGRINI, T. G. Rios Subterrâneos: um sistema pouco explorado no Brasil. **Boletim ABLimno**, v. 40, n. 2, p. 12-14, 2014.

PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v.36, n.2, p.494-500, 2006.

PINTO, R. C.; PASSOS, E. Alterações geomorfológicas ocasionadas pela extração de calcário no município de Rio Branco do Sul – Pr. **Revista do Programa de Pós-Graduação em Geografia**, v. 3, n. 2, p. 3-20. 2011.

PINTO-DA-ROCHA, R. Invertebrados cavernícolas da porção meridional da província espeleológica do Vale do Ribeira, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 10, n. 2, p. 229-255. 1993.

- PINTO-DA-ROCHA, R. 1995. Sinopse da fauna cavernícola do Brasil (1907-1994). **Papéis Avulsos Zoologia**, v. 39, n. 6, p. 61-173. 1995.
- ROBSON, B. J.; BARMUTA, L. A. The effect of two scales of habitat architecture on benthic grazing in river. **Freshwater Biology**, v. 39, p. 207-220. 2002.
- ROOT, R. B. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, n. 4, p. 317-350. 1967.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman/Hall, New York, p. 1-9. 1993.
- SESSEGOLO, G. C.; THEULEN, V.; SILVA-DA-ROCHA, L. F.; PINTO-DA-ROCHA, R. Conservação e manejo da Gruta da Lancinha, Rio Branco do Sul/PR. p. 175-197. In: ROCHA, L. F. S. da; OLIVEIRA, K. L.; SESSEGOLO, G. C. **Conservando cavernas: quinze anos de espeleologia**. Curitiba: GEEP-Açungui, 214p. 2001.
- SOUTHWOOD, T. R. E. Tactics, strategies and templets. **Oikos**. v. 52, n. 1, p. 3-18. 1988.
- SOUZA-SILVA M.; MARTINS R. P.; FERREIRA, R. L. Trophic dynamics in a Neotropical Limestone Cave. **Subterranean Biology**, v. 9, p. 127-138, 2011.
- STRATZNER, B.; HOPPENHAUS, K.; ARENS, M.; RICHOUX, P. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. **Freshwater Biology**, v. 38, p. 109-135. 1997.
- TAYLOR, E. L. S.; FERREIRA, R. L. Determinants on the structure of an aquatic invertebrate community in a neotropical limestone cave. **Revista Brasileira de Espeleologia**, v. 2, n. 1, p. 1-12. 2012.
- TEITGE, G. R.; OLIVEIRA, E.; MEYER, A. Guildas tróficas e a qualidade de águas com base nos macroinvertebrados limnicos do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná, Brasil. In: **Coletânea de Pesquisas Parques Estaduais: Vila Velha, Cerrado e Guartelá**. 1 ed. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, v.1, p. 150-157. 2011.
- TRAJANO, E.; BICHUETTE, M. E. BATALHA, M. A. Estudos ambientais em cavernas: os problemas da coleta, da identificação, da inclusão e dos índices. **Espeleo-Tema**, v.23, n.1. 2012.
- TRAJANO, E.; BICHUETTE, M. E. Relevância de cavernas: porque estudos ambientais espeleobiológicos não funcionam. **Espeleo-Tema**, v. 21, n.1, p. 105-112. 2010.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo; Oficina de Textos, 631p. 2008.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137. 1980.