



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO CENTRO ACADÊMICO DE
VITÓRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE HUMANA E MEIO AMBIENTE -
PPGSHMA**

Carlos Henrique Campos Bezerra Neves

**EFICIÊNCIA DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA FLORESTA
ATLÂNTICA NA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE
MORCEGOS**

**Vitória de Santo Antão
2018**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO CENTRO ACADÊMICO DE
VITÓRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SAÚDE HUMANA E MEIO AMBIENTE -
PPGSHMA**

Carlos Henrique Campos Bezerra Neves

**EFICIÊNCIA DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA FLORESTA
ATLÂNTICA NA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE
MORCEGOS**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós- Graduação em
Saúde Humana e Meio Ambiente
da Universidade Federal de
Pernambuco como requisito para
obtenção do título de Mestre em
**Saúde Humana e Meio
Ambiente.**

Área de Concentração: Biologia da
Conservação

Orientadores: Profa. Dra. Ana
Cristina Lauer Garcia

Prof. Dr. Martín Alejandro Montes

**Vitória de Santo Antão
2018**

Catálogo na fonte
Sistema de Bibliotecas da UFPE - Biblioteca Setorial do CAV.
Bibliotecária Jaciane Freire Santana, CRB4-2018

- N511e Neves, Carlos Henrique Campos Bezerra
 Eficiência das unidades de conservação da floresta atlântica na manutenção da biodiversidade de morcegos. / Carlos Henrique Campos Bezerra Neves. - Vitória de Santo Antão, 2018.
 88 folhas: Il.; color.
- Orientadora: Ana Cristina Lauer Garcia.
 Coorientador: Martín Alejandro Montes
 Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, CAV, Programa de Pós-Graduação em Saúde Humana e Meio Ambiente, 2018.
 Inclui referências e anexos.
1. Morcegos. 2. Mata Atlântica - Conversação - Biodiversidade. I. Garcia, Ana Cristina Lauer (Orientadora). II. Montes, Martín Alejandro (Coorientador). III. Título.

599.4 CDD (23.ed.)

BIBCAV/UFPE-141/2018

Carlos Henrique Campos Bezerra Neves

**EFICIÊNCIA DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA FLORESTA ATLÂNTICA
NA MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE DE MORCEGOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Saúde Humana e Meio Ambiente da Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico de Vitória, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Saúde Humana e Meio Ambiente.

Data da Defesa: 16/04/2018

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. André Maurício Melo dos Santos (UFPE-CAV)

Prof. Dr. José Eduardo Garcia (UFPE-CAV)

Profa. Dra. Katharine Raquel Pereira Dos Santos (UFPE-CAV)

Suplentes:

Prof. Dr. Carlos Daniel Pérez (UFPE-CAV)

Profa. Dra. Maria de Mascena Diniz Maia (UFRPE)

Dedico este trabalho a todas as pessoas que atuam na proteção da biodiversidade

AGRADECIMENTOS

A toda a minha família e parentes principalmente minha mãe Gilka, que me ajudou nas análises parasitológicas e com carinho e apoio me fortalece na realização de todos os meus objetivos de vida. Sem a senhora eu não seria nada!

À Thaís Tinée por nossa linda amizade atemporal. Seus sábios conselhos em momentos muito complicados sempre são luz em minha vida. Você é uma amiga incrível!

Aos professores, Ana Cristina Lauer Garcia e Martín Alejandro Montes, pela verdadeira orientação, acompanhando de perto todos os passos da pesquisa. Obrigado por todas as dicas e por todo suporte na minha construção como pesquisador!

Às grandes mestres de campo Anna Aca, Danúbia Guimarães e Tatiane Melo, que me proporcionaram as primeiras experiências valiosas com diferentes grupos taxonômicos. Muito obrigado!

Aos amigos e companheiros de campo: Alan, Andreza, Crislayne (Cris), Gabrielly (Gaby), Gustavo, Juliana (Juh), Lucas e Tereza que toparam me ajudar no campo e vivenciar comigo algumas ótimas histórias. Muito obrigado, pois sem vocês as coletas seriam inviáveis!

Ao grande gestor Paulo Martins, que infelizmente nos deixou, dona Maria e todos os outros funcionários, muito obrigado por ter permitido as coletas e pelo ótimo alojamento na Reserva Ecológica de Tapacurá. Estendo esses agradecimentos para seu Naldo e sua esposa que nos permitiu coletar em seu terreno próximo à Reserva. Ao Coronel Vidal e o Tenente Máximo e todos os militares do Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti (CIMNC), obrigado pela confiança depositada em nossa pesquisa e pelo acolhimento durante as coletas na Mata de Miritiba e redondezas.

À BirdLife/SAVE Brasil, juntamente com a gestora Bárbara Cavalcante por permitir nossas coletas na RPPN Pedra D'anta. Agradeço também a Seu Zezito, Dona Nalva e seus filhos que receberam nossa equipe muito bem na UC com direito à alimentos maravilhosos e caronas para as áreas distantes.

Aos docentes e profissionais do Programa, por contribuírem na minha formação durante esses dois anos de mestrado.

Aos amigos da turma do mestrado 2016.1, pela sintonia, companherismo e pelas conversas divertidas. Com vocês tudo ficou mais fácil!

À FACEPE pela concessão da bolsa de estudo.

RESUMO

As Unidades de Conservação (UCs) são destinadas a proteger a biodiversidade e seus serviços ecossistêmicos. Lugar de elevada riqueza de espécies, muitas das quais endêmicas, a Floresta Atlântica é um dos biomas mais desmatados do mundo, o que tem colocado muitas de suas espécies em risco de extinção. Essa destruição, que tem sido especialmente mais intensa no norte do bioma, torna emergencial a tarefa de avaliar o desempenho das UCs quanto a seu potencial para proteção da biodiversidade. Os morcegos são um dos grupos de mamíferos mais diversos e abundantes na Floresta Atlântica. Por apresentarem espécies com diferentes graus de sensibilidade à antropização, esses animais são considerados bons modelos para investigações voltadas a avaliar a qualidade dos habitats. Aqui avaliamos parâmetros ecológicos, genéticos e parasitológicos de morcegos em três UCs e três áreas sem proteção legal, no norte da Floresta Atlântica. Foi realizado um esforço amostral de 63.000 m².h com captura de 990 morcegos pertencentes a 23 espécies, incluídos em 18 gêneros e quatro famílias. Dentro das UCs a riqueza foi 25% maior e a abundância 9% superior em relação às áreas sem proteção legal. Dentro das UCs foi observado mais do dobro de espécies exclusivas em comparação com as áreas de fora. Indivíduos de *C. perspicillata* e *A. obscurus* foram analisados através de quatro marcadores moleculares de *Inter Simple Sequence Repeats*. O número médio de diferenças foi maior dentro das UCs (30,912 para *C. perspicillata* e 35,087 para *A. obscurus*) do que nas áreas não conservadas (29,840 para *C. perspicillata* e 33,347 para *A. obscurus*). A diferenciação genética variou de alta a moderada na comparação pareada (áreas de dentro x fora das UCs). Amostras fecais revelaram que nas UCs apenas 3,3% das amostras apresentaram endoparasitos gastrointestinais (representados por dois gêneros) e fora das UCs 15,5% foram positivas (cinco gêneros parasitários constatados). Os dados obtidos nesse estudo corroboram com os de pesquisas realizadas com outros táxons e atestam que as UCs no norte da Floresta Atlântica apresentam melhores resultados de eficiência para a manutenção da biodiversidade dos morcegos em comparação com áreas sem proteção legal.

Palavras-Chave: Áreas protegidas. Antropização. Diversidade. Quirópteros. Mamíferos.

ABSTRACT

Conservation units (UCs) are designed to protect biodiversity and its ecosystem services. This is a place rich in species, many of which are endemic, but it is also one of the most deforested biomes in the world, which has put many of its species at risk of extinction. This destruction, which has been especially intense in the northern part of the biome, makes it fundamentally important to assess the performance of UCs for their potential for biodiversity protection. Bats are one of the most diverse and abundant groups of mammals in the Atlantic Forest. As they have different degrees of sensitivity to anthropization, these animals are considered good models for investigations aimed at evaluating the quality of habitats. Here we evaluated ecological, genetic and parasitological parameters of bats in three UCs and three areas without legal protection, in the north of the Atlantic Forest. A sampling effort of 63,000 m².h was carried out with the capture of 990 bats belonging to 23 species, included in 18 genera and four families. Inside UCs, richness was 25% higher and abundance 9% higher than areas without legal protection. Inside UCs more than twice as many unique species were observed compared to the outside areas. Individuals of *C. perspicillata* and *A. obscurus* were analyzed using four molecular markers of Inter Simple Sequence Repeats. The mean number of differences was higher within UCs (30.912 for *C. perspicillata* e and 35.087 for *A. obscurus*) than for non-conserved areas (29.840 for *C. perspicillata* and 33.347 for *A. obscurus*). Genetic differentiation ranged from high to moderate in the paired comparison (areas within and outside UCs). Fecal samples, equitably represented by those from bats collected inside and outside UC, revealed that within the UCs only 3.3% of the samples presented gastrointestinal endoparasites, represented by two genders. Out of the UCs 15.5% of the samples were positive and five genders of gastrointestinal endoparasites were found. The data obtained in this study corroborate with those of surveys carried out with other taxa and attest that UCs in northern Atlantic Forest have better efficiency results for the maintenance of biodiversity of bats compared to areas without legal protection.

Key words: Conservation Units. Anthropic. Disturbance Diversity. Bats. Mammals

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mapa parcial do Brasil com a indicação do domínio original da Floresta Atlântica (em amarelo), seus remanescentes (em verde) e os desmatamentos ocorridos entre 2013/2014 (em vermelho).....	27
Figura 2- Mapa do Brasil com destaque (em cinza) para a distribuição da Floresta Atlântica.....	29
Figura 3- Mapa do Brasil onde está ampliada parte da região Nordeste, com destaque para a distribuição original da Floresta Atlântica na sub-região de Pernambuco (cinza claro) e de seus remanescentes (preto).....	30
Figura 4- Exemplares de morcegos das espécies <i>Carollia perspicillata</i> (A) e <i>Artibeus obscurus</i> (B).....	31

ARTIGO

Figura 1- (A) Mapa parcial da América do Sul com a distribuição do domínio da Floresta Atlântica (em cinza escuro). (B) Localização das áreas de amostragem dos morcegos: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (Miritiba), Reserva Biológica do Tapacurá (Tapacurá) e Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta (Pedra D'Anta). (C, D e E) Mapas de satélite com a indicação, em cinza claro, das áreas das unidades de conservação (UC) e dos locais próximos destas áreas investigados. As linhas brancas indicam as distâncias entre os pontos de amostragem.....	39
Figura 2- Dendogramas de similaridade, construídos a partir dos índices de Morista (A, B e C) e de Jaccard (C, D e E) para as amostragens das assembleias de morcegos nas áreas conservadas (C) e não conservadas (NC) de Miritiba (Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba), Tapacurá (Reserva Biológica do Tapacurá) e Pedra D'Anta (Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta), ao norte da Floresta Atlântica, Brasil.....	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Espécies, abundâncias, hábitos alimentares e índices de diversidade para as amostragens de morcegos realizadas dentro e fora de Unidades de Conservação ao norte da Floresta Atlântica, Brasil: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba, Reserva Biológica do Tapacurá e Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta.....	44
Tabela 2- Número de indivíduos (N) e número de médio de diferenças para os quatro <i>primers</i> de ISSR investigados para avaliação da diversidade genética de <i>Carollia perspicillata</i> e <i>Artibeus obscurus</i> dentro e fora das unidades de conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba, Reserva Biológica do Tapacurá do Tapacurá e da Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta, localizadas no norte da Floresta Atlântica, Brasil.....	47
Tabela 3- Comparação par a par parâmetro de diferenciação populacional (FST) calculado a partir dos quatro <i>primers</i> de ISSR investigados para avaliação da diversidade genética de <i>Carollia perspicillata</i> e <i>Artibeus obscurus</i> dentro e fora das unidades de conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba, Estação Ecológica do Tapacurá e da Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta, localizadas no norte da Floresta Atlântica, Brasil.....	48
Tabela 4- Amostras positivas para endoparasitas gastrointestinais provenientes de fezes de morcegos capturados dentro (D) e fora (F) das Unidades de Conservação: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (MIR), Reserva Biológica do Tapacurá (TAP) e Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta (PED), ao norte da Floresta Atlântica, Brasil.....	49

LISTA DE ABREVIATURAS

m ²	Metro quadrado	
Hora		
X ²	Qui-quadrado	
gl	Grau de liberdade	
Km	Quilômetro	
ha	Hectares	
mm	Milímetro	
Versus		
m	Metro	
ng	Nanograma	
mM	Milimolar	
µL	Microlítro	
mL	Mililitro	
V	Voltagem	
A	Ampere	
W	Watt	
3/4	Três quartos	
UCs	Unidades de Conservação	
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação	C Conservado
NC	Não Conservado	
AL	Alagoas	
MA	Amazonas	
BA	Bahia	
CE	Ceará	
DF	Distrito Federal	
ES	Espiríto Santo	
GO	Goiás	
MA	Maranhão	
MG	Minas Gerais	
MS	Mato Grosso do Sul	
MT	Mato Grosso	
PA	Pará	
PB	Paraíba	

PE	Pernambuco
PI	Piauí
PR	Paraná
RJ	Rio de Janeiro
RN	Rio Grande do Norte
RS	Rio Grande do Sul
SC	Santa Catarina
SE	Sergípe
SP	São Paulo
As	Clima Tropical; Chuvas de inverno-outono
H'	Índice de heterogeneidade de Shannon–Wiener
E(var)	Índice de Equitabilidade de Smith Wilson
S	Número de espécies
N	Número de indivíduos
NMDS	<i>Nonmetric Multidimensional Scaling</i>
ANOSIM	Analysis of Similarity
SIMPER	<i>Similarity of Percentages</i>
ISSR	<i>Inter Simple Sequence Repeat</i>
EDTA	Ácido Etilenodiamino Tetra-Acético
Rpm	Rotação por minuto
PCR	Reação em Cadeia da Polimerase
FST	Diferenciação populacional
Pb	Pares de base
CIMNC	Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcanti
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
SAVE	Associação para Conservação das Aves do Brasil
FACEPE	Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco

LISTA DE SIMBOLOS

%	Porcentagem
=	Igualdade
°	Grau
°C	Grau Celcius

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 Objetivo geral	18
2.2 Objetivos específicos	18
3 REVISÃO DA LITERATURA	19
3.1 Aspectos históricos sobre a criação de Unidades de Conservação com ênfase no Brasil	19
3.2 A eficiência das Unidades de Conservação sob o enfoque de parâmetros ecológicos	21
3.3 Importância dos estudos genéticos para a biologia da conservação	23
3.4 A relação da parasitologia com alterações ambientais	24
3.5 A importância da Floresta Atlântica para a Biologia da Conservação	26
3.6 Os morcegos e seu papel em estudos ambientais	30
4 ARTIGO	33
5 CONCLUSÕES GERAIS	63
REFERÊNCIAS.....	64
ANEXO A - NORMAS PARA PUBLICAÇÃO NA REVISTA “ENVIRONMENTAL CONSERVATION”	80

1 INTRODUÇÃO

Os esforços globais para proteger a natureza, assegurando a biodiversidade e seus serviços ecossistêmicos associados, incluem o estabelecimento das Unidades de Conservação (UCs), (NELSON; CHOMITZ, 2011; NOLTE *et al.*, 2013; PIMM *et al.* 2014, WATSON *et al.*, 2014, VAN DER HOEK, 2017).

A criação desses ambientes protegidos no Brasil teve início na década de 1930, e no ano 2000 houve a regulamentação e classificação das áreas em diferentes grupos, pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), órgão brasileiro responsável por estabelecer critérios e normas para a criação, implantação e gestão das UCs (HENRY-SILVA, 2005).

Atualmente existem 2100 áreas de UCs no Brasil, as quais ocupam 1.590 km², o que equivale a 18,68% do território nacional (CNUC/MMA, 2017). No entanto a distribuição dessas UCs é desproporcional em relação ao tamanho da biodiversidade (HASSLER, 2005) e há pressões humanas diretas e indiretas atuando sobre esses territórios protegidos (LAURENCE *et al.* 2012, 2014, WATSON *et al.*, 2014; BAKER *et al.*, 2015; LESSA *et al.*,

2016) O que gera uma questão emergencial: Será que as UCs são realmente efetivas em manter a biodiversidade?

Para responder essa questão, as pesquisas podem abordar parâmetros ecológicos, buscando compreender pequenas alterações ambientais capazes de influenciar a biodiversidade (LEVEY, 1988, GRAHAM *et al.*, 2004; STEVENS *et al.*, 2012; TANALGO *et al.*, 2015), parâmetros genéticos, avaliando potenciais riscos de extinção, gerando informações relevantes e decisivas à conservação (YOUNG *et al.*, 1996; FRANKHAM *et al.*, 2002, 2008; JOHANSSON *et al.*, 2007; FERRREIRA-NETO *et al.*, 2017) e outros parâmetros como os parasitológicos, investigando a relação direta das mudanças paisagísticas com a distribuições de doenças parasitárias (HESS *et al.*, 2002, OSTFELD *et al.*, 2005, COLLINGE, 2009; VIDAL-MARTÍNEZ *et al.*, 2015).

Testar a eficiência das UCs em biomas degradados, em sua função de assegurar a existência das espécies, é importante para os planos de ações conservacionistas. Estendendo-se por 17 estados brasileiros, a Floresta Atlântica é um dos biomas mais desmatados do mundo, especialmente no norte de sua

distribuição (RIBEIRO *et al.*, 2009). Por exemplo, no estado de Pernambuco em menos de um século a área de Floresta Atlântica reduziu de 34,14% para 1,54% (GONZAGA DE CAMPOS, 1912; LIMA, 1998). Do que resta do bioma ao longo de sua distribuição, apenas 9% das áreas florestais estão protegidas por UCs, com apenas 1% das UCs em áreas de floresta primária (JOLY *et al.*, 2014). Como agravante a maior parte de sua biodiversidade, está em risco de extinção (CANALE *et al.*, 2012; MARTINELLI *et al.*, 2013) sendo um bioma prioritário à conservação (MITTERMEIER *et al.*, 2011).

Neste bioma, os morcegos representam mais de 60% das espécies de mamíferos já registrados (BERNARD *et al.*, 2011; PAGLIA *et al.*, 2012) Esses animais são altamente diversos em seus hábitos alimentares, sendo responsáveis por importantes serviços ecossistêmicos (KUNZ *et al.*, 2011; LAURINDO; NOVAES, 2015). Também apresentam espécies com diferentes níveis de sensibilidade frente às modificações dos ambientes naturais (PACHECO *et al.*, 2010; GARCÍA-MORALES, 2013; RIPPERGER *et al.*, 2015;

MUYLAERT *et al.*, 2016) Tais características tornam os morcegos potenciais ferramentas de estudo para avaliar a eficiência das UCs na Floresta Atlântica (REEDER *et al.*, 2007).

Investigações ecológicas utilizando os morcegos presentes na Floresta Atlântica indicam que as UC apresentam maior biodiversidade quando comparada com áreas antropizadas (OPREA *et al.*, 2009; MENDES *et al.*, 2012; REIS *et al.*, 2012; ZEPPELINE *et al.*, 2017). Avaliações genéticas, utilizando esses animais demonstram em alguns estudos, diversidade genética similar e baixa diferenciação entre áreas conservadas e não conservadas (McCULLOCH *et al.*, 2013; RIPPERGER *et al.*, 2014; CLEARY *et al.*, 2017), enquanto que outros estudos apontam para maior diversidade genética em morcegos inseridos nas UCs (STRUEBIG *et al.*, 2011; RIPPERGER *et al.*, 2013; CLEARY *et al.*, 2017). Quanto a estudos parasitológicos, maiores prevalências de parasitas em morcegos são registradas para ambientes modificados em comparação aos ambientes conservados (CONTTONTAIL *et al.*, 2009; PILOSOFF *et al.*, 2012; WARBURTON *et al.*, 2016; KORINE *et al.*, 2017).

Neste trabalho investigamos a eficiência das UCs presentes no norte domínio Floresta Atlântica, através de parâmetros ecológicos, genéticos e parasitológicos de morcegos. Com base na literatura esperamos maiores índices de riqueza ecológica,

maior diversidade genética e menor prevalência e riqueza de endoparasitas em áreas protegidas quando comparadas com fragmentos do bioma Floresta Atlântica fora das UCs, os quais passam por intensos processos antrópicos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência de Unidades de Conservação inseridas no norte do domínio da Floresta Atlântica em relação a parâmetros ecológicos, genéticos e parasitológicos da ordem Chiroptera.

2.2 Objetivos específicos

Verificar a riqueza, a abundância e a composição de quirópteros dentro e fora de Unidades de Conservação;

Estimar a diversidade genética das espécies *Carollia perspicillata* e *Artibeus obscurus* dentro e fora das Unidades de Conservação;

Comparar a prevalência e a riqueza de endoparasitas em diferentes espécies de morcegos dentro e fora das Unidades de Conservação.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Aspectos históricos sobre a criação de Unidades de Conservação com ênfase no Brasil

Os esforços globais para proteger o meio ambiente incluem o estabelecimento de Unidades de Conservação (UCs). O objetivo primário das áreas protegidas é conservar a natureza em longo prazo, reduzindo a destruição dos ambientes naturais (NELSON; CHOMITZ, 2011; NOLTE *et al.*, 2013; VAN DER HOEK, 2017), contendo as emissões de carbono (NOGUEIRA *et al.*, 2017) e diminuindo as taxas de extinção da biodiversidade (PIMM *et al.*, 2014), a fim de assegurar seus serviços ecossistêmicos (WATSON *et al.*, 2014).

No século XIX a criação de áreas protegidas, tornou-se uma possível estratégia para a conservação da natureza, pois de um lado, a expansão urbano-industrial tinha devastado áreas naturais e, do outro, havia recursos financeiros para investir em proteção de biomas e em ecoturismo (CAVALCANTE, 2010). Inicialmente apenas as áreas que possuíam recursos de belezas naturais grandiosas e biodiversidade -carismática (apelo estético), eram vistas como possíveis UCs (DORST, 1973).

O marco inicial de todo esse processo de conservação de ambientes naturais, ocorreu nos Estados Unidos em 1872 com a criação do Parque Nacional de Yellowstone (SERRANO, 1997). No aspecto histórico, a criação deste Parque se reveste de importância, uma vez que com seu estabelecimento as atividades de conservação passaram a ser assumidas oficialmente pelo Estado, a partir de interesses do poder público (HASSLER, 2005).

No Brasil as primeiras iniciativas governamentais para a proteção dos recursos naturais datam do século XVIII, quando Mauricio de Nassau procurava evitar a derrubada das abundantes florestas da região Nordeste do país com a preocupação de que pudesse faltar um dia. A Carta Régia de 1797 alertava sobre a importância de serem tomadas medidas para conservação das matas do Brasil, a fim de impedir que fossem totalmente destruídas (FUNATURA, 1989)

Apesar das manifestações de proteção do meio ambiente no período colonial, as primeiras medidas efetivas de conservação ocorreram por iniciativa do

engenheiro, botânico e geólogo André Rebouças (1838-1898), o qual propôs em 1876 a criação de dois parques no Brasil, o Parque Nacional da Ilha do Bananal, no Rio Araguaia, e o Parque Nacional de Sete Quedas, no Rio Paraná (RYLANDS; BRANDON, 2005).

No entanto, só a partir da criação do Código Florestal de 1934, foi iniciada a legalização das áreas protegidas no território brasileiro, segundo o decreto 23.793, de 23 de janeiro de 1934 (BRASIL, 1934). Por meio desse código florestal, foi criado em 1937 no Rio de Janeiro, o Parque Nacional de Itatiaia, a primeira área protegida do Brasil, situada no domínio da Floresta Atlântica (RYLANDS; BRANDON, 2005). Após esta data, novas áreas tornaram-se protegidas, tais como: o Parque Nacional Serra dos Órgãos, em 1939, Ubajara e Aparados, em 1959, o Parque Nacional do Araguaia, em 1959 e Sete Quedas, em 1961 (PÁDUA, 2002).

Em 1965 foi estabelecido um novo código florestal, devido ao estado de devastação dos recursos naturais e a ineficiência do Código Florestal de 1934. Nesse novo código as UCs foram conceitualmente divididas entre aquelas que não permitiam a exploração direta dos seus recursos naturais, que passaram a se chamar restritivas ou de uso indireto, tal como os Parques Nacionais e as que permitiam tal exploração, denominadas não restritivas ou de uso direto (DE BRITO, 2000).

A partir da década de 1980, a legislação brasileira passou por importantes ajustes, que incluíram a regulamentação das UCs, em 1981. Em 1988 a garantia de preservação da biodiversidade florestal do Brasil foi anunciada por meio do art. 225 da Constituição Federal. No entanto, foi somente em julho de 2000, através da Lei 9.985 que o Brasil aprovou seu Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), estabelecendo critérios e normas para a criação, implantação e gestão das áreas protegidas (HENRY-SILVA, 2005).

O SNUC dividiu as categorias de UCs federais em dois grandes grupos: proteção integral e uso sustentável. A primeira visa preservar a natureza e a última compatibiliza a conservação com o uso sustentável de parcela dos recursos naturais. Cada um desses grupos possui diversas categorias de unidades; o grupo de proteção integral é formado por cinco diferentes categorias, sendo elas Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre. Já no grupo de uso sustentável, as categorias são: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva

Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (HENRY-SILVA, 2005).

Atualmente existem 2100 áreas de UCs no Brasil, as quais ocupam 1.590 km², o que equivale a 18,68% do território nacional (CNUC/MMA, 2017). O estabelecimento das UC representa um grande passo na luta para evitar a tendência de destruição dos recursos naturais.

Essas ilhas de diversidade, no entanto, muitas vezes ficam aquém do desejável no que se refere à manutenção da biota. Ainda há muitos parques e reservas de papel, ou seja, com graves problemas de implantação.

Além disso, a distribuição das UCs é desproporcional em relação às concentrações de biodiversidade e há lacunas importantes a serem preenchidas (HASSLER, 2005). Por tudo isso, a avaliação da eficiência das áreas protegidas como refúgios da biodiversidade torna-se vital na grande área da biologia da conservação.

3.2 A eficiência das Unidades de Conservação sob o enfoque de parâmetros ecológicos

Avaliar e garantir a eficiência das UCs para a conservação da biodiversidade é particularmente urgente e desafiador em países megadiversos como o Brasil. As UCs muitas vezes são ilhas imersas em paisagens modificadas e estão sujeitas a ameaças como caça, espécies invasoras e efeitos de borda (por exemplo, mudanças na estrutura da vegetação e microclima), (SILVA et al., 2017). Por estes aspectos, a avaliação da eficiência das áreas protegidas não pode ser estimada com precisão usando apenas métricas brutas, como mudanças na cobertura florestal. A avaliação da efetividade dessas áreas na proteção da biodiversidade deve ser analisada sob diferentes enfoques, nos quais se incluem parâmetros ecológicos (TROMBULAK et al., 2004).

Ao nível ecológico, estudos voltados à biologia da conservação buscam compreender a dinâmica de comunidades e como a distribuição das diferentes espécies é influenciada por pressões humanas e variações abióticas (BEGON et al., 2009). Pequenas alterações em padrões ambientais como disponibilidade de recursos, podem influenciar parâmetros como a riqueza (número de espécies), abundância (quantidade de indivíduos por espécie) e composição (espécies

presentes entre as comunidades) em muitos grupos de organismos (LEVEY, 1988, GRAHAM *et al.*, 2004; STEVENS *et al.*, 2012; TANALGO *et al.*, 2015).

Vários estudos têm avaliado a eficiência de UC em relação a parâmetros ecológicos. Alguns autores têm enfatizado que determinadas UCs não são eficientes na missão de conservar a biodiversidade. Por exemplo, Luja *et al.* (2017), estudando anfíbios e répteis no México, observaram maior riqueza e abundância em áreas fora do domínio da UC investigada. Rayner *et al.* (2013) também relataram esse padrão em relação a riqueza da fauna de aves em áreas protegidas e não protegidas na Austrália. Essa situação parece ainda mais preocupante em regiões tropicais onde Laurence *et al.* (2012) estima que apenas metade de todas as UCs seriam realmente efetivas devido, principalmente, às ações humanas. A expansão agrícola nesta região tem destruído as áreas conservadas próximas às UCs, causando perda de biodiversidade nas áreas protegidas (LAURENCE *et al.*, 2014).

Entre outros aspectos, esse declínio da biodiversidade em áreas protegidas tem sido explicado pela presença de espécies invasoras, atividades humanas como caça de animais e queimadas, mudanças climáticas e pelo pouco investimento e pela baixa manutenção destes territórios (WATSON *et al.*, 2014; BAKER *et al.*, 2015; LESSA *et al.*, 2016).

Embora os dados anteriores sejam alarmantes, a grande maioria dos estudos avaliando parâmetros ecológicos tem demonstrado a eficiência das UCs. Neste sentido a literatura apresenta revisões nas quais se incluem estudos reunindo dados produzidos por vários países. Um estudo pioneiro nesta linha foi o de Araújo *et al.* (2007) que compararam áreas protegidas e não protegidas utilizando dados sobre plantas e vertebrados de amostras da Espanha e Portugal, relatando maior riqueza de espécies dentro das UCs.

Revisões mais amplas com este enfoque foram realizadas por outros autores, como Geldmann *et al.* (2013), sendo este um dos primeiros estudos neste século a revisar a literatura mundial quanto a eficiência das áreas protegidas. Para tal, os autores analisaram

42 publicações e concluíram que as UCs são fundamentais para reduzir o declínio da biodiversidade. Corroborando este resultado, Coetzee *et al.* (2014) em um análise que incluiu 82 artigos que comparavam parâmetros ecológicos em UCs e áreas não protegidas ao redor do mundo mostraram que as UCs eram de forma geral eficientes para manter a riqueza de espécies, os tamanhos populacionais e as

assembleias dos táxons. Mais recentemente, uma extensa revisão realizada por Gray *et al.* (2016), incluindo uma amostragem maior de estudos (quase o dobro que os utilizados por Coetzee *et al.* 2014) apontaram para os mesmos resultados, demonstrando que nas UCs a riqueza de espécies é 10,6% maior e a abundância 14,5% superior que aquelas observadas fora das áreas protegidas.

Na região Neotropical alguns estudos têm avaliado a eficiência das UCs utilizando mamíferos. Por exemplo, na Costa Rica foi observado que a maioria das espécies da mastofauna estava representada dentro das UCs (GONZÁLEZ-MAYA *et al.*, 2015). No Brasil um estudo realizado na Floresta Atlântica de São Paulo, avaliou a riqueza e a abundância de roedores e marsupiais comparando áreas dentro de UCs com fragmentos de floresta fora destas áreas como plantações de eucaliptos, áreas cultivadas e áreas construídas. Em geral as UCs se mostraram mais eficientes que as outras áreas avaliadas (UMETSU; PARDINI, 2007). Finalmente, em uma investigação também na Floresta Atlântica, Pedó *et al.* (2010), avaliaram os mesmos grupos de organismos, relatando grandes diferenças a favor da eficiência das UCs no Rio Grande do Sul.

3.3 Importância dos estudos genéticos para a biologia da conservação

Além dos estudos ecológicos, a resposta das espécies às alterações ambientais pode ser avaliada por estudos genéticos. Esta é uma importante linha de investigação na grande área da Biologia da Conservação. As análises da diversidade genética de espécies ou populações informam sobre seu potencial evolutivo, e, conseqüentemente, esclarecem sobre o risco destas desaparecerem de uma determinada área. Quanto menor a diversidade genética, maior é o risco de extinção. Desta forma, os estudos genéticos geram informações relevantes que podem guiar decisões conservacionistas (FRANKHAM *et al.*, 2002, 2008). Os principais focos da genética da conservação incluem os efeitos da endogamia, perda da diversidade genética, fragmentação das populações, redução do fluxo gênico, manejo genético de espécies ameaçadas, resolução taxonômica e avaliação das unidades de manejo (FRANKHAM *et al.*, 2008).

Os conhecimentos da genética de populações têm sido utilizados para abordar os impactos das atividades humanas na conservação da biodiversidade (YOUNG *et al.*, 1996; REED; FRANKHAM, 2002; JOHANSSON *et al.*, 2007). Nesta

perspectiva há estudos, enfocando, por exemplo, como mudanças de paisagens afetam o movimento de indivíduos e, conseqüentemente a diversidade genética dentro das populações (MANEL *et al.*, 2003; STORFER *et al.*, 2007).

No Brasil, no domínio da Floresta Atlântica, ao norte de sua distribuição, Ferreira- Neto *et al.* (2017) analisaram a influência de ambientes com diferentes estados de conservação em relação a estrutura genética populacional de uma espécie de besouro. Dentre as seis localidades investigadas, as análises genéticas demonstraram a existência de dois grupos populacionais um relacionado às áreas conservadas e outro que incluiu as áreas com perturbações antrópicas. Além disso, a diversidade genética foi maior para os besouros das áreas conservadas, revelando a efetividade destes territórios como reservatórios importantes do patrimônio genético da espécie estudada.

Uma das metodologias utilizadas para se avaliar a diversidade genética é o *Inter Simple Sequence Repeat* (ISSR), o qual permite análises ao nível inter e intrapopulacional de inúmeros organismos (MORESCO *et al.*, 2013; PEPINELI *et al.*, 2014; HESSAM *et al.*, 2015). Este marcador dominante permite acessar variações nas regiões entre dois microssatélites (regiões repetidas). Em sua porção final, os *primers* de ISSR apresentam um par de nucleotídeos extras na extremidade 3' ou 5' que agem como -ancoras, assegurando assim que a amplificação entre os microssatélites ocorra de maneira estável e precisa (ZIETKIEWICZ *et al.*, 1994; BORNET; BRANCHARD, 2001; PRADEEP, 2002).

Após a amplificação, são geradas moléculas com tamanhos e pesos diferenciados, que representam os segmentos de ácido desoxirribonucleico (DNA) entre os microssatélites amplificados (ZIETKIEWICZ *et al.*, 1994).

3.4 A relação da parasitologia com alterações ambientais

Os parasitas são organismos que vivem dentro ou sobre outros organismos (hospedeiros), retirando parte dos nutrientes totais para sobreviver (BAUTISTA-HERNÁNDEZ *et al.*, 2015). Nesta relação podem causar desequilíbrios na homeostase fisiológica com prejuízos à saúde do hospedeiro (SURES *et al.*, 2017).

Uma vez que são amplamente distribuídos em todo o planeta (DOBSON *et al.*, 2008), os parasitas influenciam processos ecológicos e evolutivos e, conseqüentemente, apresentam impactos profundos na estrutura e nas funções dos ecossistemas. Os danos que causam em seus hospedeiros podem alterar a

dinâmica das populações e a distribuição temporal e espacial de ambos (COMBES, 2001).

As alterações ambientais podem causar mudanças nas taxas de encontros entre parasitas e hospedeiros, podendo se refletir em mudanças nos níveis de infecções parasitárias (WOLINSKA; KING, 2009; KORINE, 2017). A transmissão de doenças e sua propagação em paisagens alteradas podem ser modificadas por mudanças na conectividade e subsequentes movimentos de hospedeiros e parasitas entre as áreas naturais restantes (TAYLOR; MERRIAM 1996, LANGLOIS *et al.*, 2001, COLLINGE *et al.*, 2005, OSTFELD *et*

al., 2005, 2009). O modo como as mudanças de paisagem afetam as distribuições de doenças parasitárias é uma questão cada vez mais importante na ecologia e na biologia de conservação (HESS *et al.*, 2002, OSTFELD *et al.*, 2005, COLLINGE, 2009).

Em particular, as transformações dos habitats, como poluição, desastres naturais e desmatamento podem afetar os níveis de infestação atuando sobre o hospedeiro, o parasita ou ambos (LAFFERTY; KURIS, 1999, 2005; VIDAL-MARTÍNEZ *et al.*, 2010; PEDERSEN *et al.*, 2012; PILOSOF *et al.*, 2012; BUDRIA; CANDOLIN, 2013; BROZOVÁ *et al.*, 2015;

CARDOSO *et al.*, 2015; VIDAL-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). Habitats modificados pelo homem têm sido apontados como os mais propensos a infecções parasitárias em muitos estudos. No Panamá, Cottontail *et al* (2009) observaram que mudanças na cobertura florestal acarretam maior prevalência de endoparasitas no morcego *Artibeus jamaicensis* em áreas perturbadas em comparação com florestas conservadas. Junge *et al.* (2011), estudando uma espécie de lêmure em áreas impactadas e protegidas de Madagascar, relataram maior diversidade de parasitas gastrointestinais nos primatas de áreas protegidas.

Também na África, Sá *et al.* (2013) monitoraram os endoparasitas gastrointestinais presentes em três populações de chimpanzés em áreas com diferentes níveis de fragmentação em Guiné-Bissau, evidenciando maior riqueza e prevalência de animais infectados nas áreas com maior grau de destruição. Na Índia Chakraborty *et al.* (2016), estudando carnívoros, também verificaram maior diversidade e prevalência de endoparasitas em áreas com perturbações antrópicas em comparação com florestas preservadas.

Em relação à América Latina, o Brasil detém a maior parte da literatura

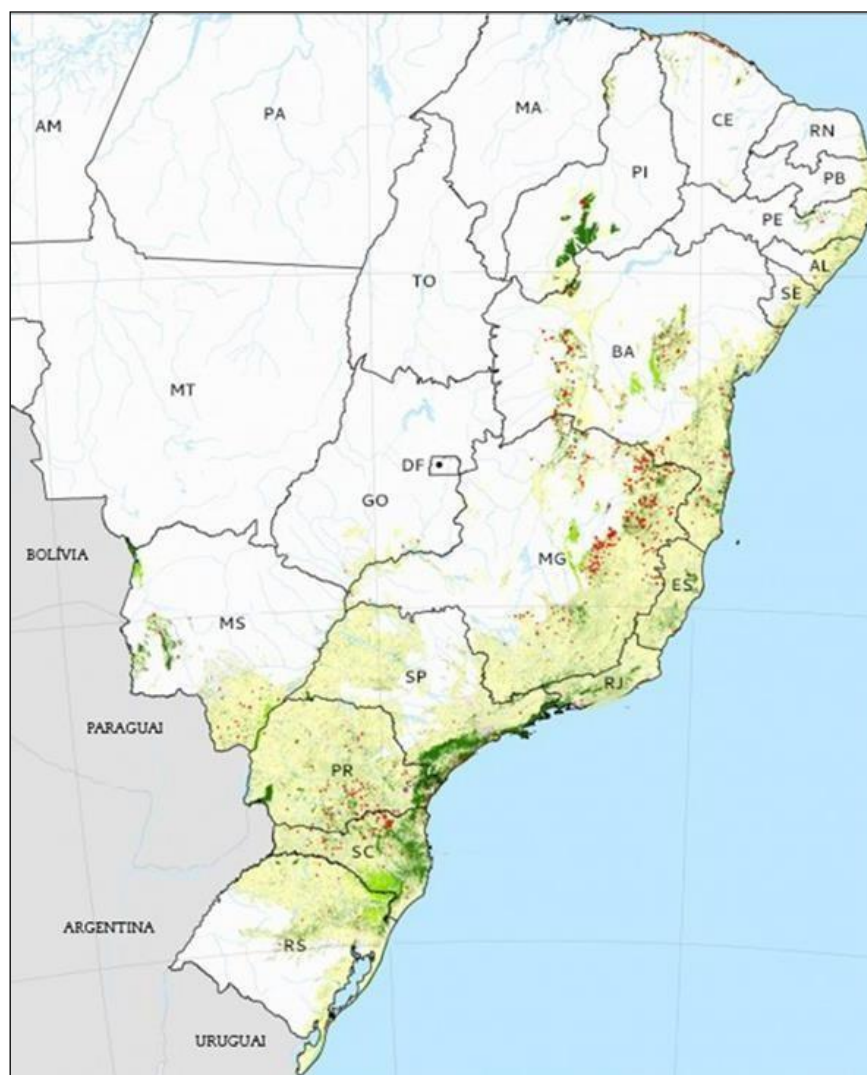
abordando a propensão de infecções parasitas associada a modificações ambientais (VIDAL-MARTÍNEZ *et al.*, 2017). Como exemplos, Simões *et al.* (2010) compararam a comunidade de helmintos de uma espécie de roedor em uma área protegida e uma área de pasto no bioma Pantanal, identificando variação na composição dos parasitas nos diferentes habitats. No Cerrado Belo *et al.* (2011), avaliando a fauna de aves, também observaram menor prevalência de endoparasitas nos ambientes preservados, em comparação com áreas antropizadas. Na Floresta Atlântica Aguiar *et al.* (2014) compararam a fauna de helmintos de duas populações de anfíbios em áreas com diferentes condições de integridade de habitat, sendo observada maior diversidade de endoparasitas nos ambiente menos conservados.

3.5 A importância da Floresta Atlântica para a Biologia da Conservação

A Floresta Atlântica é caracterizada como floresta tropical úmida. Possui diferentes fitofisionomias com algumas porções do bioma associadas a mangues, restingas, brejos e formações campestres de altitude (CAMARA, 2003). Apresenta ampla abrangência geográfica, se estendendo por uma latitude aproximada de 29° ao longo da costa do Brasil e áreas adjacentes na Argentina e no Paraguai (RIBEIRO *et al.*, 2009). As características geográficas e fitofisionômicas do bioma garantem elevada riqueza, representada, por exemplo, por 22.000 espécies de angiospermas e mais de 2.000 de vertebrados (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Grande parte da biodiversidade da Floresta Atlântica está, no entanto, em risco de extinção (CANALE *et al.*, 2012; MARTINELLI *et al.*, 2013), o que torna o bioma um dos 35 *hotspots* mundiais prioritários para a conservação em todo o mundo (MITTERMEIER *et al.*, 2011).

A Floresta Atlântica possui apenas 7,6% dos remanescentes originais acima de 100 ha. Entre 32-40% destes remanescentes são fragmentos pequenos ou secundários (RIBEIRO *et al.*, 2009), Figura 1. Joly *et al.* (2014) ressaltam que as áreas de UCs cobrem 9% de todos os fragmentos da Floresta Atlântica, porém apenas 1% destas UCs estão presentes em áreas primárias. Por meio do acordo internacional assinado pelo Brasil, até o ano de 2020, as áreas protegidas devem cobrir 17% da Floresta Atlântica e de outros biomas brasileiros (CBD, 2011).

Figura 1 - Mapa parcial do Brasil com a indicação do domínio original da Floresta Atlântica (em amarelo), seus remanescentes (em verde) e os desmatamentos ocorridos entre 2013/2014 (em vermelho).



Fonte: Modificado de Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto de Pesquisas Espaciais e Instituto Socioambiental (2015).

A conversão dos ecossistemas naturais é a principal causa do declínio da biodiversidade e da aceleração das mudanças climáticas no Brasil e em outros países na América do Sul (MAGRIN; MARENGO, 2014). No Brasil o desmatamento da Floresta Atlântica tem ocorrido principalmente para atender as demandas agropecuárias, de moradias e de indústrias (RIBEIRO *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2014). Atualmente, mais da metade da população brasileira reside no domínio deste bioma (OJIMA; MARTINE, 2012).

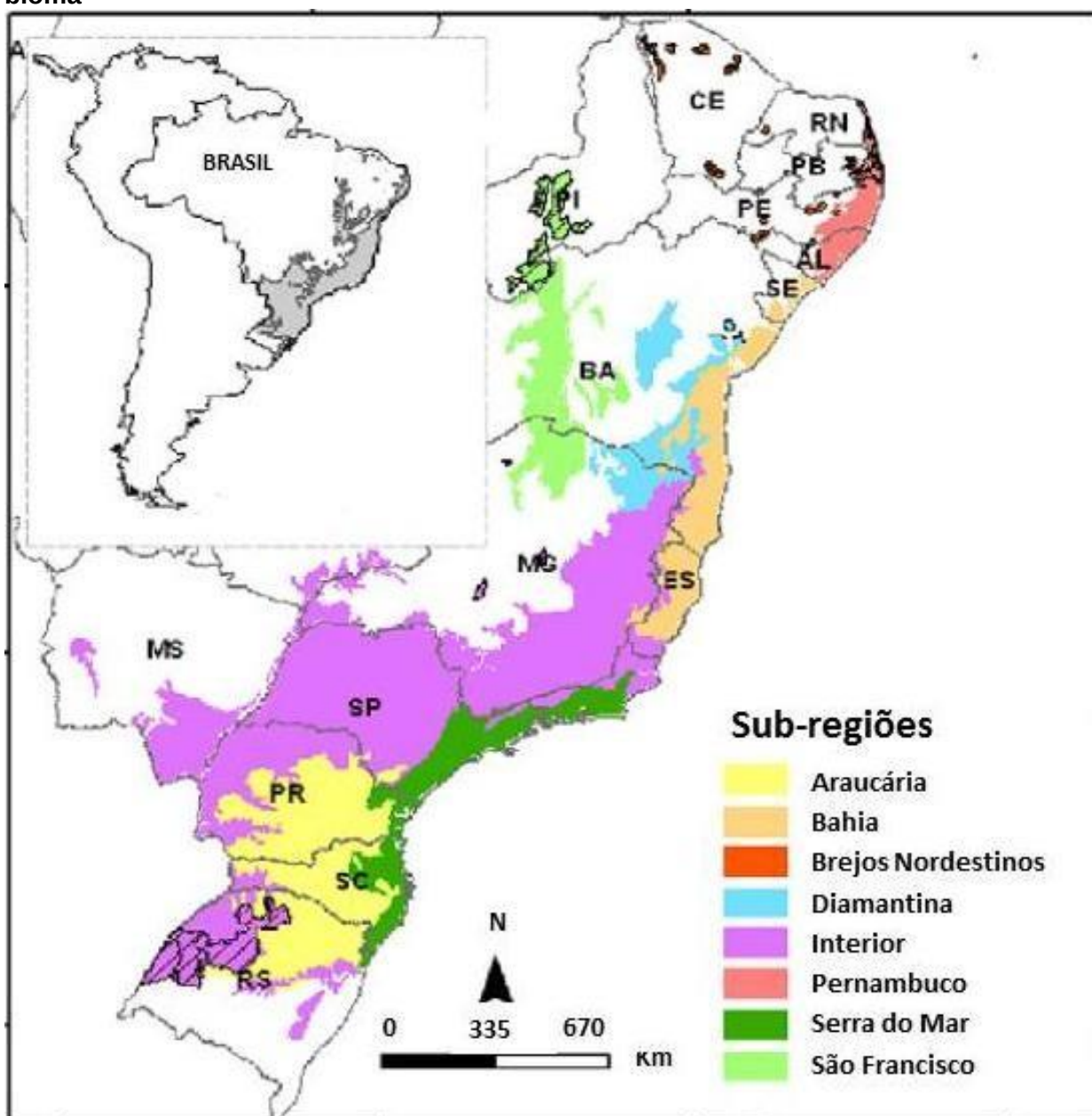
Existem oito sub-regiões na Floresta Atlântica reconhecidas como centros de endemismos, são elas: Araucária, Bahia, Brejos Nordestinos, Diamantina, Interior, Pernambuco, Serra do Mar e São Francisco (RIBEIRO *et al.*, 2009), Figura 2. De

modo especial o centro de endemismo Pernambuco, situado ao norte do rio São Francisco, abrangendo os estados do Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas, é uma das sub-regiões mais devastadas, restando menos de 5% de sua área original (GALINDO- LEAL; GUSMÃO, 2005), Figura 3. As plantações de cana-de-açúcar no Nordeste do Brasil tem um papel relevante neste processo, tendo contribuindo intensamente para a destruição das áreas naturais de Floresta Atlântica, causando homogenização nas paisagens (RANTA *et al.*, 1998; RIBEIRO *et al.*, 2009; LÔBO *et al.*, 2011).

Especialmente no Estado de Pernambuco ocorreram os mais acelerados e intensos desmatamentos da Floresta Atlântica nordestina. No início do século XX o Estado apresentava um percentual de 34,14% de áreas cobertas pela Floresta Atlântica (GONZAGA DE CAMPOS, 1912), no final deste século, restava apenas 1,54% de remanescentes florestais (LIMA, 1998). A proteção da biodiversidade na Floresta Atlântica de Pernambuco é garantida por 59 UCs de diferentes categorias (Pernambuco, 2012).

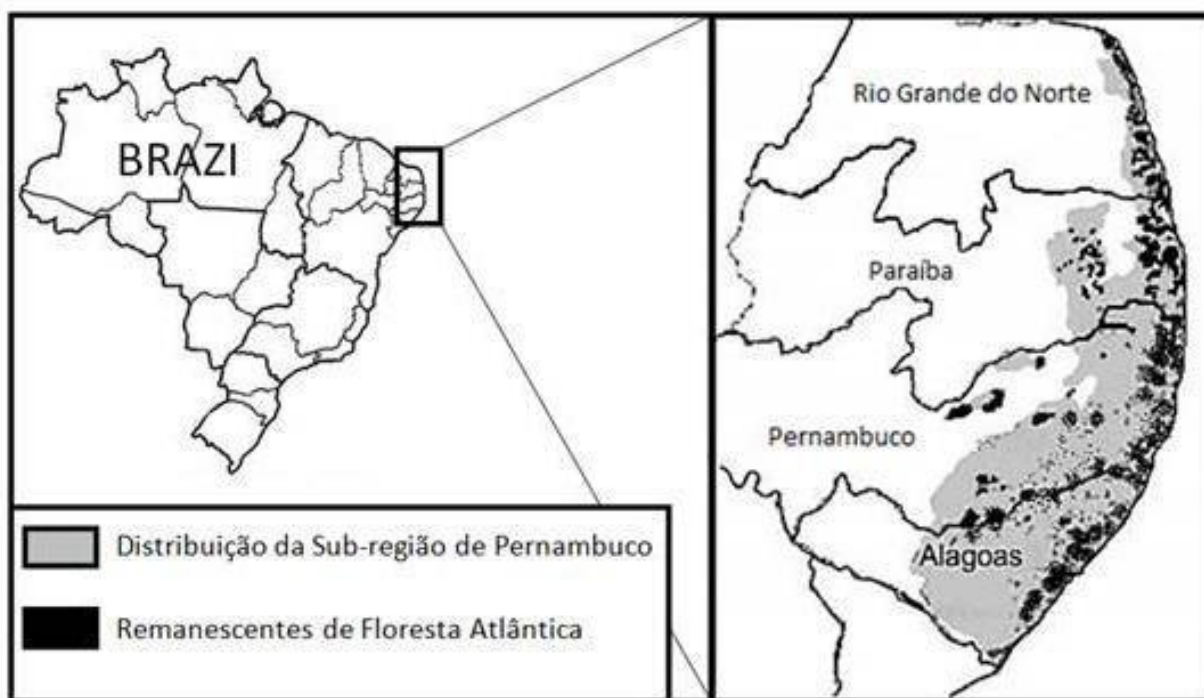
Frente ao intenso desmatamento da Floresta Atlântica e a importância do bioma como um patrimônio singular para a conservação da biodiversidade na região Neotropical a tarefa de avaliar a eficiência das UCs distribuídas em seu território torna-se especialmente necessária. Nesta missão, os morcegos podem contribuir como importantes ferramentas de estudo, uma vez que este é o grupo de mamíferos com maior riqueza e abundância neste bioma (REEDER *et al.*, 2007).

Figura 2 - Mapa do Brasil com destaque (em cinza) para a distribuição da Floresta Atlântica. Parte deste mapa está ampliada, com as delimitações das sub-regiões do bioma



Fonte: Modificado de Ribeiro *et al.* (2009).

Figura 3 - Mapa do Brasil onde está ampliada parte da região Nordeste, com destaque para a distribuição original da Floresta Atlântica na sub-região de Pernambuco (cinza claro) e de seus remanescentes (preto).



Fonte: Modificado de Asfora; Pontes (2009).

3.6 Os morcegos e seu papel em estudos ambientais

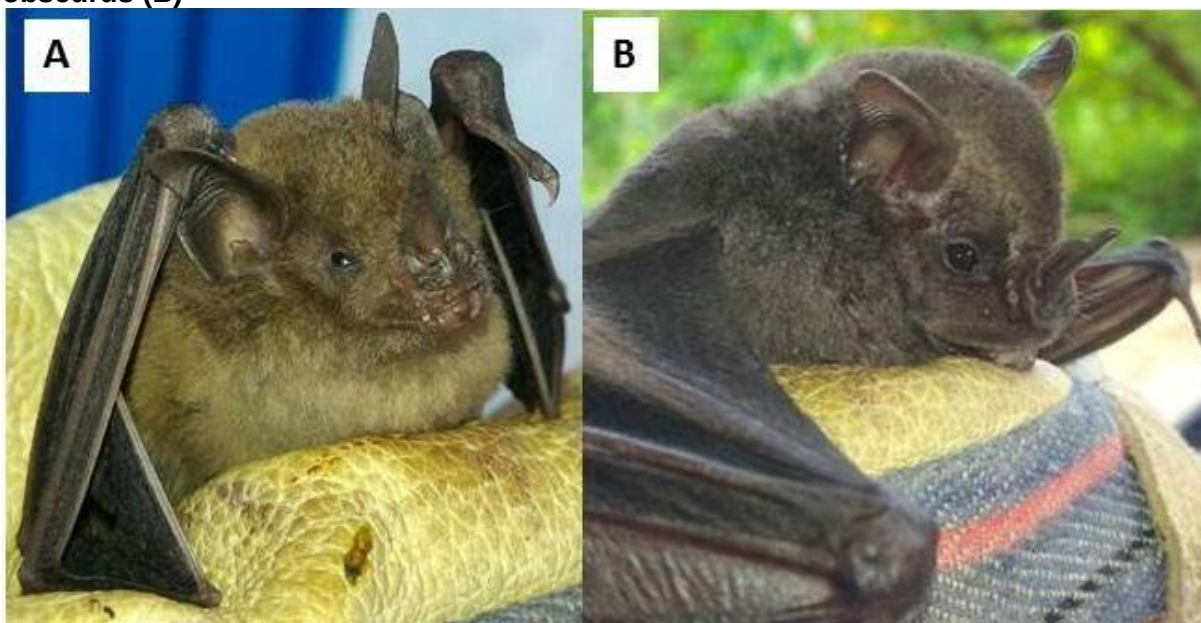
Os morcegos pertencem a ordem Chiroptera (do grego *kheir*. mão; *pteron*, asa), sendo os únicos mamíferos que apresentam voo verdadeiro (FENTON, 1992), Figura 4. Dentro deste grupo são os mais abundantes e diversificados, com cerca de 400 espécies reconhecidas na região Neotropical (GARDNER; CREIGHTON, 2008), das quais mais de

100 ocorrem a Floresta Atlântica. Esta riqueza inclui mais de 60% das espécies de mamíferos registradas neste bioma (BERNARD *et al.*, 2011; PAGLIA *et al.*, 2012).

A diversidade de hábitos alimentares torna os quirópteros responsáveis por importantes serviços ecossistêmicos (KUNZ *et al.*, 2011; LAURINDO; NOVAES, 2015). Por exemplo, espécies nectarívoras, auxiliam na polinização das flores (FLEMING *et al.*, 2008; UIEDA; BREDT, 2016), as frugívoras são responsáveis pela dispersão de sementes, promovendo a recuperação de áreas desmatadas e

manutenção de estágios mais avançados de sucessão (FLEMING, 1988; TREVELIN *et al.*, 2013; ABEDI-LARTEY *et al.*, 2016) e as insetívoras destacam-se como controladoras biológicas de populações de insetos, alguns dos quais com status de pragas agrícolas e transmissores de doenças (BOYLES *et al.*, 2011; GONSALVES, 2013). Devido à elevada abundância e riqueza de espécies e pela importância que apresentam como prestadores de serviços para o equilíbrio dos ecossistemas, os morcegos têm sido empregados em estudos voltados a avaliar a saúde ambiental (FENTON *et al.*, 1992; MEDELLÍN *et al.*, 2000; JONES *et al.*, 2009; PARK, 2015).

Figura 4 - Exemplares de morcegos das espécies *Carollia perspicillata* (A) e *Artibeus obscurus* (B)



Fonte: NEVES, C. H. C. B., 2018.

Os morcegos Neotropicais são particularmente sensíveis às alterações antrópicas nos ambientes naturais e os resultados de muitos estudos têm demonstrado que estes animais apresentam respostas espécie-específicas neste processo (MEDELLÍN *et al.*, 2000; CASTRO-LUNA *et al.*, 2007; SEDLOCK *et al.*, 2008; JUNG; KALKO, 2010; PACHECO *et al.*, 2010; LAURENCE *et al.*, 2012; GARCÍA-MORALES, 2013; RIPPERGER *et al.*, 2015;

RUSSO; ANCILLOTTO, 2015; MUYLEAERT *et al.*, 2016). Investigações ecológicas com morcegos na Floresta Atlântica indicam que as áreas preservadas tendem a apresentar maior biodiversidade em comparação com ambientes antropizados (OPREA *et al.*, 2009; MENDES *et al.*, 2012; REIS *et al.*, 2012;

ZEPPELINE *et al.*, 2017).

A diversidade genética dos morcegos também tem sido investigada em relação a paisagens conservadas e com modificações antrópicas. Alguns destes estudos registraram valores similares de diversidade genética e baixa diferenciação na comparação de animais coletados em locais com distintos estados de preservação ambiental (McCULLOCH *et al.*, 2013; RIPPERGER *et al.*, 2014; CLEARY *et al.*, 2017). Outros estudos, no entanto, apontam para maiores valores de diversidade genética em áreas conservadas (STRUEBIG *et al.*, 2011; RIPPERGER *et al.*, 2013; CLEARY *et al.*, 2017).

Mudanças de paisagens que alteram as abundâncias e as distribuições de espécies e, conseqüentemente afetem as interações ecológicas, também podem ter implicações importantes na dinâmica de transmissão de parasitas em morcegos. Alguns estudos têm demonstrado maior prevalência de parasitas gastrointestinais em morcegos que vivem em ambientes modificados por ações humanas em comparação com animais de ambientes conservados (CONTTONTAIL *et al.*, 2009; WARBURTOR *et al.*, 2016). Este mesmo padrão também ocorre em relação aos ectoparasitas (PILOSOF *et al.*, 2012; KORINE *et al.*, 2017).

4 ARTIGO

**ARTIGO A SER ENVIADO PARA A REVISTA “ENVIRONMENTAL
CONSERVATION” ISSN: 1469-4387 (A2 EM BIODIVERSIDADE)**

Eficiência de Unidades de Conservação ao norte da Floresta Atlântica analisadas por parâmetros ecológicos, genéticos e parasitológicos da fauna de morcegos

Carlos Henrique Campos Bezerra Neves¹, Martín Alejandro Montes², Ana Cristina Lauer Garcia¹

Centro Acadêmico de Vitória, Programa de Pós-Graduação em Saúde Humana e Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, Rua do Alto do Reservatório, s/n, Bairro Bela Vista, 55608-680, Vitória de Santo Antão, PE, Brasil;
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Rua Dom Manuel de Medeiros, s/n, Bairro Dois Irmãos, 52171-900 Recife, PE, Brasil.

Autor para correspondência: Ana Cristina Lauer Garcia. Centro Acadêmico de Vitória, Universidade Federal de Pernambuco, Rua do Alto do Reservatório, s/n, Bairro Bela Vista, 55608-680, Vitória de Santo Antão, Pernambuco, Brasil. Fone +55813523-. Email: alauergarcia@yahoo.com.br

RESUMO

A interferência antrópica sobre o meio ambiente vem ocasionando prejuízos ambientais irreparáveis, ameaçando a biodiversidade global. Dentro deste contexto, as unidades de conservação representam a principal estratégia para proteger a fauna e a flora. No Brasil, a Floresta Atlântica é um dos biomas mais ricos em espécies e endemismos e, ao mesmo tempo, é um dos mais destruídos pela ação antrópica, especialmente na porção norte de sua distribuição. No presente estudo verificamos a eficiência das unidades de conservação nesta área do bioma, avaliando parâmetros ecológicos, genéticos e parasitológicos da fauna de morcegos em locais com e sem proteção legal. De modo geral, as Unidades de Conservação apresentaram maior riqueza, abundância e diferenças na composição de espécies em comparação com as áreas não protegidas, demonstrando seu valor singular para a conservação. *Carollia perspicillata* e *Artibeus obscurus* apresentaram maior diversidade genética dentro das Unidades de Conservação, o que sinaliza a importância destes territórios para a preservação das espécies em um contexto evolutivo. Nas áreas protegidas foi observada menor riqueza e prevalência de endoparasitas nos morcegos, indicando que as unidades de conservação também são valiosas para proteger a saúde destes animais.

Palavras-Chave: Áreas protegidas, Antropização, Diversidade, Quirópteros, Mamíferos.

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais abrigam pelo menos dois terços da biodiversidade terrestre (Kareiva *et al.* 2007) e fornecem importantes serviços ecossistêmicos, tais como o armazenamento de carbono, impedimento da erosão do solo e participação nos ciclos hídricos (Hughes *et al.* 2000; Bradshaw *et al.* 2007; Lewis *et al.* 2015). Este ecossistema tem sido intensamentedestruído nos últimos séculos, principalmente por ações antrópicas diretas ou indiretas.

Calcula-se que aproximadamente metade das florestas tropicais já foi perdida e que mais de 10 milhões de hectares segue sendo desmatado anualmente, o equivalente a cerca de 40 campos de futebol por minuto (Laurance 2010). Como consequência desta vasta destruição projeta-se que entre 2000 e 2100 as florestas tropicais perderão 18% da sua biodiversidade (Pimm & Raven 2000).

Frear o desmatamento, aumentar o reflorestamento e expandir a proteção das áreas florestais, são estratégias potenciais para mitigar as consequências da destruição ambiental (Taubert *et al.* 2018). De todas estas táticas, a criação de unidades de conservação (UCs), tem sido a principal ação conservacionistapor mais de um século (Pimm *et al.* 2001). O objetivo primário destas áreas é conservar a natureza em longo prazo, garantindo os serviços ecossistêmicos associados (Dudley 2008). Dada a sua importância singular para proteção da fauna e da flora, menos de 10% das áreas florestais na região tropical se encontram em territórios legalmente protegidos (Schmitt *et al.* 2009). Nas últimas décadas a rede global de UCs aumentou em número e extensão e, atualmente, cobre aproximadamente 15% da área terrestre do planeta (Juffe-Bignoli *et al.* 2014). Apesar desses números promissores, mais espécies estão ameaçadas de extinção do que nunca (Hoffmann *et al.* 2010) e a biodiversidade ainda está em declínio (Butchart *et al.* 2010).

Também existem incertezas quanto ao sucesso das UCs espalhadas pelo globo. Estudos sugerem que apenas 22% das áreas protegidas possuem gerenciamento adequado (Leverington 2010), e que somente metade de todas as reservas tropicais é efetiva para manutenção da biodiversidade (Laurance *et al.* 2012).

Algumas investigações têm demonstrado a eficiência das UCs em relação a parâmetros ecológicos, como riqueza, abundância e composição de espécies (Umetsu & Pardini 2007; Pedó *et al.* 2010; Geldmamm *et al.* 2013; González-Maya *et al.* 2015; Coetzee *et al.* 2014; Gray *et al.* 2016), embora nem todas as pesquisas sob este enfoque apontem para resultados positivos em relação a eficiência das UCs (Rayner *et al.* 2013; Luja *et al.* 2017).

Parâmetros genéticos também são indicativos importantes na avaliação da eficiência das UCs em longo prazo, gerando informações sobre o potencial evolutivo de espécies e

populações, e, sobre o risco destas desaparecerem, guiando decisões conservacionistas (Young *et al.* 1996; Frankham 2008; Johansson *et al.* 2007).

Embora os estudos avaliando a eficiência das UCs em relação a parâmetros genéticos sejam escassos, há indicativos de que as espécies mantidas em áreas protegidas apresentam maior diversidade genética em comparação com aquelas presentes em áreas sem proteção legal (Ferreira-Neto *et al.* 2017). Além disso, tem sido evidenciado que algumas espécies podem perder variabilidade genética em resposta a fragmentação florestal causada pela ação antrópica (Meyer *et al.* 2008).

As alterações ambientais podem causar mudanças nas taxas de encontros entre parasitas e hospedeiros, podendo se refletir em mudanças nos níveis de infecções parasitárias (Wolinska & King 2009; Korine 2017). Deste modo informações sobre a prevalência e incidência de indivíduos parasitados dentro e fora das áreas protegidas é um parâmetro que também contribui para a avaliação da eficiência das UCs. De modo geral as áreas preservadas tendem a apresentar menor número de indivíduos infectados e menor riqueza de parasitas gastrointestinais em relação às áreas mais antropizadas (Simões *et al.* 2010; Belo *et al.* 2011; Junge *et al.* 2011; Sá *et al.* 2013; Aguiar *et al.* 2014; Chakraborty *et al.* 2016).

As UCs são extremamente importantes em ambientes naturais com alto grau de destruição, como é o caso da Floresta Atlântica. Neste bioma apenas 9% dos fragmentos florestais está dentro de UCs (Convention on Biological Diversity 2011), o que torna a avaliação da eficiência destes territórios protegidos, especialmente importante e emergencial para o estabelecimento de estratégias conservacionistas.

A Floresta Atlântica se estende por aproximadamente 29° ao longo da costa do Brasil e áreas adjacentes na Argentina e no Paraguai e é um dos biomas mais destruídos pelas ações humanas (Ribeiro *et al.* 2009). Abrigo de muitas espécies endêmicas este bioma é internacionalmente reconhecido como um dos principais *hotspots* de biodiversidade (Mittermeier *et al.* 2005), uma vez que boa parte da sua elevada riqueza de espécies está em risco de extinção (Canale *et al.* 2012; Martinelli *et al.* 2013). No Brasil resta menos de 8% da cobertura original da Floresta Atlântica, representada, em sua maior parte, por pequenos fragmentos florestais, em níveis avançados de degradação, isolados por paisagens antropizadas (Cunha *et al.* 2013; Biodiversitas 2017). Em alguns estados brasileiros o desmatamento na Floresta

Atlântica é ainda mais intenso, como em Pernambuco, onde em menos de um século, a área deste bioma que correspondia a 34,14% do estado foi reduzida para apenas 1,54% (Gonzaga de Campos 1912; Lima 1998).

Os morcegos representam mais de 60% das espécies de mamíferos que habitam a Floresta Atlântica (Bernard *et al.* 2011; Paglia *et al.* 2012). Devido à diversidade alimentar, esses animais são importantes nos serviços ecossistêmicos (Kunz *et al.* 2011; Laurindo & Novaes 2015). Uma vez que suas espécies apresentam diferentes graus de sensibilidade frente às modificações dos ambientes naturais (Pacheco *et al.* 2010; García-Morales 2013; Ripperger *et al.* 2015; Muylaert *et al.* 2016) estes animais são potenciais ferramentas para estudos sobre a eficiência das UCs neste bioma (Reeder *et al.* 2007).

No presente estudo formulamos a hipótese de que os morcegos que habitam UCs ao norte da Floresta Atlântica apresentam maior diversidade ecológica e genética e menor prevalência de parasitas em comparação com os que vivem em áreas externas não protegidas. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de UCs da Floresta Atlântica para a manutenção da riqueza de espécies, composição e abundância das populações, bem como do patrimônio genético e o seu potencial para preservação da saúde destes animais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Locais de estudo

Morcegos foram coletados em três áreas ao norte do domínio da Floresta Atlântica (Figura 1). Em cada área foram realizadas amostragens em um local dentro de uma UC e um local próximo não protegido, a fim de possibilitar análises pareadas. Para minimizar as variações abióticas, a distância entre o local dentro e local fora da UC foi de aproximadamente 3 km.

As seguintes áreas foram investigadas: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (Miritiba) - Área de 273 ha situada no município de Paudalho, Pernambuco (Guimaraes & Pessoa 2012), inserida nas florestas do Campo de Instrução Marechal Newton Cavalcante (CIMNC) e estabelecida como UC em 1987, pela lei nº 9.989 (Pernambuco 1987). O fragmento florestal próximo não protegido está situado em

uma área rural do mesmo município e é circundando por áreas de cultivo de cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) e criação de gado.

Reserva Biológica do Tapacurá (Tapacurá) - Área de 316,32 ha, localizada no município de São Lourenço da Mata, Pernambuco (Lyra-Neves *et al.*, 2007). Foi inicialmente estabelecida como Estação Ecológica em 1975 (Almeida & Oliveira 2009) e passou para a categoria de Reserva Biológica em 1987, pela lei nº 9.989 (Pernambuco 1987). A área próxima não protegida situa-se na área rural do mesmo município e em seu entorno há poucas casas e cultivo de mamona (*Ricinus communis*), milho (*Zea mays*) e banana (*Musa* sp.), além de pastagens com criações de animais.

Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta (Pedra D'Anta) – Área de 360 ha que compõem o Complexo Florestal Serra do Urubu, localizado no município de Lagoa dos Gatos, Pernambuco (Associação para a Proteção da Mata Atlântica do Nordeste 2012). O processo de proteção legal desta área se deu a partir de 2004, quando foi adquirida pela Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil (Save Brasil), mas seu reconhecimento como UC ocorreu somente em 2011, através da portaria CPRH nº21/2011. O fragmento florestal próximo não protegido situa-se na área rural do mesmo município, sendo circundado por moradias espaçadas, pastagens com criação de animais e plantações de árvores frutíferas, como acerola (*Malpighia emarginata*), pitomba (*Talisia esculenta*), caju (*Anacardium occidentale*), jaca (*Artocarpus heterophyllus*) entre outras. Algumas estradas de terra, com constante circulação de veículos, cortam as áreas de pasto.

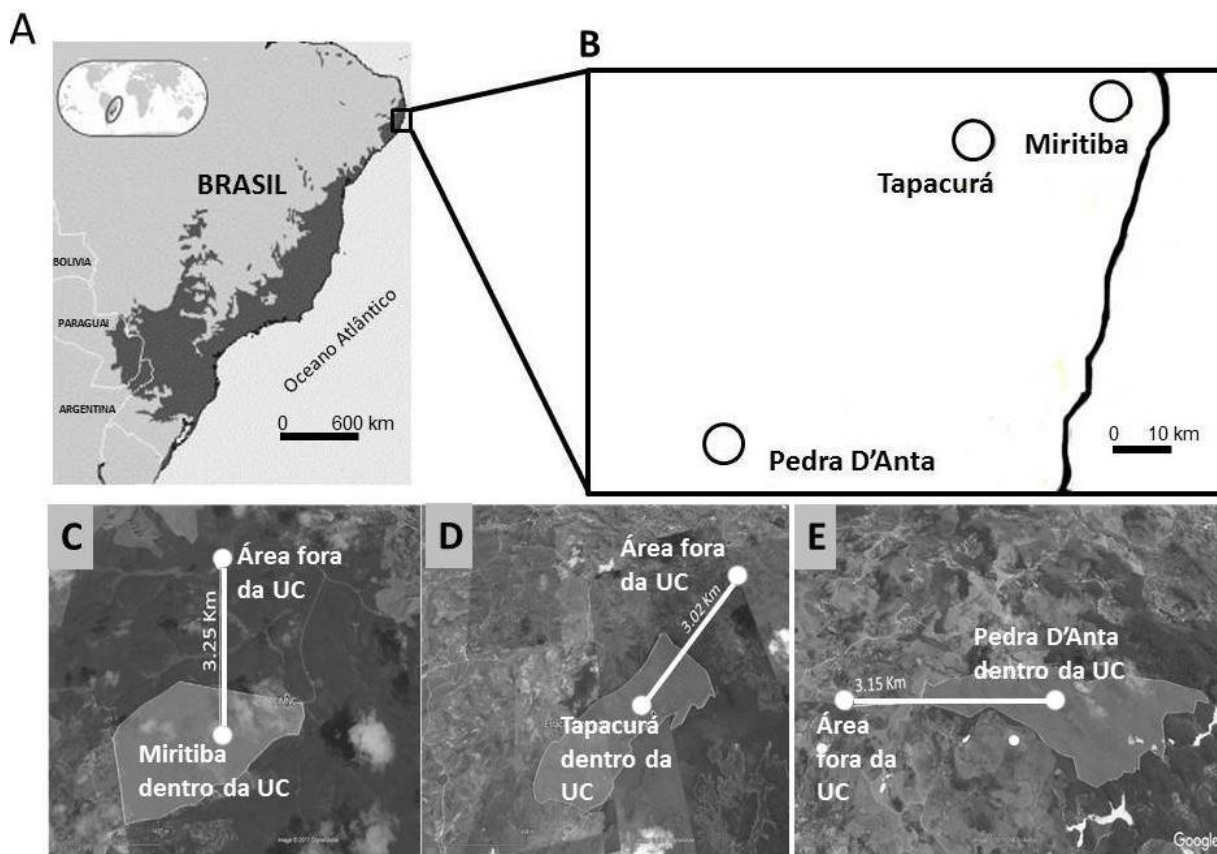


Figura 1. (A) Mapa parcial da América do Sul com a distribuição do domínio da Floresta Atlântica (em cinza escuro). (B) Localização das áreas de amostragem dos morcegos: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (Miritiba), Reserva Biológica do Tapacurá (Tapacurá) e Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta (Pedra D'Anta). (C, D e E) Mapas de satélite com a indicação, em cinza claro, das áreas das unidades de conservação (UC) e dos locais próximos destas áreas investigados. As linhas brancas indicam as distâncias entre os pontos de amostragem.

Todas as áreas investigadas estão situadas na sub-região de Pernambuco da Floresta Atlântica e apresentam características fitogeográficas similares, sendo incluídas na categoria de Florestas ombrófilas semidescuiduais (Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste 2009; Lyra-Neves *et al.* 2007; Veloso *et al.* 1991). O clima nos locais estudados é do tipo As (de acordo com a classificação de Köpen), que pode ser definido como tropical chuvoso com verão seco e pluviosidade inferior a 60 mm nos meses de maior estiagem.

A pluviosidade anual é superior a 2.000 mm. O período de maior concentração das chuvas se estende de abril a agosto, quando ocorre quase 70% da precipitação anual. A temperatura média é de aproximadamente 25°C, com oscilação térmica entre 22°C e 30°C (Instituto Nacional de Meteorologia 2017).

Coleta e identificação dos morcegos

Durante os anos de 2016 e 2017 foram realizadas 10 noites de amostragem de morcegos em cada local investigado, sendo cinco noites no período de maior pluviosidade e cinco no período de maior estiagem. Em cada noite de amostragem os morcegos foram capturados com cinco redes de neblina do tipo *mist-net* de 12 x 2,5 m, dispostas aleatoriamente ao longo da área de estudo e distanciadas por pelo menos 30 metros. As redes mantiveram-se abertas das 17 às 24 horas, sendo vistoriadas a cada 30 minutos. As coletas foram realizadas em noites alternadas entre os locais protegidos e não protegidos, com as redes dispostas em locais diferentes para evitar sua memorização pelos morcegos. As amostragens ocorreram nas fases de luas nova, crescente e minguante e em noites sem chuva e sem vento.

O esforço amostral foi o mesmo em todos os locais estudados e calculado conforme Straube & Bianconi (2002). Cada morcego capturado foi retirado da rede de neblina e acondicionado individualmente em saco de tecido numerado, até a identificação. Para o reconhecimento das espécies, foram utilizadas as chaves de identificação de Vizotto & Taddei (1973), Gregorin & Taddei (2002), Gardner (2009) e Reis *et al.* (2013).

Com a finalidade de verificar migração dos exemplares entre as áreas investigadas e evitar a recontagem dos espécimes, cada indivíduo foi marcado com um colar plástico numerado, seguindo as recomendações de Esberárd & Daemon (1999). Após a triagem, os morcegos foram liberados no mesmo local e noite em que foram capturados.

Análise dos parâmetros ecológicos

A riqueza e a abundância de cada espécie foram registradas durante cada noite de amostragem. O teste de Qui-quadrado (χ^2) foi utilizado para comparar a abundância dos grupos mais frequentes. Para cada espécie capturada foi definido seu hábito alimentar, consultando os dados disponíveis em Reis *et al.* (2013).

Dendogramas de similaridade foram construídos a partir dos índices de Morisita e de Jaccard no programa PAST, versão 1.94b (Hammer *et al.* 2001).

Análise de parâmetros genéticos

Para a comparação da diversidade genética entre os morcegos capturados dentro e fora das UCs, foram utilizadas as espécies *Carollia perspicillata* e *Artibeus obscurus*. De cada exemplar foi retirada uma amostra de sangue por punção venosa da asa, representando menos de 10% do volume total sanguíneo de cada indivíduo (Neuweiller 2000). As amostras foram conservadas em EDTA 1% em tubos previamente identificados.

O sangue coletado foi submetido ao método de extração de DNA utilizando NaCl, estabelecido por Medrano *et al.* (1990) com modificações. O DNA nuclear foi amplificado por PCR usando *primers* de ISSR (*Inter Simple Sequence Repeat*). Foram testados inicialmente 20 *primers* dos quais quatro foram selecionados: (AC)₆AT, (CA)₆GC, (CA)₆AG e (AGC)₄T. Estes *primers* foram escolhidos por produzirem alto número de fragmentos de DNA polimórficos, facilmente identificáveis e por apresentarem repetitividade de resultados em um mesmo indivíduo.

As reações de PCR/ISSR foram realizadas em um volume final de 20 µl, contendo 20 ng do DNA molde, 0,05 µM de dNTPs, 100 nM de *primer*, tampão de PCR a 0,3X e 0,4 mM de MgCl₂, 2 unidades de Taq DNA polimerase (Invitrogen kit®) e água autoclavada. Para cada reação foi aplicado um controle negativo, sem DNA, para confirmar a ausência de contaminação. As condições de amplificação foram: desnaturação inicial a 94°C por 2 minutos, seguindo de 40 repetições de 94°C por 30 segundos para desnaturação, 50°C por 30 segundos para anelamento dos *primers* e 72°C por 2 minutos de extensão. As reações foram finalizadas com um ciclo de extensão a 72°C por 5 minutos.

Para a eletroforese foi realizada uma mistura com 5 µL de DNA amplificado, 1 µL de GelRed 10.000X (Biotium, Hayward, CA, USA) e 1 µL de tampão de carregamento azul de bromofenol a 0,25%. A concentração do gel de agarose foi de 3%, preparado em tampão TBE 0,5X. As condições de eletroforese foram 90 V, 100 mA e 110 W constantes por uma hora e trinta minutos. Os géis foram fotografados pelo fotodocumentador LAB Trade e câmera EOS Rebel T2i.

Os tamanhos dos fragmentos de DNA foram estimados pela comparação visual com 100 pb DNA Ladder (Invitrogen®). Um terço das amostras foi amplificado em duplicata para assegurar a confiabilidade e a reprodutibilidade dos resultados. Apenas fragmentos de DNA que foram amplificados consistentemente foram

incluídos na análise.

A partir dos fragmentos de DNA obtidos nos géis, foram construídas tabelas binárias de presença e ausência (Microsoft Office® 2007). Os resultados desta matriz foram analisados pelo programa FAMD, versão 1.3 (Schlüter & Harris 2006) para estimar o número de loci polimórficos e a presença de fragmentos de DNA exclusivos. Posteriormente, a matriz de dados foi utilizada para o cálculo de distância genética com o método de Número de diferenças, utilizando o programa MEGA versão 4.0 (Molecular Evolution Genetics Analysis, Tamura *et al.* 2007). A análise molecular da variância (AMOVA) foi realizada com o programa Arlequin versão 3.5 (Excoffier & Lischer 2010), para calcular a diferenciação populacional (F_{ST}) par a par entre as áreas dentro e fora das UC. Seguindo as recomendações de Hartl & Clark (2006) foram adotadas as seguintes classificações qualitativas para interpretação do F_{ST} : entre 0 e 0,049 = baixa diferenciação genética; de 0,05 a 0,149 = diferenciação genética moderada; de 0,15 à 0,249 = alta diferenciação genética e maior que 0,25 = diferenciação genética muito alta.

Análise dos endoparasitas gastrointestinais

Para a análise dos endoparasitas foram avaliados materiais fecais expelidos por alguns espécimes de morcegos enquanto os animais encontravam-se armazenados nos sacos de algodão após serem capturados nas redes.

Após cada utilização, os sacos foram lavados e revisados, a fim de se evitar que as fezes de um indivíduo fossem misturadas com a de outro. As amostras foram armazenadas individualmente em tubos esterilizados de 1,5ml contendo 0,5 ml de formalina a 5%.

Para a avaliação da prevalência de endoparasitas gastrointestinais foi utilizada a metodologia de sedimentação espontânea de Hoffman *et al.* (1934) com modificações. Para tal, foram adicionados 0,5 ml de água destilada as amostras fecais presentes nos tubos de 1,5 ml e, com um bastão de vidro, as mesmas foram homogeneizadas.

Após esta etapa todo o conteúdo foi transferido para tubos estéreis de 15 ml acoplados com parasitofiltro. O material retido pelo parasitofiltro foi desprezado e, em seguida, foi adicionada água destilada até preencher $\frac{3}{4}$ de cada tubo. Posteriormente as amostras foram levadas à centrífuga por 20 min a 20.000 rpm

para a sedimentação. Após a centrifugação, gotas com sedimento, foram transferidas para uma lâmina de vidro, na qual foi adicionada e homogeneizada uma gota de solução lugol a 5%. A lâmina foi coberta com lamínula e levada ao microscópio, sendo analisada em aumento entre 10x e 40x. Para a identificação dos endoparasitas gastrointestinais foram utilizadas descrições de Santos & Gibbson (2015) e de Albuquerque *et al.* (2016).

RESULTADOS

Parâmetros ecológicos

A partir de um esforço amostral de 63.000 m².h foram capturados 990 morcegos pertencentes a 23 espécies, incluídas em 18 gêneros e quatro famílias.

A família Phyllostomidae apresentou maior riqueza (18 espécies) e abundância, representando 98,5% do total de morcegos capturados. Essa família foi representada por cinco subfamílias, sendo Carolliinae a mais abundante (424 indivíduos), seguida por Stenodermatinae (284 indivíduos), Phyllostominae (203 indivíduos), Desmodontinae (42 indivíduos) e Glossophaginae (22 indivíduos). Em relação às demais famílias, Emballonuridae e Vespertilionidae apresentaram seis indivíduos cada e Molossidae apenas quatro indivíduos, Tabela 1.

Foram observadas 11 recapturas, destas sete ocorreram dentro das UCs, sendo quatro *Carollia perspicillata* em Pedra D'Anta, dois indivíduos desta espécie em Tapacurá e um *Phyllostomus discolor* em Miritiba. Nos locais não protegidos, um indivíduo de *Artibeus lituratus*, um de *Platyrrhinus lineatus* e um de *C. perspicillata* foram recapturados fora da UC de Pedra D'Anta e um indivíduo desta última espécie foi recapturado fora da UC de Tapacurá. Não houve recapturas entre locais diferentes.

Tabela 1. Espécies, abundâncias, hábitos alimentares e índices de diversidade para as amostragens de morcegos realizadas dentro e fora de unidades de conservação ao norte da Floresta Atlântica, Brasil: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba, Reserva Biológica do Tapacurá e Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta.

Hábito Alimentar		Miritiba		Tapacurá		Pedra D'Anta		Total
		Dentro	For a	Dentro	Fora	Dentro	Fora	
Família Phyllostomidae								
Subfamília Carolliinae								
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus,1758)	Onívora	23	36	38	63	184	72	416
<i>Rhinophylla pumilio</i> (Peter, 1865)	Frugívora					8		8
Subfamília Stenodermatinae								
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	Frugívora		1	10		25	60	96
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	Frugívora	8	8	13	31	9	16	85
<i>Artibeus planirostris</i> (Spix, 1823)	Frugívora	3		14	4			21
<i>Chiroderma villosum</i> (Peters, 1860)	Frugívora						1	1
<i>Dermanura cinerea</i> (Gervais, 1856)	Frugívora	3	6	18	8	4	9	48
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (E. Geoffroy, 1810)	Onívora		2		1		8	11
<i>Sturnira lilium</i> (E. Geoffroy, 1810)	Frugívora	3	5		4	1	9	22
SubfamíliaPhyllostominae								
<i>Chropterus auritus</i> (Peters, 1856)	Carnívora						1	1
<i>Micronictes megalotis</i> (Gray, 1842)	Insetívora						1	1
<i>Micronictes minuta</i> (Gervais, 1856)	Insetívora			1				1
<i>Phyllostomus discolor</i> (Wagner, 1843)	Onívora	73	51	16	33		8	181
<i>Phyllostomus hastatus</i> (Pallas, 1767)	Onívora	8	4					12
<i>Phylloderma stenops</i> (Peters, 1865)	Insetívira					3		3
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	Carnívora		3	1				4
Subfamília Desmodontinae								
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy, 1810)	Hematófaga	1	4	22	11		4	42
Subfamília Glossophaginae								
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	Nectarívora	6		4	6	3	3	22
Família Emballonuridae								
<i>Peropteryx leucoptera</i> (Peters, 1867)	Insetívora			1				1
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	Insetívora			1				1
<i>Saccopteryx leptura</i> (Schreber, 1774)	Insetívora		4					4
Família Vespertilionidae								
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	Insetívora		3		1		2	6
Família Molossidae								
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	Insetívora		1				3	4

Nas áreas protegidas foram observadas 20 espécies de morcegos e somente 16 foram registradas nos locais fora das UCs. Não foi observado um padrão na riqueza na comparação par a par (local dentro da UC x local fora), Tabela 1. As áreas protegidas apresentaram mais do que o dobro de espécies exclusivas em relação às áreas fora das UCs. *Rhinophylla pumilio*, *Micronictes minuta*,

Phylloderma stenops, *Peropteryx leucoptera*, *Rhynchonycteris naso*, *Saccopteryx leptura* e *Molossus molossus* foram registrados apenas dentro das UCs. Nas áreas não protegidas somente *Chiroderma villosum*, *Chropterus auritus* e *Micronictes megalotis*, foram exclusivas, Tabela 1.

A abundância total de morcegos foi maior nas áreas protegidas (516 indivíduos) em relação às áreas fora dos limites das UCs (474 indivíduos), sendo essa diferença significativa ($\chi^2 = 6,117$, gl=2, $p=0,047$). Na análise par a par houve maior número de indivíduos dentro das áreas protegidas em Miritiba e Pedra D'Anta, com diferença significativa neste último local ($\chi^2 = 5,760$, gl=1, $p=0.0187$).

As espécies coletadas abrangeram seis tipos de hábitos alimentares. As mais representativas foram as insetívoras (34.78%), seguida das frugívoras (26.08%), onívoras (13,04%), carnívoras (13,04%), hematófagas (4,35%) e nectarívoras (4,35%). Os ambientes protegidos e não protegidos foram representados pelo mesmo número de espécies de cada hábito alimentar, exceto em relação à riqueza de espécies insetívoras que foi maior dentro das UCs (cinco dentro das UCs e uma fora) Tabela 1.

A análise da composição de espécies pelo índice de Morisita teve tendência a agrupar separadamente as amostragens realizadas dentro da UCs daquelas realizadas fora da área protegida em Tapacurá e em Pedra D'Anta. A análise de Jaccard reuniu as amostragens realizadas dentro da UC de Tapacurá em um único clado. Para Pedra D'Anta esta mesma análise reuniu quase todas as amostragens realizadas fora desta UC em um único agrupamento, Figura 2.

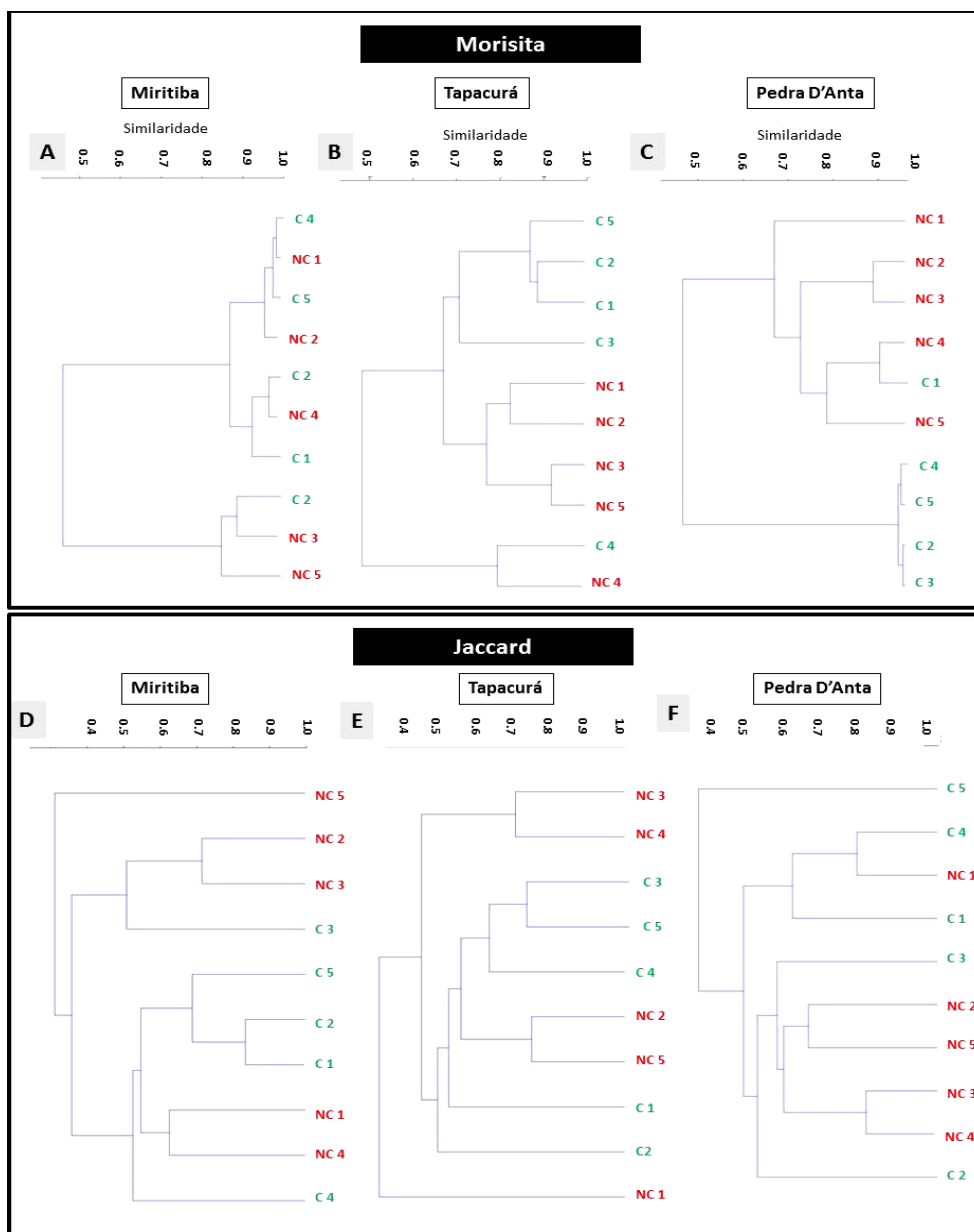


Figura 2. Dendogramas de similaridade, construídos a partir dos índices de Morisita (A, B e C) e de Jaccard (D, E e F) para as amostragens das assembleias de morcegos nas áreas conservadas (C) e não conservadas (NC) de Miritiba (Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba), Tapacurá (Reserva Biológica do Tapacurá) e Pedra D'Anta (Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta), ao norte da Floresta Atlântica, Brasil.

Parâmetros genéticos

A diversidade genética foi estimada para 104 morcegos, sendo 54 indivíduos de *C. perspicillata* e 50 de *Artibeus obscurus*, Tabela 2. Os resultados combinados obtidos para os quatro *primers* de ISSR possibilitaram a identificação de 77 *loci* para a primeira espécie e de 85 para a segunda, todos polimórficos, com tamanhos entre 200 e 2.000 pares de bases. Nenhuma combinação idêntica para os fragmentos gerados por ISSR foram observados nos animais. O número médio de diferenças para *C. perspicillata* foi de 31,106 e de 34,932 para *A. obscurus*.

Para *C. perspicillata* o número médio de diferenças obtido para os indivíduos coletados dentro das UC foi maior (30,912) que o observado para os animais coletados fora das áreas protegidas (29,840). Esse padrão se manteve nas comparações par a par, Tabela 3. Para *A. obscurus* o número médio de diferenças também foi maior nas amostragens dentro das UC (35,087) em comparação com as áreas não protegidas (33,347). Esse padrão, também, se manteve nas comparações par a par, Tabela 2.

Tabela 2. Número de indivíduos (N) e número de médio de diferenças para os quatro *primers* de ISSR investigados para avaliação da diversidade genética de *Carollia perspicillata* e *Artibeus obscurus* dentro e fora das unidades de conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba, Reserva Biológica do Tapacurá e da Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta, localizadas no norte da Floresta Atlântica, Brasil.

	<i>Carollia perspicillata</i>		<i>Artibeus obscurus</i>	
	N	Número médio de diferenças	N	Número médio de diferenças
Miritiba dentro	9	27,44	8	30,821
Miritiba fora	9	26,778	7	25,429
Tapacurá dentro	9	28,333	9	31,833
Tapacurá fora	9	26,222	9	31,389
Pedra D'Anta dentro	9	29,167	8	34,964
Pedra D'Anta fora	9	28,278	9	30,611

A diferenciação populacional foi classificada como alta na comparação par a par de Tapacurá para *C. perspicillata* e *A. obscurus* e para Miritiba em relação a esta última espécie. Nas demais comparações a diferenciação populacional foi moderada, Tabela 3.

Tabela 3. Comparação par a par da diferenciação populacional (FST) calculada a partir dos quatro *primers* de ISSR investigados para avaliação da diversidade genética de *Carollia perspicillata* e *Artibeus obscurus* dentro e fora das unidades de conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba, Estação Ecológica do Tapacurá e da Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta, localizadas no norte da Floresta Atlântica, Brasil.

	<i>Carollia perspicillata</i>	<i>Artibeus obscurus</i>
	FST	FST
Miritiba dentro x fora	0,0722	0,1828
Tapacurá dentro x fora	0,1534	0,1761
Pedra D'Anta dentro x fora	0,0951	0,0579

Parâmetros parasitológicos

Foram analisadas 150 amostras fecais, sendo metade proveniente de morcegos coletados dentro das áreas protegidas e a outra metade de animais coletados fora das UCs. Dentro das áreas protegidas, 4 amostras fecais apresentaram endoparasitas gastrointestinais, representados por 2 gêneros. Fora das UC houve maior prevalência de endoparasitas gastrointestinais, com 18 amostras positivas nas quais se incluíram 5 gêneros de endoparasitas gastrointestinais. A prevalência de endoparasitas também foi maior fora das UC em todas as comparações pareadas, Tabela 4.

ABELA 4- Amostras positivas para endoparasitas gastrointestinais provenientes de fezes de morcegos capturados dentro (D) e fora (F) das Unidades de Conservação: Refúgio de Vida Silvestre Mata de Miritiba (MIR), Reserva Biológica do Tapacurá (TAP) e Reserva Particular do Patrimônio Nacional Pedra D'Anta (PED), ao norte da Floresta Atlântica, Brasil. Os números entre parênteses referem-se à abundância de animais infectados pelos endoparasitas e os círculos representam os gêneros de endoparasitas identificados: *Aonchotheca* sp. (●); *Pterygodermatites* sp. (●); *Hymenolepis* sp. (●); *Tricholeiperia* sp. (●); *Entamoeba* sp. (○).

Hospedeiros	MIR		TAP		PED	
	D	F	D	F	D	F
<i>A. obscurus</i>						(1) ●
<i>A. lituratus</i>						(1) ●
<i>C. perspicillata</i>		(2) ●	(2) ●	(1) ● (1) ●		
<i>P. discolor</i>	(1) ●	(2) ●		(2) ●		
<i>S. lilum</i>	(1) ●					
Número de amostras	25	25	25	25	25	25

DISCUSSÃO

A riqueza obtida representou 31,53% do total das espécies de morcegos registradas para Pernambuco (Garcia *et al.* 2014). O número de espécies foi próximo do observado para outras áreas da Floresta Atlântica (Reis *et al.* 2000; Ávila-Flores & Fenton 2005; de Andrade *et al.* 2010; Chaves *et al.* 2012; Gruener *et al.* 2012; Nascimento *et al.* 2013; Gomes *et al.* 2014; Novaes *et al.* 2014, 2015; Pedrozo *et al.* 2016). A abundância absoluta em relação ao esforço amostral também está dentro do padrão conhecido para fauna de morcegos deste bioma (Reis *et al.* 2000; Ávila-Flores & Fenton 2005; Andrade *et al.* 2010; Chaves *et al.* 2012, Gruener *et al.* 2012, Nascimento *et al.* 2013, Gomes *et al.* 2014, Novaes *et al.* 2014, 2015, Pedrozo *et al.* 2016). Essas informações e os dados das curvas de acúmulo de espécies aqui obtidos revelam a eficiência da estratégia de amostragem utilizada.

Não ocorreram recapturas de morcegos entre as UCs investigadas e tampouco entre as áreas protegidas e as áreas externas, o que pode ser explicado pelo fato da distância entre as áreas ser maior que a capacidade de voo relatada para morcegos da região Neotropical (Morrison 1980; Costa *et al.* 2006; Trevelin *et al.* 2013), demonstrando a independência dos locais investigados. Além disso, o número de recapturas dentro do mesmo local foi baixo, o que poderia indicar que, de modo geral, várias espécies apresentam grandes populações.

Considerando a amostragem total, a riqueza de morcegos foi 25% maior nas UCs em comparação com as áreas não protegidas. O mesmo ocorreu em relação à abundância que foi significativamente maior dentro das UCs onde se observaram quase 9% mais indivíduos. Este padrão tem sido relatado ao longo do mundo em avaliações com ampla diversidade de organismos (Geldmamm *et al.* 2013; Coetzee *et al.* 2014; Gray *et al.* 2016). No Brasil, no sul da Floresta Atlântica, estudos com pequenos mamíferos também tem revelado resultados positivos quanto à eficiência das UCs para manutenção da riqueza e da abundância em comparação com áreas sem proteção legal (Umetsu & Pardini 2007; Pedó *et al.* 2010). Este mesmo resultado foi detectado para a fauna de morcegos no norte da Floresta Atlântica (Zeppelini *et al.* 2017). Assim, nossos dados reforçam a importância global das UCs como áreas indispensáveis para a conservação da biodiversidade.

As análises de composição de espécies mostraram diferenças entre as áreas protegidas e não protegidas. O número de espécies de morcegos exclusivamente coletadas dentro das UCs foi mais do dobro daquelas unicamente registradas fora dos domínios das áreas protegidas. Essa situação, no entanto, não é consenso quando as UCs do Brasil são analisadas de modo conjunto. De acordo com Oliveira *et al.* (2017) quase 55% das espécies brasileiras não são encontradas nos domínios das UCs e a maioria das espécies tem menos de 30% de sua distribuição geográfica dentro das áreas protegidas. Esses números são indicativos da necessidade de ampliação das UCs no Brasil.

Os morcegos com hábitos alimentares insetívoros foram quase ausentes fora das UCs. A transformação das florestas em ambientes urbanos ou de agropecuária também tiveram efeitos negativos para morcegos insetívoros na Austrália (Clarke-Wood *et al.* 2016) e na região neotropical (Gonçalves *et al.* 2017). Assim, possivelmente, a maior riqueza e quantidade de insetos nas UC investigadas em relação às áreas sem proteção legal poderiam explicar os resultados obtidos.

Também observamos valores maiores de diversidade genética para *C. perspicillata* e para *A. obscurus* dentro das UCs, o que é um indicativo favorável da contribuição destas áreas para conservação do patrimônio genético destas espécies. Ripperger *et al.* (2012), estudaram a diversidade genética e a estrutura populacional do morcego *Dermanura watsoni* em fragmentos florestais na Costa Rica e observaram que embora sejam animais com alta mobilidade, os morcegos não estão livres de sofrer perda de diversidade genética em paisagens com

modificações antrópicas. Os autores relataram que a diferenciação das populações pode ocorrer em uma escala geográfica pequena (menos de 20 km) e após curtos períodos de tempo (15 anos). Meyer *et al* (2009), estudando morcegos frugívoros no Panamá, sugeriram que algumas espécies neotropicais, tal como *C. perspicillata*, são propensas a perda de variação genética em resposta à fragmentação antropogênica do habitat em pequena escala. Em conjunto com nossos resultados, esses achados reforçam a importância da UCs para a manutenção do patrimônio genético.

A sensibilidade das espécies em ocupar ambientes com perturbações antrópicas parece ser influenciada por características como a amplitude de nicho, capacidade de exploração dos habitats e mobilidade (Ewers & Didham 2006; Fischer & Lindenmayer 2007; Keyghobadi 2007). Particularmente em relação à mobilidade, algumas espécies de morcegos parecem ser relutantes em realizar voos longos (Henry *et al.* 2007), tal como relatado para *Carollia perspicillata* (Bianconi *et al.* 2006), o que pode explicar nossos resultados de diferenciação populacional que variaram de moderados a altos nas comparações par a par entre as áreas de estudo.

Além de alterar a riqueza de espécies, os tamanhos das populações e interferir no patrimônio genético, a destruição dos ambientes naturais pode ter implicações na dinâmica de transmissão de parasitoses. Em concordância com nossos resultados, investigações com diversos organismos têm demonstrado maior diversidade e prevalência de endoparasitas em animais que vivem em ambientes modificados por ações humanas em comparação com os de ambientes conservados (Simões *et al.* 2010; Belo *et al.* 2011; Junge *et al.* 2011; Sá *et al.* 2013; Aguiar *et al.* 2014; Chakraborty *et al.* 2016). Em relação aos morcegos, Cottontail *et al.* (2009) observaram maior prevalência de parasitas gastrointestinais em *Artibeus jamaicensis* em áreas perturbadas em comparação com florestas conservadas no Panamá.

Devido à destruição dos ambientes naturais os animais selvagens, nos quais se incluem os morcegos, têm se aproximado, cada vez mais, das regiões antropizadas, onde procuram abrigos e alimentos (Masi *et al.* 2010). Esta aproximação os expõe a maior contaminação por parasitas e os mesmos passam a ser reservatórios e potenciais transmissores de doenças (Daszak *et al.* 2000; Patz *et al.* 2000; Daszak *et al.* 2001; Kruse *et al.* 2004; Thompson *et al.* 2009). Dentro deste contexto, as áreas protegidas são vitais não apenas para manter o funcionamento

dos ecossistemas do ponto de vista ecológico e evolutivo, mas também para proteger a saúde dos animais que habitam estas áreas.

AGRADECIMENTO

Os autores agradecem ao gestor Paulo Martins da Reserva ecológica de Tapacurá, a gestora Bárbara Cavalcante da RPPN Pedra D'anta e ao Coronel Vidal e Tenente Máximo, responsáveis pela Unidade de Conservação Mata de Miritiba, por permitir o desenvolvimento das pesquisas nos respectivos locais.

SUPORTE FINANCEIRO

Este projeto foi desenvolvido com suporte da Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE)

PADRÕES ÉTICOS

O presente estudo possui licença permanente para coleta de material zoológico garantida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) Número: 20383-1 Data da Emissão: 16/09/2011 e do Comitê de Ética no Uso de Animais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, nº 067/2015.

CONFLITO DE INTERESSE

Não

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Estadual de Meio Ambiente (2012). *Descrição das Unidades*. Pernambuco, Brasil [www.documento]. URL <http://www.cprh.pe.gov.br>

Aguiar, A., Toledo, G.M., Anjos, L.A. & Silva, R.J. (2014) Helminth parasite communities of two *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 (Anura: Leiuperidae) populations under different conditions of habitat integrity in the Atlantic Rain

Forest of Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75: 963-968.

- Almeida, A.V. & Oliveira, M.A.B.A (2009) *História da Estação Ecológica do Tapacurá(São Lourenço da Mata, PE) baseada no relatório de Vasconcelos Sobrinho de 1976. Pernambuco, Brasil* [www.documento] URL http://www.ufrpe.br/trabalho_ver.php.
- Associação para a Proteção da Mata Atlântica do Nordeste (2012) *Plano de Manejo RPPN Pedra D'anta*. Pernambuco, Brasil [www.documento]. URL: <http://www.cprh.pe.gov.br>
- Ávila-Flores, R. & Fenton, B.M. (2005) Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *Journal of Mammalogy* 86:1193–1204.
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E. & Esposito, M.C. (2007) Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:18555-18560.
- Belo, N.O., Pinheiro, R.T., Reis, E.S., Ricklefs, R.E. & Braga, E.M. (2011) Prevalence and lineage diversity of avian haemosporidians from three distinct cerrado habitats in Brazil. *Plos One* 6:e17654.
- Bernard, E., Aguiar, L. & Machado, R.B. (2011) Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mammal Review* 41: 23-39.
- Bianconi, G.V., Mikich, S.B. & Pedro, W.A. (2006) Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23:1199- 1206.
- Biodiversitas (2017). *Fundação Biodiversitas*. Belo Horizonte, Brasil [www.documento] URL <http://www.biodiversitas.org.br/cepf>
- Bradshaw, C.J., Sodhi, N.S., PEH, K.S.H. & Brook, B.W. (2007) Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. *Global Change Biology* 13: 2379-2395.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M. *et al.* (2010). Global Biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328:1164-1168.
- Canale, G.R., Peres, C.A., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A.F. & Kierulff, M.C.M. (2012) Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. *Plos one* 7: e41671.
- Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste (2009) *Flora da Mata do CIMNC Pernambuco, Brasil* (2009). Pernambuco, Brasil [www.documentos]. URL <http://www.mma.gov.br>

- Chakraborty, D., Tiwari, S., Reddy, D.M. & Umapathy, G. (2016) Prevalence of gastrointestinal parasites in civets of fragmented rainforest patches in Anamalai Hills, Western Ghats, India. *The Journal of parasitology* 102: 463-467.
- Chaves, M.E., Uieda, W., Bolochio, C.E., de Souza, C.A.I., Braga, D.A., Ferreira, C.H., Firmo, C.L. *et al.* (2012) Bats (Mammalia: Chiroptera) from Guarulhos, state of São Paulo, Brazil. *Check List*, 8:1117–1121.
- Clarke-Wood, B.K., Jenkins, K.M., Law, B.S. & Blakey, R.V.(2016) The ecological response of insectivorous bats to coastal lagoon degradation. *Biological Conservation* 202: 10-19.
- Coetzee, B.W., Gaston, K.J. & Chown, S.L. (2014) Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: a meta-analysis. *Plos One* 9: e105824.
- Conservation on Biological Diversity (2010) *Conference of the Parties Decision X/2: strategic plan for biodiversity 2011–2020*. [www document]. URL www.cbd.int/decision/cop/?id=12268
- Costa, L.M., Prata, Á.F., Moraes, D., Conde, C. F., Jordão-Nogueira, T. & Esberárd, C.E. (2006) Deslocamento de *Artibeus fimbriatus* sobre o mar. *Chiroptera Neotropical*, 12: 289-290.
- Cottontail, V.M., Wellinghausen, N. & Kalko, E.K.V. (2009) Habitat fragmentation and haemoparasites in the common fruit bat, *Artibeus jamaicensis* (Phyllostomidae) in a tropical lowland forest in Panamá. *Parasitology*, 136:1133-1145.
- Cunha, A.A., Guedes, F.B., Prem, I., Tatagiba, E. & Cavalcanti, R.B. (2013) Espécies, ecossistemas, paisagens e serviços ambientais: Uma estratégia espacial integradora para orientar os esforços de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica. In: *Mapeamentos para conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas*, ed. A.A., Cunha & F.B., Guedes. pp.11-28 Brasília, Brasil: Ministério do Meio Ambiente.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. (2000) Emerging Infectious Diseases of Wildlife. Threats to Biodiversity and Human Health. *Science* 287, 443
- Daszak P, Cunningham, A.A., Hyatt, A.D. (2001) Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. *Acta Tropica* 78: 103–116
- de Albuquerque, A.C.A., Moraes, M.F.D., Silva, A.C., Lapera, I.M., Tebaldi, J.H. & Hoppe, E.G.L. (2016) Helminth fauna of chiropterans in Amazonia: biological interactions between parasite and host. *Parasitology research* 115: 3229-3237.

- de Andrade, L.P., de Melo, R.S., da Silva, R.R., de Oliveira, P.J.A., de Oliveira, J.D.C.T., da Silva, E.M.V.G. & Filho, T.P.S. (2010) Quiróptero-fauna da Estação Ecológica de Caetés, Paulista, Pernambuco, Brasil: atualização do inventário 10 anos depois. *Chiroptera Neotropical*, 16: 74-76.
- Dudley, N. (2008) *Guidelines for applying protected area management categories*. Gland, Switzerland [www.documentos]. URL www.iucn.org/publications.
- Ervin, J. (2003) Protected area assessments in perspective. *BioScience* 53: 819–822.
- Esbérard, C. & Daemon, C. (1999) Um novo método para marcação de morcegos. *Chiroptera Neotropical* 5:116-117.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81:117–142.
- Excoffier, L. & Lischer, H.E. (2010) Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular ecology resources* 10: 564-567.
- Ferreira-Neto, C.A., Cruz, G.A.S., Amorim, I.C., Balbino, V.Q., de Moura, R.D.C. (2017) Effects of fragmentation and anthropic pressure on the genetic structure of *Canthon* (*Peltecanthon*) *staigi* (Coleoptera: Scarabaeidae) populations in the Atlantic Forest domain. *Journal of Insect Conservation* 21: 267-276.
- Figuerola, F. & Sánchez-Cordero, V. (2008) Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation* 17: 3223– 3240.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*. 16: 265-280.
- Frankham, R. (2008) Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. *Molecular ecology* 17: 325-333.
- Garcia, A.C.L., Leal, E.S., Rohde, C., Carvalho-Neto, F.G. & Montes, M.A. (2014) The bats of northeastern Brazil: a panorama. *Animal Biology* 64:141-150.
- García-Morales, R., Badano, E.I. & Moreno, CE (2013) Response of Neotropical bat assemblages to human land use. *Conservation Biology*, 27:1096-1106.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A. & Sodhi, N.S. (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology letters* 12: 561-582.
- Geldmann, J., Barnes, M., Coad, L., Craigie, I.D., Hockings, M. & Burgess, N.D. (2013) Effectiveness of terrestrial Conservation Units in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation* 161: 230-38.
- Gomes, L.A.C., Pires, A.S., Martins, M.A., Lourenço, E.C. & Peracchi, A.L. (2014)

Species composition and seasonal variation in abundance of Phyllostomidae bats (Chiroptera) in na Atlantic Forest remnant, southeastern Brazil. *Mammalia*, 78: 1–8.

Gonçalves, F., Fischer, E., Dirzo, R. (2017). Forest conversion to cattle ranching differentially affects taxonomic and functional groups of Neotropical bats. *Biological Conservation* 210: 343-348.

Gonzaga de Campos, L.F. (1912) *Mappa Florestal*. Rio de Janeiro, Brasil: Ministerio da Agricultura, Indústria e Commercio.

González-Maya, J.F., Viquez-R, L.R., Belant, J.L. & Ceballos, G. (2015) Effectiveness of Conservation Units for representing species and populations of terrestrial mammals in Costa Rica. *Plos one* 10: e0124480.

Gray, C.L., Hill, S.L., Newbold, T., Hudson, L.N., Börger, L., Contu, S., Hoskins, A.J. *et al.* (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial Conservation Units worldwide. *Nature Communications* 7: 12306.

Gregorin, R. & Taddei, V.A. (2002) Chave artificial para a identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). *Mastozoología Neotropical* 9: 13-32.

Gruener, C.G., Dallacorte, F., Althoff, S. & Sevegnani, L. (2012) Efeito da fragmentação florestal sobre as comunidades de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do município de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. *Revista de Estudos Ambientais* 14: 6-19

Guimarães, de B. H. & Pessoa, R.A. (2012) O Sistema Nacional de Unidades de Conservação e as matas tuteladas ao Exército Brasileiro: proposta de criação de uma nova categoria. Rio Grande do Sul, Brasil [www.documento]. URL <http://www.ambito-juridico.com.br>

Hammer, O., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001) Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 9 pp.

Hartl, D.L. & Clark, A.G. (2006) Principles of Population Genetics. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers.

Henry, M., Pons, J.M., Cosson, J. (2007) Foraging behaviour of a frugivorous bat helps bridge landscape connectivity and ecological processes in a fragmented rainforest. *Journal of Animal Ecology* 3:801–813.

Hoffman, W.A., Pons, J.A. & Janer, J.L. (1934) Sedimentation concentration method in schistosomiasis, Puerto Rico. *Journal of Public Health* 9: 283-298.

Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T.M., Butchart, S.H. & Chanson, J. (2010) The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *science* 330: 1503-1509

- Hughes, J.B., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. (2000) The loss of population diversity and why it matters. In: *Nature and human society: the quest for a sustainable world*, ed. P.H., Raven & T. Williams, pp.71-83 Washington, DC: National Academy Press.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2011) Efetividade de gestão as unidades de conservação federais: Avaliação comparada das aplicações do método Rappam nas Unidades de Conservação Federais, nos ciclos 2005–06 e 2010. Brasília, Brasil [www.documento].URL: <http://www.icmbio.gov.br/>
- Instituto Nacional de Meteorologia (2017). *Períodos de Maiores e Menores Temperaturas e Pluviosidades Climatológicas*. Brasília, Brasil [www.documentos] URL <http://www.inmet.gov.br/portal>.
- Johansson, M., Primmer, C.R. & Merilae, J. (2007). Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (*Rana temporaria*). *Molecular Ecology* 16: 2693-700.
- Juffe-Bignoli, D., Burgess, N.D., Bingham, H., Belle, E.M.S., De Lima, M.G., Deguignet, M., Bertzky, B. *et al.* (2014) Global Protected Area Coverage. In: *Protected planet report 2014*. D., Juffe-Bignoli, N.D., Burgess, H., Bingham, E.M.S., Belle, M.G., De Lima, M., Deguignet, B., Bertzky *et al.* pp 7-8. Cambridge, UK: World Conservation Monitoring Center.
- Junge, R.E., Barrett, M.A. & Yoder, A.D. (2011) Effects of anthropogenic disturbance on indri (*Indri indri*) health in Madagascar. *American Journal of Primatology* 73: 632-642.
- Kareiva, P., Watts, S., McDonald, R. & Boucher, T. (2007) Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316:1866-1869.
- Keyghobadi, N. (2007) The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology*, 85: 1049-1064.
- Korine, C., Pilosof, S., Gross, A., Morales-Malacara, J.B. & Krasnov, B.R. (2017) The effect of water contamination and host-related factors on ectoparasite load in an insectivorous bat. *Parasitology research* 116: 2517-26.
- Kruse, H., Kirkemo, A. & Handeland, K. (2004) Wildlife as Source of Zoonotic Infections. *Emerging Infectious Diseases*. 10: 2067-2072
- Kunz, T. H., de Torrez, B. E., Bauer, D., Lobova, T., & Fleming, T. H. (2011) Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223:1-38.
- Laurance, W.F. (2010) Habitat destruction: death by a thousand cuts. In: *Conservation biology for all*, ed. N., Sodhi & P.R., Ehrlich, pp.73-88. Oxford, UK: Oxford University Press.

- Laurance, W.F., Useche, D.C., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C.J., Sloan, S.P., & Susan, G. (2012) Averting biodiversity collapse in tropical forest Conservation Units. *Nature* 489: 290-294.
- Laurindo, R.S. & Novaes, R.L.M. (2015) *Desmitificando os morcegos*. Minas Gerais, Brasil: ISMECN (Série Cartilhas de Educação Ambiental)
- Leverington, F., Costa, K.L., Pavese, H., Lisle, A. & Hockings, M. (2010) A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental management* 46: 685-698.
- Lewis, S.L., Edwards, D.P., Galbraith, D. (2015) Increasing human dominance of tropical forests. *Science* 349:827-832.
- Lima, M. L. F. D. C. (1998) Contexto histórico: diante de um passado de destruição e usufruto, que presente e futuro queremos? In: *Reserva da biosfera da Mata Atlântica em Pernambuco: situação atual, ações e perspectivas*, ed. J.P.O., Costa, pp.13, São Paulo, Brasil: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.
- Luja, V.H., López, J.A., Cruz-Elizalde, R. & Ramírez-Bautista, A. (2017) Herpetofauna inside and outside from a natural protected area: the case of Reserva Estatal de la Biósfera Sierra San Juan, Nayarit, Mexico. *Nature Conservation* 21: 15-38.
- Lyra-Neves, R.M., Oliveira, M.A., Wallace, R. & dos Santos, E.M. (2007) Interspecific behaviour between *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Callitrichidae, Primates) and some birds of the Atlantic forest, Pernanbuco State, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 709-716.
- Martinelli, G., Valente, A.S.M., Maurenza, D., Kutschenko, D.C., Judice, D.M. & Silva, D.S. (2013) Extinction Risk Assessments of the Brazilian Flora In: *Livro Vermelho da Flora do Brasil*, ed. M., Gustavo & A.M., Miguel, pp.60-78, Rio de Janeiro: Brasil: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.
- Masi, E., Pino, F.A., das Graças, M.S.S., Genehr, L., Albuquerque, J.O.M., Bancher, A.M. & Alves, J.C.M (2010) Socioeconomic and environmental risk factors for urban rodent infestation in Sao Paulo, Brazil. *Journal of pest science* 83: 231-241.
- Medrano, J. F., Aasen, E. & Sharrow, L. (1990) DNA extraction from nucleated red blood cells. *Biotechniques* 8: 43.
- Meyer, C.F. & Kalko, E.K.V (2008) Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography* 35:1711-26.
- Meyer, C.F.J., Kalko, E.K.V. & Kerth, G. (2009) Small-Scale Fragmentation Effects on Local Genetic Diversity in Two phyllostomid Bats with Different Dispersal

Abilities in Panama. *Biotropica* 41: 95–102

- Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A., Rylands, A.B. & Brandon, K. (2005) A brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 601-607.
- Morrison, D. W. (1980) Foraging and day-roosting dynamics of canopy fruit bats in Panama. *Journal of Mammalogy*, 61: 20-29.
- Muyllaert, R.L., Stevens, R.D. & Ribeiro., M.C. (2016) Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological applications*, 26: 1854-1867.
- Nascimento, M.C., Stumpp, R. & Lessa, G. (2013) Bats (Mammalia: Chiroptera) of Mata do Paraíso research station, Viçosa, Minas Gerais, Brazil. *Check List* 9:1406–1409.
- Neuweiler, G. (2000) The biology of bats. Oxford, New York: Oxford University Press.
- Novaes, R.L.M., Laurindo, R.S., Souza, R.F. & Gregorin, R. (2014) Bat assemblage in remnants of Atlantic Forest in Minas Gerais State, southeastern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 9:20-26.
- Novaes R.L.M., Rosa, D.T.C., Vrcibradic, D. & Avilla, L.S. (2015) Bat assemblages from three Atlantic Forest fragments in Rio de Janeiro state, Southeastern Brazil. *Biodiversity Data Journal* 3:4404.
- Oliveira, U, Soares-Filho, B.S., Paglia, A.P., Brescovit, A.D., Carvalho, C.J., Silva, D.P., Rezende, D.T. *et al.* (2017) Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific reports*, 7: 9141.
- Pacheco, S.M., Sodré, M., Gama, A.R., Bredt, A., Cavallini, E.M., Marques, R.V., Guimarães, M.M. *et al.* (2010). Morcegos urbanos: status do conhecimento e plano de ação para a conservação no Brasil. *Chiroptera neotropical* 16: 629-647.
- Paglia. A.P., Fonseca, G.A.B., da Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A. *et al.* (2012) *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/Annotated Checklist of Brazilian Mammals*. Minas Gerais, Brasil: Occasional Papers in Conservation Biology.
- Patz, J.A., Graczyk, T.K., Geller, N. & Vittor, A.Y. (2000) Effects of environmental change on emerging parasitic diseases. *International Journal for Parasitology* 30: 1395 -1405
- Pedó, E., de Freitas, T.R. & Hartz, S.M. (2010) The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. *Zoologia (Curitiba)* 27: 533-40.
- Pedrozo, A.R., Gomes, L.A.C., Guimarães, M. & Uieda, W. (2016) Quiropterofauna

da Fazenda Santo Antônio dos Ipês, Jaú, estado de São Paulo, Brasil. *Biotemas* 29: 97- 107.

- Pernambuco (1987) Lei nº 9.989, de 13 de janeiro de 1987: *Define as reservas ecológicas da Região Metropolitana do Recife*. Pernambuco, Brasil [WWW.documento]. URL http://www.cprh.pe.gov.br/arquivos_anexo.pdf
- Pimm, S.L., Ayres, M., Balmford, A., Branch, G., Brandon, K., Brooks, T., Bustamante, R. *et al.* (2001) Can We Defy Nature's End? *Science* 293: 2207-2208.
- Pimm, S.L. & Raven, P. (2000) Biodiversity: extinction by numbers. *Nature* 403: 843-45.
- Rayner, L., Lindenmayer, D.B., Wood, J.T., Gibbons, P. & Manning, A.D. (2013). Are Protected areas maintaining bird diversity? *Ecography* 37: 43-53.
- Reeder, D.M., Helgen, K.M. & Wilson, D.E. (2007) Global trends and biases in new mammal species discoveries. *Occasional Papers*, 1-36.
- Reis, N.R., Peracchi, L.A., Pedro, W.A., Lima, I.P. (2013) Morcegos do Brasil: Guia ilustrado. Rio de Janeiro, Brasil: Technical Books.
- Reis, N.R., Peracchi, A.L., Sekiama, M.L. & Lima, I.P. (2000) Diversidade de morcegos (Chiroptera: Mammalia) em fragmentos florestais no estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17: 697-704.
- Ripperger, S.P., Kalko, E.K.V., Rodríguez-Herrera, B., Mayer, F & Tschapka, M. (2015) Frugivorous bats maintain functional habitat connectivity in agricultural landscapes but rely strongly on natural forest fragments. *Plos one* 10: e0120535.
- Ripperger, S.P., Tschapka, M., Kalko, E.K.V., Rodriguez-Herrera B, Mayer, F. (2012) Life in a mosaic landscape: anthropogenic habitat fragmentation affects genetic population structure in a frugivorous bat species. *Conservation genetics*, 14: 925-934.

- Sá, R.M., Petrášová, J., Pomajbíková, K., Profousová, I., Petrželková, K. J., Sousa, C., CABLE, J. *et al.* (2013) Gastrointestinal symbionts of chimpanzees in Cantanhez National Park, Guinea-Bissau with respect to habitat fragmentation. *American Journal of Primatology* 75:1032-1041.
- Santos, C.P. & Gilbson, D. I. (2015). Checklist of the helminth parasites of South American bats. *Zootaxa* 3: 471-499
- Schlüter, P.M. & Harris, S.A. (2006) Analysis of multilocus fingerprinting data sets containing missing data. *Molecular Ecology Notes* 6:569-572
- Schmitt, C.B., Burgess, N.D., Coad, L., Belokurov, A., Besançon, C., Boisrobert, L., Campbell, A. *et al.* (2009). Global analysis of the protection status of the world's forests. *Biological Conservation* 142: 2122-30.
- Simões, R., Gentile, R., Rademaker, V., D'Andrea, P., Herrera, H., Freitas, T. & Lanfredi, R. (2010) Variation in the helminth community structure of *Thrichomys pachyurus* (Rodentia: Echimyidae) in two sub-regions of the Brazilian Pantanal: the effects of land use and seasonality. *Journal of Helminthology* 84: 266-275.
- Straube, F.C. & Bianconi, G.V. (2002) Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. *Chiroptera Neotropical* 8: 150- 152.
- Tamura, K., Dudley, J., Nei, M. & Kumar, S. (2007) Molecular evolutionary genetics analysis (MEGA) software version 4.0. *Molecular Biology Evolution* 24: 1596-1599.
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M.S., Rödig, E., Wiegand, T. *et al.* (2018). Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* 000: 1-4.
- Thompson, R.C.A., Kutz, S.J. & Smith, A. (2009) Parasite Zoonoses and Wildlife: Emerging Issues. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 6: 678-693
- Trevelin, L.C., Silveira, M., Port-Carvalho, M., Homem, D. H., Cruz-Neto, A. P. (2013) Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. *Forest Ecology and Management* 291: 136-143.
- Umetsu, F. & Pardini, R. (2007) Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22: 517-30.

- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A (1991) *Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, Brasil: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.
- Vizotto, L.D. & Taddei, V.A. (1973) Chave para determinação de quirópteros brasileiros. Universidade Estadual Paulista. *Boletim Ciência* 1: 1-72.
- Wolinska, J. & King, K.C. (2009) Environment can alter selection in host–parasite interactions. *Trends in parasitology* 25: 236-244.
- Young, A., Boyle, T., Brown, T. (1996) The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in ecology & evolution* 11: 413-418.
- Zeppelini, C.G., Rego, K.M.C., Lopez, L.C.S. (2017) Bats in settlements from an atlantic forest area in northeastern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 57: 405-411.

5 CONCLUSÕES GERAIS

Os resultados obtidos demonstraram que as UCs ao norte da Floresta Atlântica são importantes para a proteção da biodiversidade de morcegos. Dentro das UCs foi observado o dobro de espécies exclusivas, maior riqueza e abundância de morcegos em comparação com as áreas externas. Também foi observado diferenças nas composições das assembleias de morcegos nas comparações par a par entre as áreas de UCs e as áreas externas não conservadas.

Os morcegos coletados dentro das UCs apresentaram maior diversidade genética em comparação com os animais coletados fora das áreas protegidas, sinalizando o potencial das UCs para a preservação do patrimônio genético de *Carollia perspicillata* e *Artibeus obscurus*.

Corroborando com a importância das UCs na manutenção da biodiversidade, dentro das UCs a prevalência de endoparasitas gastrointestinais nos morcegos foi menor em comparação com a observada nas áreas não protegidas e foi observada maior riqueza de endoparasitas nos morcegos capturados fora das UCs, mostrando o efeito protetor das UCs para garantir a melhor sobrevivência e saúde dos animais estudados.

Deste modo, os dados do presente estudo reforçaram a importância das UCs para o meio ambiente através de dados ecológicos, genéticos e parasitológicos da fauna de morcegos. Estudos multidisciplinares, como o aqui realizado, buscando avaliar a eficiência das UCs, tornam-se cada vez mais necessários para compreendermos o papel destas áreas para a proteção da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ABEDI-LARTEY, M. *et al.* Long-distance seed dispersal by straw-coloured fruit bats varies by season and landscape. **Global Ecology and Conservation**, Amsterdam, v. 7, p. 12-24, 2016.
- AGUIAR, A. *et al.* Helminth parasite communities of two *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826 (Anura: Leiuperidae) populations under different conditions of habitat integrity in the Atlantic Rain Forest of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 4, p. 963-968, 2014.
- ALMEIDA, A.V.; OLIVEIRA, M.A.B.A. História da Estação Ecológica do Tapacurá(São Lourenço da Mata, PE) baseada no relatório de Vasconcelos Sobrinho de 1976. In: Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão., 13., Recife., 2013. **Anais...** Recife, UFRPE, 2009.
Disponível em: <http://www.ufrpe.br/trabalho_ver.php> Acessado em: 20 nov 2017
- ARAÚJO, M.B.; LOBO, J.M.; MORENO, J. C. The effectiveness of Iberian Conservation Units in conserving terrestrial biodiversity. **Conservation Biology**, Boston, v. 21, n. 6, p. 1423-1432, 2007.
- ASFORA, P. H; PONTES, A. R. M. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 1, p. 31-35, 2009.
- ASSOCIAÇÃO PARA A PROTEÇÃO DA MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE. **Plano de Manejo RPPN Pedra D'anta**. Recife, 148 p, 2012. Disponível em: <[http://www.cprh.pe.gov.br/ARQ_UIVOS_ANEXO/Plano%20de%20manejo_RPPN%20Pedra%20%20\(1\).pdf](http://www.cprh.pe.gov.br/ARQ_UIVOS_ANEXO/Plano%20de%20manejo_RPPN%20Pedra%20%20(1).pdf)> Acessado em: 15 Out 2017
- AVILA-FLORES, R; FENTON, M. B. Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. **Journal of mammalogy**, Oxford, v. 86, n. 6, p. 1193-1204, 2005.
- BAKER, D. J. *et al.* Assessing climate change impacts for vertebrate fauna across the West African protected area network using regionally appropriate climate projections. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 21, n. 9, p. 991-1003, 2015.
- BARLOW, J. *et al.* Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, 2007.
- BAUTISTA-HERNÁNDEZ, C. E. *et al.* Revisión bibliográfica de algunos términos ecológicos usados en parasitología, y su aplicación en estudios de caso. **Estudios en Biodiversidad**, Lincoln-NE, v. 1, p. 11-19, 2015.

BEGON, M; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4 ed. Artmed Editora, 2009. 719 p.

BELO, N.O. *et al.* Prevalence and lineage diversity of avian haemosporidians from three distinct cerrado habitats in Brazil. **Plos One**, San Francisco, v. 6, n. 3, p. e17654, 2011.

BERNARD, E; AGUIAR, L; MACHADO, R. B. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries?. **Mammal Review**, Oxford, v. 41, n. 1, p. 23-39, 2011.

BIANCONI, G,V; MIKICH, S.B; PEDRO, W. A. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 4, p. 1199-1206, 2006.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. **Biodiversitas**, Belo Horizonte, 2017. Disponível em:<<http://www.biodiversitas.org.br/cepf>> Acessado em: 6 mar 2018

BORNET, B.; BRANCHARD, M. Nonanchored inter simple sequence repeat (ISSR) markers: reproducible and specific tools for genome fingerprinting. **Plant molecular biology reporter**, Nova York, v. 19, n. 3, p. 209-215, 2001.

BOYLES, J. G. *et al.* Economic importance of bats in agriculture. **Science**, Nova York, v. 332, n. 6025, p. 41-42, 2011.

BRADSHAW, C. J. *et al.* Global evidence that deforestation amplifies flood risk and severity in the developing world. **Global Change Biology**, Oxford, v. 13, n. 11, p. 2379-2395, 2007.

BRASIL. **Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Código Florestal**, Brasília: Planalto, 1934. Disponível em:<www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/19301949/D23793impressao.htm> Acessado em: 18 Out. 2017

BROŽOVÁ, A. *et al.* Heavy metal concentrations in the small intestine of red fox (*Vulpes vulpes*) with and without *Echinococcus multilocularis* infection. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsberg, v. 22, n. 4, p. 3175-3179, 2015.

BUDRIA, A; CANDOLIN, U. How does human-induced environmental change influence host- parasite interactions?. **Parasitology**, Cambridge, v. 141, n. 4, p. 462-474, 2014.

BUTCHART, S.H.M. *et al.* Global biodiversity: indicators of recent declines. **Science**, Nova York, v 328, p.1164-1168, 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Tabela consolidada das Unidades de Conservação**. Brasília: CNUC, 2018. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80229/CNUC_JUL18%20-%20B_Cat.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2018

CÂMARA G. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: GALINDO-LEAL

C; CÂMARA G. **Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, 2003. pp. 31-42.

CAMPANILI, M; SCHÄFFER, W.B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**, Brasília, 2010. Disponível em: <
http://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/adequao_ambiental_publicacao_web_202.pdf> Acesso em: 30 jan. 2018

CANALE, G. R. *et al.* Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **Plos one**, San Francisco, v. 7, n. 8, p. e41671, 2012.

CARDOSO, T. S. *et al.* The influence of habitat fragmentation on helminth communities in rodent populations from a Brazilian Mountain Atlantic Forest. **Journal of helminthology**, Londres, v. 90, n. 4, p. 460-468, 2015.

CASTRO-LUNA, A.A; SOSA, V. J; CASTILLO-CAMPOS, G. Quantifying phyllostomid bats at different taxonomic levels as ecological indicators in a disturbed tropical forest. **Acta Chiropterologica**, Warszawa, v. 9, n. 1, p. 219-228, 2007.

CAVALCANTE, M. B. A criação de Unidades de Conservação: da gênese do ideal aos desafios do real. **Saber Acadêmico**, São Paulo, n.10, p. 77-86, 2010.

CENTRO DE PESQUISAS AMBIENTAIS DO NORDESTE. **Flora da Mata do CIMNC Pernambuco, Brasil**. Projeto Apoio a Criação de Unidades de Conservação na Floresta Atlântica de Pernambuco, Recife, 18 p. 2009. Disponível em: <
<http://mobic.com.br/clientes/ce.pan1/uploads/file/arquivos/83d29d831ccb375ad2dfd69c1a97426f.pdf>> Acessado em: 16 Out 2017.

CHAKRABORTY, D. *et al.* Prevalence of gastrointestinal parasites in civets of fragmented rainforest patches in Anamalai Hills, Western Ghats, India. **The Journal of parasitology**, Lawrence, v. 102, n. 4, p. 463-467, 2016.

CHAVES, M.E. *et al.* Bats (Mammalia: Chiroptera) from Guarulhos, state of São Paulo, Brazil. **Check List**, São Paulo, v.8, p.1117–1121, 2012.

CLARKE-WOOD, B. K. *et al.* The ecological response of insectivorous bats to coastal lagoon degradation. **Biological Conservation**, Barking, v. 202, p. 10-19, 2016.

CLEARY, K. A; WAITS, Lisette, P; FINEGAN, B. Comparative landscape genetics of two frugivorous bats in a biological corridor undergoing agricultural intensification. **Molecular Ecology**, Oxford, v. 26, n. 18, 2017.

COETZEE, B.W.T; GASTON, K. J; CHOWN, S. L. Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: a meta-analysis. **Plos One**, San Francisco, v. 9, n. 8, p. e105824, 2014.

COLLINGE, S. K. *et al.* Landscape structure and plague occurrence in black-tailed prairie dogs on grasslands of the western USA. **Landscape ecology**, Haia, v. 20, n.

8, p. 941-955, 2005.

COMBES, C. **Parasitism: the ecology and evolution of intimate interactions**. 2 Ed. Princeton University Press, Chicago, 2001, 701 p.

CONSERVATION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Conference of the Parties Decision X/2:**

strategic plan for biodiversity 2011–2020. Nayoga, 2010. Disponível em:

<www.cbd.int/doc

/strategic-plan/2011-2020/Aichi-Targets-EN.pdf> Acesso em: 7 mar 2018

COSTA, C. C; GOMES, L. J; DE ALMEIDA, A. P. Seleção de indicadores de sustentabilidade em fragmentos florestais de Mata Atlântica na bacia hidrográfica do Rio Poxim-SE por meio do geoprocessamento. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 209-219, 2014.

COSTA, L. M. *et al.* Deslocamento de *Artibeus fimbriatus* sobre o mar. **Chiroptera Neotropical**, Brasília, v. 12, n. 2, p. 289-290, 2006.

COTTONTAIL, V. M; WELLINGHAUSEN, N; KALKO, E. K. V. Habitat fragmentation and haemoparasites in the common fruit bat, *Artibeus jamaicensis* (Phyllostomidae) in a tropical lowland forest in Panamá. **Parasitology**, Cambridge, v. 136, n. 10, p. 1133-1145, 2009.

CUNHA A.A. *et al.* Espécies, ecossistemas, paisagens e serviços ambientais: Uma estratégia espacial integradora para orientar os esforços de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica. In: CUNHA, A. A.; GUEDES, F. B. (ed.). **Mapeamentos para conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**, Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.11-28, 2013.

DA SILVA, M. X. *et al.* Effectiveness of Conservation Units for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguaçu National Park, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, Jena, v. 41, p. 51-62, 2017.

DASZAK, P; CUNNINGHAM, A. A; HYATT, A. D. Anthropogenic environmental change and the emergence of infectious diseases in wildlife. **Acta tropica**, Amsterdam, v. 78, n. 2, p. 103-116, 2001.

DASZAK, P; CUNNINGHAM, A.A.; HYATT, A. D. Emerging infectious diseases of wildlife-- threats to biodiversity and human health. **Science**, Nova York, v. 287, n. 5452, p. 443-449, 2000.

DE ALBUQUERQUE, A. C. A. *et al.* Helminth fauna of chiropterans in Amazonia: biological interactions between parasite and host. **Parasitology research**, Berlin, v. 115, n. 8, p. 3229- 3237, 2016..

DE ANDRADE, L. P.*et al.* Quiroptero fauna da Estação Ecológica de Caetés, Paulista, Pernambuco, Brasil: atualização do inventário 10 anos depois. **Chiroptera**

Neotropical, Brasília, v.16, p. 74-76, 2010.

DE BRITO, M. C. W. **Unidades de Conservação: Intenções e Resultados**. São Paulo, 2000, v.123 p.237

DOBSON, A. P. The population biology of parasite-induced changes in host behavior. **The quarterly review of biology**, Baltimore ,v. 63, n. 2, p. 139-165, 1988.

DORST, J. **Antes que a natureza morra: por uma ecologia política**. 6 ed. Edgar Blucher, São Paulo, 1973, 394 p.

DUDLEY, N. (Ed). **Guidelines for applying protected area management categories**. ICN, Gland, 2008. Disponível em: <www.iucn.org/publications> Acessado em: 7 mar 2018

ERVIN. J. Protected area assessments in perspective. **BioScience**, Uberlândia, v.53, p. 819–822, 2003.

ESBÉRARD, C. DAEMON, C. Um novo método para marcação de morcegos. **Chiroptera Neotropical**, Brasília, v. 5, n. 1/2, p. 116-117, 1999.

EWERS, R. M; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological reviews**, Londres, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.

EXCOFFIER, L; LISCHER, H. E.L. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. **Molecular ecology resources**, Oxford, v. 10, n. 3, p. 564-567, 2010.

FENTON, M. B. **Bats**. Nova York: Facts On File, Inc., 1992. 207 p.

FERREIRA-NETO, C. A. *et al.* Effects of fragmentation and anthropic pressure on the genetic structure of *Canthon* (*Peltecanthon*) *staigi* (Coleoptera: Scarabaeidae) populations in the Atlantic Forest domain. **Journal of Insect Conservation**, Londres, v. 21, n. 2, p. 267- 276, 2017.

FIGUEROA, F; SÁNCHEZ-CORDERO, V. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v.17, p. 3223–3240, 2008.

FISCHER, J; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global ecology and biogeography**, Oxford, v. 16, n. 3, p. 265-280, 2007.

FLEMING, T.H. **The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions**. 1^a ed. University of Chicago Press, Chicago, 198, 380 p.

FLEMING, T. H.; MUCHHALA, N. Nectar-feeding bird and bat niches in two worlds: pantropical comparisons of vertebrate pollination systems. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 35, n. 5, p. 764-780, 2008.

FRANKHAM, R. Genetic adaptation to captivity in species conservation programs. **Molecular ecology**, Oxford, v. 17, p. 325-333, 2008.

FRANKHAM, R; BALLOU, J.D; BRISCOE, D.A. (2002) **Introduction to Conservation Genetics**, Cambridge, 2002. 642 p.

FUNDAÇÃO PRÓ-NATUREZA. **Sistema nacional de Unidades de Conservação (SNUC):**

Aspectos conceituais e legais. Brasília: IBAMA/FUNATURA, 1982, 82 p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2013-2014**: Relatório Técnico. São Paulo, 2015, 60 p.

GALINDO-LEAL, C; DE GUSMÃO CÂMARA, I. **Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005, 472 p.

GARCIA, A.C.L. *et al.* The bats of northeastern Brazil: a panorama. **Animal Biology**, Leiden, v. 64, n. 2, p. 141-150, 2014.

GARCÍA-MORALES, R; BADANO, E. I; MORENO, C. E. Response of Neotropical bat assemblages to human land use. **Conservation Biology**, Boston, v. 27, n. 5, p. 1096-1106, 2013.

GARDNER, A. L.; CREIGHTON, G. K. **Mammals of South America-Marsupials, xenarthrans, shrews and bats**, The University of Chicago Press, Chicago, 2008 v. 1, 481 p.

GARDNER, T. A. *et al.* Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world.

Ecology Letters, Oxford, v. 12, p. 561-582, 2009.

GELDMANN, J. *et al.* Effectiveness of terrestrial Conservation Units in reducing habitat loss and population declines. **Biological Conservation**, Barking, v. 161, p. 230-238, 2013.

GOMES, L.A.C. *et al.* Species composition and seasonal variation in abundance of Phyllostomidae bats (Chiroptera) in a Atlantic Forest remnant, southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v.78, 1–8, 2014.

GONÇALVES, F; FISCHER, E; DIRZO, R. Forest conversion to cattle ranching differentially affects taxonomic and functional groups of Neotropical bats. **Biological Conservation**, Barking v. 210, p. 343-348, 2017.

GONSALVES, L. *et al.* Mosquito consumption by insectivorous bats: does size matter? **Plos one**, San Francisco, v. 8, n. 10, p. e77183, 2013.

GONZAGA DE CAMPOS, G. **Mappa Florestal**. Rio de Janeiro: Ministerio da Agricultura, Indústria e Commercio, 1912, 102 p.

GONZÁLEZ-MAYA, J. F. *et al.* Effectiveness of Conservation Units for representing species and populations of terrestrial mammals in Costa Rica. **Plos one**, San Francisco, v. 10, n. 5, p. e0124480, 2015.

GRAHAM, J. H. *et al.* Habitat disturbance and the diversity and abundance of ants (Formicidae) in the Southeastern Fall-Line Sandhills. **Journal of Insect Science**, Tucson, v. 4, n. 1, 2004.

GRAY, C.L. *et al.* Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial Conservation Units worldwide. **Nature Communications**, Londres, v. 7, p. 12306, 2016.

GREGORIN, R; TADDEI, V. A. Chave artificial para a identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). **Mastozoología Neotropical**, Mendoza, v. 9, n. 1, p. 13-32, 2002.

GRUENER, C.G; DALLACORTE, F; ALTHOFF, S; SEVEGNANI, L. Efeito da fragmentação florestal sobre as comunidades de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do município de Blumenau, Santa Catarina, Brasil. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, v. 14, p. 6- 19, 2012

GUIMARÃES, de B. H.; PESSOA, R. A. O Sistema Nacional de Unidades de Conservação e as matas tuteladas ao Exército Brasileiro: proposta de criação de uma nova categoria. **Revi sta Âmbito Jurídico**, Rio Grande, v. 96, 2012. Disponível em: < http://www.ambitojuridico.com.br/site/?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=10963> Acessado em: 3 fev. 2016.

HAMMER, O; HARPER, D.A.T, RYAN, P.D. Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, Texas, v.4, p.1-9, 2001

HARTL, D L; CLARK, A. G.; CLARK, A. G. **Principles of population genetics**. Sunderland: Sinauer associates, 1997, v.116, 519 p.

HASSLER, M. L. A importância das Unidades de Conservação no Brasil. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 17, n. 33, 2005.

HENRY, M; COSSON, F; PONS, J. Abundance may be a misleading indicator of fragmentation-sensitivity: the case of fig-eating bats. **Biological Conservation**, Barking, v. 139, n. 3- 4, p. 462-467, 2007.

HENRY-SILVA, G. G. A importância das Unidades de Conservação na preservação da diversidade biológica. **Revista LOGOS**, Rio de Janeiro, v.12, p. 127-151, 2005.

HESS, G. R. *et al.* Spatial aspects of disease dynamics. In: **The Ecology of Wildlife Diseases**. HUDSON, P.J. *et al.* (eds). Oxford: Oxford University Press, p. 102-104, 2002.

HESSAM, N.A. *et al.* Morphological and ISSR polymorphisms. **Academie royale des**

sciences d'outremer bulletin des seances, Bruxelas, v. 4, n. 2, p. 178-184, 2015.

HOFFMAN, W. A; PONS, J. A; JANER, J. L. The sedimentation-concentration method in schistosomiasis mansoni. **Journal Public Health**, Weinheim, v 9, p 283-298, 1934..

HOFFMANN, Michael et al. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. **science**, Nova York, p. 1194442, 2010.

HUGHES, J.B; DAILY, G.C; EHRLICH, P.R.The loss of population diversity and why it matters. In: RAVEN, P.H; WILLIAMS, T (eds). **Nature and human society: the quest for a sustainable world**. Washington: National Academy Press, 2000. pp. 71-83.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.

Efetividade de

gestão as unidades de conservação federais: Avaliação comparada das aplicações do método Rappam nas unidades de conservação federais, nos ciclos 2005–06 e 2010. Brasília, 2011. Disponível em: <

<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/downloads/relatorio%20rappam%202005%20x%202010%20-%20verso%20integral.pdf> >. Acesso em: 7 mar 2018

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Períodos de Maiores e Menores Temperaturas e Pluviosidades Climatológicas**. Brasília, Brasil. Disponível em: <

<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/mestempo> >. Acesso em: 22 Agost. 2017

JOHANSSON, M; PRIMMER, C.R.; MERILAE, J. Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (*Rana temporaria*).

Molecular Ecology, Oxford,v. 16, n. 13, p. 2693-2700, 2007.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, Londres,v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

JONES, G. *et al*. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators.

Endangered species research, Oldendorf, v. 8, n. 1-2, p. 93-115, 2009.

JUFFE-BIGNOLI D *et al*. Global Protected Area Coverage. In: JUFFE-BIGNOLI, D *et al*. (eds). **Protected planet report 2014**. Cambridge: UNEP-WCMC, p.7-8, 2014.

JUNG, K; KALKO, E. K.V. Where forest meets urbanization: foraging plasticity of aerial insectivorous bats in an anthropogenically altered environment. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 91, n. 1, p. 144-153, 2010.

JUNGE, R.E.; BARRETT, M. A.; YODER, A.D. Effects of anthropogenic disturbance on indri (*Indri indri*) health in Madagascar. **American Journal of Primatology**, Nova York,v. 73, n. 7, p. 632-642, 2011.

KAREIVA, P. *et al.* Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. **Science**, Nova York, v. 316, n. 5833, p. 1866-1869, 2007.

KEYGHOBADI, N. The genetic implications of habitat fragmentation for animals. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 85, n. 10, p. 1049-1064, 2007.

KORINE, C. *et al.* The effect of water contamination and host-related factors on ectoparasite load in an insectivorous bat. **Parasitology research**, Berlim, v. 116, n. 9, p. 2517-2526, 2017.

KRUSE, H; KIRKEMO, A.M; HANDELAND, K. Wildlife as source of zoonotic infections. **Emerging infectious diseases**, Atlanta, v. 10, n. 12, p. 2067, 2004.

KUNZ, T. H. *et al.* Ecosystem services provided by bats. **Annals of the New York Academy of Sciences**, Nova York, v. 1223, n. 1, p. 1-38, 2011.

LAFFERTY, K. D; KURIS, A. M. How environmental stress affects the impacts of parasites. **Limnology and Oceanography**, Texas, v. 44, p. 925-931, 1999.

LAFFERTY, K.D; KURIS, A.M. Parasitism and environmental disturbances. **Parasitism and ecosystems**, Oxford, p. 113-123, 2005.

LANGLOIS, J. P. *et al.* Landscape structure influences continental distribution of hantavirus in deer mice. **Landscape Ecology**, Haia, v. 16, n. 3, p. 255-266, 2001.

LAURANCE, W. F. *et al.* Averting biodiversity collapse in tropical forest Conservation Units. **Nature**, Londres, v. 489, n. 7415, p. 290, 2012.

LAURANCE, W. F.; SAYER, J; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in ecology & evolution**, Cambridge, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.

LAURINDO, R.S; NOVAES, R.L.M. **Desmitificando os morcegos**. Monte Belo: ISMECN, 2015. 27p. (Série Cartilhas de Educação Ambiental)

LESSA, I. *et al.* Domestic dogs in Conservation Units: a threat to Brazilian mammals?. **Natureza & Conservação**, [s.l.], v. 14, n. 2, p. 46-56, 2016.

LEVERINGTON, F. *et al.* A global analysis of protected area management effectiveness. **Environmental management**, Nova York, v. 46, n. 5, p. 685-698, 2010..

LEVEY, D. J. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. **Ecological monographs**, Durham, v. 58, n. 4, p. 251-269, 1988.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, Nova York, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.

LIMA, M. L. F. C. *et al.* Contexto histórico: diante de um passado de destruição e

usufruto, que presente e futuro queremos? In: COSTA, J.P.O. (Ed). **Reserva da biosfera da Mata Atlântica em Pernambuco: situação atual, ações e perspectivas**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 998. pp.12-13.

LÔBO, D. *et al.* Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 287-296, 2011.

LUJA, V.H. *et al.* Herpetofauna inside and outside from a natural protected area: the case of Reserva Estatal de la Biósfera Sierra San Juan, Nayarit, Mexico. **Nature Conservation**, Bulgaria, v. 21, p. 15, 2017.

LYRA-NEVES, R. M; OLIVEIRA, M. A. B; TELINO JÚNIOR, W.R; SANTOS, E. M. Comportamentos interespecíficos entre *Callithryx jacchus* (Linnaeus) (Primates; Callitrichi dae) e algumas aves de Mata Atlântica, Pernambuco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.3, n.24, p. 709-716, 2007.

MAGRIN O; MORENGO J.A. Central and South America. In: **CLIMATE change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A**. Cambridge: Cambridge University Press, 2014, p. 1502 – 1545.

MANEL, S. *et al.* Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. **Trends in ecology & evolution**, Cambridge, v. 18, n. 4, p. 189-197, 2003.

MARTINELLI, G. *et al.* Extinction Risk Assessments of the Brazilian Flora In: GUSTAVO M; MIGUEL, A.M. (eds). **Livro Vermelho da Flora do Brasil**, Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico, 2013. pp.60-78.

MASI, E *et al.* Socioeconomic and environmental risk factors for urban rodent infestation in Sao Paulo, Brazil. **Journal of pest science**, Heidelberg, v. 83, n. 3, p. 231-241, 2010.

MCCULLOCH, E. S. *et al.* Fragmentation of Atlantic Forest has not affected gene flow of a widespread seed-dispersing bat. **Molecular ecology**, Oxford, v. 22, n. 18, p. 4619-4633, 2013.

MEDELLÍN, R. A; EQUIHUA, M; AMIN, M. A. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. **Conservation biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1666- 1675, 2000.

MEDRANO, J. F; AASEN, E; SHARROW, L. DNA extraction from nucleated red blood cells. **BioTechniques**, Londres, v. 8, n. 1, p. 43, 1990.

MENDES, P. *et al.* Roost use by bats in Espírito Santo, Brazil: comparison of a protected area, a rural landscape, and an urban landscape. **Cuadernos de Investigación UNED**, Costa Rica, v. 3, n. 2, 2012.

MEYER, C. F.J; KALKO, E.K.V. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 35, n. 9, p. 1711-1726, 2008.

MEYER, C. F.J; KALKO, E. K.V; KERTH, G. Small-scale fragmentation effects on local genetic diversity in two Phyllostomid bats with different dispersal abilities in Panama. **Biotropica**, Washington, v. 41, n. 1, p. 95-102, 2009.

MITTERMEIER, R. A. *et al.* A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v.19,p.601-607, 2005.

MORESCO, R. M. *et al.* The pioneering use of ISSR (Inter Simple Sequence Repeat) in Neotropical anurans: preliminary assessment of genetic diversity in populations of *Physalaemus cuvieri* (Amphibia, Leiuperidae). **Biological research**, Santiago, v. 46, n. 1, p. 53-57, 2013.

MORRISON, D.W. Foraging and day-roosting dynamics of canopy fruit bats in Panama. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 61, n. 1, p. 20-29, 1980.

MUYLAERT, R.L; STEVENS, R. D; RIBEIRO, M. C. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. **Ecological applications**, Washington, v. 26, n. 6, p. 1854-1867, 2016.

NASCIMENTO, M.C; STUMPP, R; LESSA, G. Bats (Mammalia: Chiroptera) of Mata do Paraíso research station, Viçosa, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, São Paulo, v. 9, p.1406– 1409, 2013.

NELSON, A; CHOMITZ, K. M. Effectiveness of strict vs. multiple use Conservation Units in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. **Plos One**, San Francisco, v. 6, n. 8, p. e22722, 2011.

NEUWEILER, G. **The biology of bats**. Nova York: Oxford University Press, 2000.

NOGUEIRA, E. M. *et al.* Carbon stocks and losses to deforestation in Conservation Units in Brazilian Amazonia. **Regional Environmental Change**, Nova York, v. 18, n. 1, p. 261-270, 2017.

NOLTE, C. *et al.* Governance regime and location influence avoided deforestation success of Conservation Units in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 110, n. 13, p. 4956-4961, 2013.

NOVAES, R. L. M. *et al.* Bat assemblage in remnants of Atlantic Forest in Minas Gerais State, southeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, São Leopoldo,v. 9, n. 1, p. 20-26, 2013.

NOVAES, R.L.M *et al.* Bat assemblages from three Atlantic Forest fragments in Rio de Janeiro state, Southeastern Brazil. **Biodiversity Data Journal**, Bulgaria, n. 3, 2015.

OJIMA, R; MARTINE, G. Resgates sobre População e Ambiente: breve análise da Dinâmica Demográfica e a Urbanização nos Biomas Brasileiros. **Idéias**, Campinas, v. 3, n. 2, p. 55-70, 2012.

OLIVEIRA, U. *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific reports**, Londres, v. 7, n. 1, p. 9141, 2017.

OPREA, M. *et al.* Bat community species richness and composition in a restinga protected area in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 69, n. 4, p. 1073- 1079, 2009.

OSTFELD, R.S.; GLASS, G.E.; KEESING, F. Spatial epidemiology: an emerging (or re- emerging) discipline. **Trends in ecology & evolution**, Cambridge, v. 20, n. 6, p. 328-336, 2005.

PACHECO, S. M. *et al.* Morcegos urbanos: status do conhecimento e plano de ação para a conservação no Brasil. **Chiroptera neotropical**, Brasília, v. 16, n. 1, p. 629-647, 2010.

PÁDUA, J. A. **Um sopro de destruição**: pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista, 1786-1888. Zahar, 2002. 318 p.

PAGLIA, A. P. *et al.* Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional papers in conservation biology**, Belo Horizonte, v. 6, p. 76, 2012.

PARK, K. J. Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, Jena, v. 80, n. 3, p. 191-204, 2015.

PATZ, J.A. *et al.* Effects of environmental change on emerging parasitic diseases. **International journal for parasitology**, Oxford, v. 30, n. 12-13, p. 1395-1405, 2000.

PEDERSEN, S. C. *et al.* Sublethal pathology in bats associated with stress and volcanic activity on Montserrat, West Indies. **Journal of Mammalogy**, Oxford, v. 93, n. 5, p. 1380- 1392, 2012.

PEDÓ, E; DE FREITAS, T. R.O; HARTZ, S. M. The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. **Zoologia**, Curitiba, v. 27, n. 4, p. 533-540, 2010.

PEDROZO, A.R; GOMES, L.A.C; GUIMARÃES M; UIEDA, W. Quiroptero fauna da Fazenda Santo Antônio dos Ipês, Jaú, estado de São Paulo, Brasil. **Biotemas**, Santa Catarina, v. 29, p.97-107, 2016

PEPINELI, A.C. *et al.* Seleção de primers para análise de inter simple sequence repeats na cultivar 'Itália' de Vitis vinífera L. **Ciência e Técnica Vitivinícola**, Dois Portos, v. 29, n. 2, 2014.

PERNAMBUCO. Agência Estadual De Meio Ambiente. **Descrição das Unidades**. Recife, 2012. Disponível em:

<http://www.cprh.pe.gov.br/Unidades_de_Conservacao/descricao_das_unidades/41788%3B48981%3B5001%3B0%3B0.asp> Acessado em: 20 nov 2017

PERNAMBUCO. **Lei nº 9.989, de 13 de janeiro de 1987**. Define as reservas ecológicas da Região Metropolitana do Recife. Recife, CPRH, 1987. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO.pdf> Acessado em: 19 ago.2017

PILOSOF, S. *et al.* Effects of anthropogenic disturbance and climate on patterns of bat fly parasitism. **Plos One**, San Francisco, v. 7, n. 7, p. e41487, 2012.

PIMM S.L. *et al.* Can We Defy Nature's End? **Science**, Nova York, v. 293 p.2207 – 2208, 2001.

PIMM, S.L. *et al.* The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, Nova York, v. 344, n. 6187, p. 1246752, 2014.

PIMM, S.L ; RAVEN, P. Biodiversity: extinction by numbers. **Nature**, Londres, v. 403 p. 843- 45, 2000

PRADEEP, R; S. N; SIDDIQ E.A; Inter simple sequence repeats (ISSR) Polymorphism and its application in plant breeding. **Euphytica**, Dordrecht, v.128,n.1,p.9-17,2002.

RANTA, P. *et al.* The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, Londres, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.

RAYNER, L. *et al.* (2013). Are protected areas maintaining bird diversity? **Ecography**, Copenhagen, v.37, p.43–53, 2014.

REED, D. H.; FRANKHAM, R. Correlation between fitness and genetic diversity. **Conservation biology**, Boston, v. 17, n. 1, p. 230-237, 2003.

REIS, N. R. *et al.* Sensitivity of populations of bats (Mammalia: Chiroptera) in relation to human development in northern Paraná, southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Paulo, v. 72, n. 3, p. 511-518, 2012.

REIS, N.R; PERACCHI L.A ; PEDRO W.A; LIMA I.P. **Morcegos do Brasil: Guia ilustrado**. 2ª ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2013. 439 p.

REIS, N.R; PERACCHI, A.L; SEKIAMA, M.L; LIMA, I.P. Diversidade de morcegos (Chiroptera: Mammalia) em fragmentos florestais no estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v.17, p.697-704, 2000.

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

RIPPERGER, S.P. *et al.* Life in a mosaic landscape: anthropogenic habitat fragmentation affects genetic population structure in a frugivorous bat species.

Conservation genetics, Dordrecht, v. 14, n. 5, p. 925-934, 2012.

RIPPERGER, S. P. *et al.* Resisting habitat fragmentation: high genetic connectivity among populations of the frugivorous bat *Carollia castanea* in an agricultural landscape. **Agriculture, ecosystems & environment**, Amsterdam, v. 185, p. 9-15, 2014.

RIPPERGER, S. P. *et al.* Frugivorous bats maintain functional habitat connectivity in agricultural landscapes but rely strongly on natural forest fragments. **Plos one**, San Francisco, v. 10, n. 4, p. e0120535, 2015.

RUSSO, D; ANCILLOTTO, L. Sensitivity of bats to urbanization: a review. **Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde**, Jena, v. 80, n. 3, p. 205-212, 2015.

RYLANDS, A. B; BRANDON, K. Brazilian Conservation Units. **Conservation biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 612-618, 2005.

SÁ, R. M. *et al.* Gastrointestinal symbionts of chimpanzees in Cantanhez National Park, Guinea-Bissau with respect to habitat fragmentation. **American Journal of Primatology**, Nova York, v. 75, n. 10, p. 1032-1041, 2013.

SANTOS, C. P; GIBSON, D. I. Checklist of the helminth parasites of South American bats. **Zootaxa**, Auckland, v.3, p. 471–499 , 2015.

SCHLÜTER, P.M, HARRIS, S.A. Analysis of multilocus fingerprinting data sets containing missing data. **Molecular Ecology Notes**, Oxford, v 6, p.569-572, 2006.

SCHMITT, Christine B. *et al.* Global analysis of the protection status of the world's forests. **Biological Conservation**, Barking, v. 142, n. 10, p. 2122-2130, 2009.

SEDLOCK, J. L. *et al.* Bat diversity in tropical forest and agro-pastoral habitats within a protected area in the Philippines. **Acta Chiropterologica**, Warszawa, v. 10, n. 2, p. 349-358, 2008.

SERRANO, C. M. T. A vida e os parques: proteção ambiental, turismo e conflitos de legitimidade em unidades de conservação In: **Viagens à natureza: turismo, cultura e ambiente** SERRANO C.M.T; BRUHNS,H.T (Eds). Campinas: Papirus Editora, p.103-104, 1997.

SIMÕES, R. *et al.* Variation in the helminth community structure of *Thrichomys pachyurus* (Rodentia: Echimyidae) in two sub-regions of the Brazilian Pantanal: the effects of land use and seasonality. **Journal of Helminthology**, Londres,v. 84, n. 3, p. 266-275, 2010.

STEVENS, R. D. *et al.* Phylogenetic structure illuminates the mechanistic role of environmental heterogeneity in community organization. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 81, n. 2, p. 455-462, 2012.

STORFER, A. *et al.* Putting the 'landscape' in landscape genetics. **Heredity**, Londres,

v. 98, n. 3, p. 128, 2007.

STRAUBE, F. C.; BIANCONI, G. V. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, Brasília, v. 8, n. 1-2, p. 150-152, 2002.

STRUEBIG, M. J. *et al.* Parallel declines in species and genetic diversity in tropical forest fragments. **Ecology Letters**, Oxford, v. 14, n. 6, p. 582-590, 2011.

SURES, Bernd *et al.* Parasite responses to pollution: what we know and where we go in 'Environmental Parasitology'. **Parasites & vectors**, Londres, v. 10, n. 1, p. 65, 2017.

TAMURA, K; DUDLEY, J; NEI, M; KUMAR, S. Molecular evolutionary genetics analysis (MEGA) software version 4.0. **Molecular Biology Evolution**, Oxford, v. 24, p.1596-1599, 2007.

TANALGO, K. C. *et al.* Bird Diversity and Structure in Different Land-use Types in Lowland South-Central Mindanao, Philippines. **Tropical life sciences research**, Pulau Pinang, v. 26, n. 2, p. 85, 2015.

TAUBERT, F. *et al.* Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, Londres, v.554, n. 7693, p.1-4, 2018

TAYLOR, P. D.; MERRIAM, G. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. **Landscape Ecology**, Haia, v. 11, n. 3, p. 181-189, 1996.

THOMPSON, R. C.; KUTZ, S. J; SMITH, A. Parasite zoonoses and wildlife: emerging issues. **International journal of environmental research and public health**, Basel, v. 6, n. 2, p. 678-693, 2009.

TREVELIN, L. C. *et al.* Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 291, p. 136-143, 2013.

TROMBULAK, S. C. *et al.* Principles of conservation biology: Recommended guidelines for conservation literacy from the education committee of the society for conservation biology. **Conservation biology**, Boston, v. 18, n. 5, p. 1180-1190, 2004.

UIEDA, W; BREDT, A. Morcegos: Agentes Negligenciados da Sustentabilidade. **Sustentabilidade em Debate**, Brasília, v. 7, n. 1, p. 186-209, 2016.

UMETSU, F; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats—evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, Haia, v. 22, n. 4, p. 517-530, 2007.

VAN DER HOEK, Y. The potential of Conservation Units to halt deforestation in Ecuador. **Environmental Conservation**, Lausana, v. 44, n. 2, p. 124-130, 2017.

VELOSO H.P *et al.* **Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais 1991, 123p.

VIDAL-MARTÍNEZ, V. M. *et al.* Can parasites really reveal environmental impact?. **Trends in Parasitology**, Oxford, v. 26, n. 1, p. 44-51, 2010.

VIDAL-MARTÍNEZ, V. M. *et al.* Environmental and anthropogenic factors affecting the probability of occurrence of *Oncomegas wagneri* (Cestoda: Trypanorhyncha) in the southern Gulf of Mexico. **Parasites & vectors**, Londres, v. 8, n. 1, p. 609, 2015.

VIDAL-MARTÍNEZ, V. M.; WUNDERLICH, A. C. Parasites as bioindicators of environmental degradation in Latin America: a meta-analysis. **Journal of helminthology**, Londres, v. 91, n. 2, p. 165-173, 2017.

VIZOTTO, L. D.; TADDEI, V. A. Chave para determinação de quirópteros brasileiros. **Boletim Ciência**. São Paulo, v. 1, p. 1-72, 1973.

WARBURTON, E.M; KOHLER, S. L; VONHOF, M. J. Patterns of parasite community dissimilarity: the significant role of land use and lack of distance-decay in a bat–helminth system. **Oikos**, Copenhagen, v. 125, n. 3, p. 374-385, 2016.

WATSON, J.E.M *et al.* The performance and potential of Conservation Units. **Nature**, Londres, v. 515, n. 7525, p. 67, 2014.

WOLINSKA, Justyna; KING, Kayla C. Environment can alter selection in host–parasite interactions. **Trends in parasitology**, Oxford, v. 25, n. 5, p. 236-244, 2009.

YOUNG, A; BOYLE, T; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in ecology & evolution**, Cambridge, v. 11, n. 10, p. 413- 418, 1996.

ZEPELINI, C. G; REGO, K. M. C; LOPEZ, L. C. S. Bats in settlements from an atlantic forest area in northeastern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v. 57, n. 31, p. 405-411, 2017.

ZIETKIEWICZ, E; RAFALSKI, A; LABUDA, D. Genome fingerprinting by simple sequence repeats (SSR)- anchored polymerase chain reaction amplification. **Genomics**, San Diego, v.20, p.176 -183, 1994.

ANEXO A - NORMAS PARA PUBLICAÇÃO NA REVISTA “ENVIRONMENTAL CONSERVATION”

ISSN: 1469-4387

Instructions for contributors

Environmental Conservation

The main criteria for the decision to accept papers are relevance to environmental conservation theory and/or practice, originality, scientific rigour, interdisciplinarity, acceptability of style and concision. *Environmental Conservation* pre-screens papers and employs an interactive processing and editing procedure. We receive many more submissions than we have space for and the final decision is the Editor's.

Submission of Manuscripts

All material to be considered for publication is to be submitted via the journal's ScholarOne online site at <http://mc.manuscriptcentral.com/envcon>. New authors should create an account prior to submitting a manuscript.

Submissions of the following types are accepted for review in the Journal:

Subject Reviews (<8000 words excluding title page and legends/ captions)
 Research Papers (<6000 words excluding title page and legends/ captions)
 Reports (<4000 words excluding title page and legends/ captions)
 Comments (<2000 words excluding title page and legends/ captions)

Papers will be pre-screened for compliance with these Instructions. Papers selected for review are sent out to referees, who agree to undertake the refereeing within a short period of time. Where papers are revised in response to review, the same reviewers will be invited to review but cannot be guaranteed.

Environmental Conservation employs a single-blind peer review system.

Licence and Permissions

Upon receipt of accepted manuscripts at Cambridge University Press, authors will be invited to complete a copyright licence to publish form. The corresponding author is required to assign the copyright of any paper published to the Foundation for Environmental Conservation.

Work submitted for publication must be original, previously unpublished, and not under consideration for publication elsewhere. If previously published figures, tables,

or parts of text are to be included, the copyright-holder's permission to reproduce and publish electronically must have been obtained prior to submission.

The author bears the responsibility for checking whether material submitted is subject to copyright or ownership rights, e.g. photographs, illustrations and data. Where use is so restricted, the Editors and the Publisher must be informed with the submission of the material.

Preparation of Manuscripts General

Papers must be clearly written in English. A recent issue of the journal should be consulted for style. Units, symbols and related matters are based on the CBE Manual *Scientific Style and Format* (6th Edition, 1994, ISBN 0-521-47154-0).

The main file needs to be double-spaced with continuous line numbering and pagination on A4 paper. The text is to be in Word (pdf files of the main text not accepted) in a common 12- point font such as Arial. The first (title) page must include author names (capitals) and full addresses where the work was carried out, with the corresponding author's email address and any current address if different.

The second page of *Research Papers*, *Reports* and *Subject Reviews* requires a Summary that is concise and informative, succinctly expressing the context, purpose, approach, findings and implications of the study. There should be no literature citations or unexplained abbreviations. All papers including *Comments* require an Abstract at submission, which is used in the review process.

For *Comments*, the first paragraph of the main text is written so it can serve as an Abstract, but there will be no Summary. *Research Papers* and *Reports* will have Introduction, Methods, Results, Discussion, References and Figure Legend sections. The Methods section should include essential details such as of study area, analyses and data sources. Each Table and Figure should be loaded as a separate file; format details are provided below.

A *Subject Review* should have sections appropriate to the topic addressed, but any methods (e.g. selection of sources, statistical analyses) should be detailed in a separate section.

Authors should put Figures, Tables and text that support their paper, but it is not essential to the main message of it, into Supplementary Materials (see below). Footnotes are not used in the *Environmental Conservation*.

Spelling and Language Editing

Before submitting your manuscript you may wish to have it edited for language, particularly if English is not your first language. Authors are liable for all costs

associated with such services. Spelling should conform to *The Concise Oxford Dictionary*, 10th edition or later. Scientific names of genera, species and subspecies, but not of higher groups should be italicized. Non-English terms should be italicized at their first mention, where they also must be defined and explained, but thereafter may be written in normal typeface.

Units and Abbreviations

The International System of units (SI) is to be used. Units, symbols and related matters are based on the CBE Manual *Scientific Style and Format* (6th Edition, 1994, ISBN 0-521-47154- 0). Acronyms and abbreviations are generally in upper case and should be expanded at the first mention. All currencies should at first mention have a US\$ exchange rate (e.g. '£1 = US\$1.20, January 2015).

References and citations

References to cited literature will be those essential to validate statements or arguments. All references are to be in alphabetical order at the end of the paper, and the reader must be provided with the information necessary to find the item cited.

Journal papers with no more than seven authors (if more than seven then use 'et al.' for the remaining authorship) are to be referenced as follows:

Smith EJ, Jones MS, Brothers PT (2017) How to write an interdisciplinary environmental paper. *Environmental Conservation* 44: 120-125.

Book chapters will be referenced as follows:

Smith EJ (2011) Writing robust environmental science. In: *The Science of Effective Scientific Writing*, ed. MS Jones, pp. 111-22. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

References to World Wide Web material (official sites only and those without charge to readers) are expected to be kept to a minimum and will be of the form:

Jones MS (2010) Communicating interdisciplinary environmental science. URL www.foundationforec.org

Within-text literature citations (in chronological order where more than one; first author only with 'et al.' where more than two authors) will take the following form:

This has been observed elsewhere (Jones 2006, Jones & Smith 2007, Smith et al. 2009)

Citations of unpublished information not in the references should take the form:

'(EJ Smith, unpublished 2010)' or '(MS Jones, personal communication 2011)'.

Where an author, or the same group of authors, has written more than one paper in the same year, these should be distinguished by the letters *a*, *b*, *c*, etc., in the order in which they are mentioned in the text. Do not use such terms as 'op. cit.' or 'ibid'.

Required Statements

These statements are to be included on the paper after the main body of the article, and before the references.

Acknowledgements

You may acknowledge individuals or organizations that provided advice or non-financial support. Formal financial support and funding should be listed in the following section.

Financial support

Please provide concise details of the sources of financial support for all authors, including grant numbers. For example, "This work was supported by the Wellcome Trust (MSJ) and the Natural Environment Research Council (EJS)". Where no specific funding has been provided for research, please provide the following statement: "This research received no specific grant from any funding agency, commercial or not-for-profit sectors."

Conflict of interest

Please provide details of all known financial, professional and personal relationships with the potential to bias the work. Where no known conflicts of interest exist, please include the following statement: "None."

Ethical standards

Authors should ensure that any studies involving human or animal subjects conform to national, local and institutional laws and requirements (e.g. WMA Declaration of Helsinki, NIH Policy on Use of laboratory Animals, EU Directive on Use of Animals) and confirm that approval has been sought and obtained where appropriate. Authors should obtain express permission from human subjects and respect their privacy.

Where research involves human and/or animal experimentation, the following statements should be included (as applicable): "The authors assert that all

procedures contributing to this work comply with applicable ethical standards of the relevant national and institutional committees on human experimentation and with the Helsinki Declaration of 1975, as revised in 2008" and/or "The authors assert that all procedures contributing to this work comply with applicable national and institutional ethical guidelines on the care and use of laboratory or otherwise regulated animals". If not applicable, please include the following statement: "None"

Figures (maximum number: three)

Figures accepted for publication in colour will, where justified, be published in colour online at no cost. If you do not wish for your Figures to be published online in colour, please submit them in black & white. All Figures will be printed (i.e. hard copy) in black & white unless a fee is paid. If you request colour Figures in the printed version, you will be contacted by CCC- Rightslink who are acting on our behalf to collect author charges. Please make sure the Figure legends are understandable for both the colour, and the black & white version of your Figure. All Figures must be essential to the paper's objectives.

Line artwork

Preferred format: eps (if not possible, as pdf*) Colour mode: black and white (1-bit)

Combination artwork (line/tone)

Preferred format: eps (if not possible, as pdf*) Colour mode: greyscale (8-bit)

Black and white halftone artwork

Format: tif or jpeg

Colour mode: greyscale (8-bit)

Resolution: 300 dpi at final printed size (column width 84mm [2 column 175mm])

Colour halftone artwork

Format: tif or jpeg

Colour mode: CMYK colour

Resolution: 300 dpi at final printed size (column width 84mm [2 column 175mm])

Figures should be referred to in the text and numbered consecutively (e.g. Fig. 1). They should be supplied separately from the main body of the text, with their approximate final positions marked within the main text. Each Figure should be submitted electronically as a separate file.

Figures should not be framed and as simple as possible. Avoid fine lines, stippling and unusual symbols, which cannot be reproduced satisfactorily when reduced to one (84mm) or two- column width (175mm). Where various shadings are used within a Figure please ensure that it is easy to differentiate between them. Line charts, bar charts and pie charts should be two- dimensional.

Labels on Figures should be brief and explained in the legend. Preferred symbols are open and filled circles, boxes and triangles, and these should be used consistently between Figures and as near as possible to 9 point when reproduced in the final journal.

Figure legends

should be in a list at the end of the main text. They should make the Figure comprehensible without reference to the main text. Any abbreviations, symbols, scales or units used in Figures must be explained in the Figure legend, if not explained in a key within the Figure. Maps must have scales and photographs should include an indication of scale. Figures reproduced from other sources should be fully acknowledged in the legend, and permission for their reproduction in both written and electronic format should be sought before use.

Tables (maximum number: three)

Tables are to be submitted in MS Word or Excel format, and presented one per file, complete with heading. They should be uploaded separately from the main body of the text, with their approximate final positions indicated in the text. Tables should be suitable for production well within a single journal page. Table captions should be brief and ensure the Table is comprehensible without reference to the text. They should incorporate any scale, key, unit or symbol information necessary to interpret the data.

Supplementary Material

You may supply supplementary material to accompany the online version of your article, normally for one of the following reasons:

You wish to link to additional information which due to its nature does not lend itself to print media (e.g. full data sets, movie or sounds files).

The Editor in Chief has requested that you extract certain information from the original article in order to allow for space constraints of the print version.

You have requested additional material to be available to accompany an article that does not normally allow such material to be included (example – tables to accompany a Comment).

N.B. Please note that no copyediting or quality assurance measures will be undertaken on supplementary material (other than to ensure that the file is intact). The authors therefore warrant that the supplementary material that they submit is in a suitable format for publication in this manner. The material shall be published online in exactly the form that it is supplied.

Submission

Please use the following instructions to supply supplementary material to accompany the online version of your article:

Each supplementary file must be supplied as a separate file. Do not supply this material as part of the file destined for publication in the print journal.

Each supplementary file must have a clear title (e.g., Figure S1).

Provide a text summary for each file of no more than 50 words. The summary should describe the contents of the file. Descriptions of individual figures or tables should be provided if these items are submitted as separate files. If a group of figures is submitted together in one file, the description should indicate how many figures are contained within the file and provide a general description of what the figures collectively show.

The file type and file size in parentheses.

Ensure that each piece of supplementary material is clearly referred to at least once in the print version of the paper at an appropriate point in the text, using the format ‘Table S1’ (for Tables), ‘Figure S2’ (for Figures), with other relevant materials (for example questionnaires, programming code) cited as ‘Appendix S1’, and is also listed at the end of the paper before the reference section.

A statement must be added before the acknowledgments section of the manuscript, an example is shown below:

Supplementary material

For supplementary material accompanying this paper, visit www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation

Supplementary Materials like the paper itself will not be alterable once the paper has been accepted, and authors will not be sent proofs of this material. The authors should understand that they bear whole responsibility for this content.

Format and file size

File sizes should be as small as possible in order to ensure that users can download them quickly.

Images should be a maximum size of 640 x 480 pixels at a resolution of 72 pixels per inch.

Authors should limit the number of files to under ten, with a total size not normally exceeding 3 MB. Sound/movie files may be up to 10 MB per file; colour PDFs/PowerPoint may be up to 5 MB per file; all other general file types may be up to 2 MB per file but most files should be much smaller.

We accept files in any of the following formats (if in doubt please enquire first): MS Word document (.doc) , Adobe Acrobat (.pdf), Plain ASCII text (.txt), Rich Text Format (.rtf), WordPerfect document (.wpd), HTML document (.htm), MS Excel spreadsheet (.xls), GIF image (.gif), JPEG image (.jpg), TIFF image (.tif), MS PowerPoint slide (.ppt), QuickTime movie (.mov), Audio file (.wav), Audio file (.mp3), MPEG/MPG animation (.mpg)

If your file sizes exceed these limits or if you cannot submit in these formats, please seek advice from the editor handling your manuscript.

Open Access Publication

Cambridge Open Option allows authors the option to make their articles freely available to everyone, immediately on publication. This service reflects Cambridge Core's commitment to further the dissemination of published academic information.

The programme allows authors to make their article freely available in exchange for a one-off charge paid either by the authors themselves or by their associated funding body. This fee covers the costs associated with the publication process from peer review, through copyediting and typesetting, up to and including the hosting of the definitive version of the published article online. Payment of this one-off fee entitles permanent archiving both by Cambridge University Press and by the author; however, it also enables anyone else to view, search and download an article for personal and non-commercial use. The only condition for this is that the author and original source are properly acknowledged.

The Cambridge Open Option is only offered to authors upon acceptance of an article for publication and as such has no influence on the peer review or acceptance procedure. The paper will continue to be made available in both print and online versions, but will be made freely available to anyone with Internet links via our online platform, Cambridge Core. In addition, such papers will have copyright assigned under a Creative Commons Attribution licence, which enables sharing and adaptation, providing attribution is given. All articles will continue to be handled in the normal manner with peer-review, professional production and online distribution in Cambridge Core. Articles will also be included in the relevant Abstracting & Indexing services and in CrossRef, and can have supplementary content (text, video or audio) added to their online versions. Cambridge Core will also deposit the article in any relevant repositories on the author's behalf, where that is a condition of the funding body.

The Cambridge Open Option is now available to authors of articles in Environmental Conservation. Requests to take up the Cambridge Open Option will be subject to approval by the Editors of the Journal. For more information on Open Access and Cambridge Journals, please follow this link.

Tracking Your Submission

Your paper will be acknowledged by email on receipt. A reference number will be allocated which you should use in all correspondence and for tracking an electronic submission on ScholarOne. All submissions approved for peer review are seen by at least two reviewers. The journal makes every effort to ensure that reviewers report swiftly.

As soon as the Editor has reached a decision on your paper you will be notified by e-mail. Appeals on any decisions made by the Editors must be made within a month of the decision. Authors of papers supported by reviews can expect normally to have their paper returned to them, with comments of both reviewers and Editor. The revised manuscript should be submitted as directed with an accompanying letter detailing how substantive points raised have been addressed.

After acceptance, the copy-editor and publisher deal with all matters relating to printing. Proofs and offprint order forms will be sent to corresponding authors. If authors are to be away from their correspondence address during the ten weeks after acceptance, they must have arrangements in place for queries from the copyeditor to be addressed promptly, and the proofs to be carefully read and swiftly returned.

Please address any further queries concerning publication to: Professor N.V.C. Polunin, Editor, envcons@btinternet.com

(Revised 23/10/17)