ISSN 1808-0413

www.sbmz.org

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia

– Edição Especial –

Mamíferos no Licenciamento Ambiental

Número 89

Dezembro de 2020

SOCIEDADE BRASILEIRA DE MASTOZOOLOGIA
WWW.SBMZ.ORG
2019-2021

Presidente:	Alexandre Reis Percequillo
Vice-Presidente:	Katia M.P.M.B. Ferraz
1º Secretário:	Silvio Marchini
2º Secretária:	Elisandra de Almeida Chiquito
3º Secretário:	Marcelo Magioli
1º Tesoureiro:	Joyce Rodrigues do Prado
2º Tesoureiro:	Edson Fiedler Abreu Junior

PRESIDENTES DA
SOCIEDADE BRASILEIRA DE MASTOZOOLOGIA

1985-1991	Rui Cerqueira Silva
1991-1994	Maria Dalva Mello
1994-1998	Ives José Sbalqueiro
1998-2005	Thales Renato Ochotorena de Freitas
2005-2008	João Alves de Oliveira
2008-2012	Paulo Sergio D'Andrea
2012-2017	Cibele Rodrigues Bonvicino
2017-2019	Paulo Sergio D'Andrea

Os artigos assinados não refletem necessariamente a opinião da SBMz.

As Normas de Publicação encontram-se disponíveis em versão atualizada no site da SBMz: www.sbmz.org.

Ficha Catalográfica de acordo com o Código de Catalogação Anglo-Americano (AACR2).
Elaborada pelo Serviço de Biblioteca e Documentação do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.

Sociedade Brasileira de Mastozoologia.
Boletim.
Rio de Janeiro, RJ.
Quadrimestral.

Continuação de: Boletim Informativo. SBMz, n.28-39; 1994-2004;
Boletim Informativo. Sociedade Brasileira de Mastozoologia,
n.1-27; 1985-94.

Continua como:
Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, n.40,
2005- .

ISSN 1808-0413

1. Mastozoologia. 2. Vertebrados. I. Título

"Depósito legal na Biblioteca Nacional, conforme Lei n° 10.994, de 14 de dezembro de 2004".

Sociedade Brasileira de Mastozoologia **ISSN 1808-0413**

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia

PUBLICAÇÃO QUADRIMESTRAL

Rio de Janeiro, número 89, dezembro de 2020

EDITORAS

Erika Hingst-Zaher – Instituto Butantan
Lena Geise – Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ)

EDITORA EXECUTIVA

Joelma Alves da Silva

EDITORA CONVIDADA

Luciana Guedes Pereira

EDITOR EMÉRITO

Rui Cerqueira Silva – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

EDITORES ASSOCIADOS

Alexandra M. R. Bezerra	Museu Paraense Emilio Goeldi (MPEG), Belém, PA, Brasil.
Amelia Chemisquy	Centro Regional de Investigaciones Científicas y de Transferencia Tecnológica de La Rioja (CRILAR), Anillaco, Argentina
Mauricio E. Graipel	Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, Santa Catarina, Brasil
Renato Gregorin	Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, Minas Gerais, Brasil
Hugo Mantilla-Meluk	Facultad de Ciencias Básicas y Tecnológicas, Universidad del Quindío, Armenia, Colombia
Fabiano Rodrigues de Melo	Universidade Federal de Goiás (UFG), Goiânia, Goiás, Brasil

REVISORES

Os editores agradecem a colaboração dos revisores anônimos, cuja participação garantiu a qualidade da publicação.

O **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia** (ISSN 1808-0413) é uma publicação quadrimestral da **Sociedade Brasileira de Mastozoologia (SBMz),** distribuído gratuitamente aos associados. Indivíduos e instituições que desejem informações sobre a inscrição na **SMBz** e recebimento do Boletim devem entrar em contato com sbmz.diretoria@gmail.com.

O desenho gráfico foi realizado por Airton de Almeida Cruz.

Mais informações disponíveis em: www.sbmz.org

Capa: Toninha (*Pontoporia blainvillei*), Ubatuba, SP. Foto de Daniel Danilewicz, dezembro de 2016.

Sobre a SBMz

A **Sociedade Brasileira de Mastozoologia (SBMz)** é uma sociedade científica, sem fins lucrativos, criada em 1985, com a missão de congregar, organizar e amparar profissionais, cientistas e cidadãos que atuam ou estão preocupados com as temáticas ligadas à pesquisa e conservação de mamíferos.

A **SBMz** tem como objetivo incentivar o estudo e pesquisa dos mamíferos, além de difundir e incentivar a divulgação do conhecimento científico desenvolvido no Brasil sobre os mamíferos. A **SBMz** também atua frente a órgãos governamentais, Conselhos Regionais e Federal de Biologia, e instituições privadas, representando e defendendo os interesses dos sócios, e atendendo a consultas em questões ligadas a mamíferos. Nossa Sociedade oferece e incentiva cursos de Mastozoologia em níveis de graduação e pós-graduação, além de conceder bolsas de auxílio financeiro para simpósios e congressos nacionais e internacionais. Além disso, ajudamos a estabelecer e zelar por padrões éticos e científicos próprios da Mastozoologia brasileira.

A **SBMz** foi fundada durante o "XII Congresso Brasileiro de Zoologia", realizado em Campinas, em fevereiro de 1985. Desde então, a **SBMz** cresceu em número de sócios, e agora conta com congressos próprios bienais realizados nas diversas regiões do país, além do apoio e promoção de eventos regionais. Nossa sociedade conta com uma publicação própria intitulada **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia,** com 3 números anuais, classificada como B3 pela CAPES na área de Biodiversidade. Além disso, nossa sociedade atualmente mantém conta com parceria com a SAREM (Sociedade Argentina para o Estudio de los Mamíferos, fornecendo aos sócios a revista Mastozoologia Neotropical. A **SBMz** financia a publicação de livros acerca de mamíferos brasileiros para ser distribuído gratuitamente aos sócios.

Fazemos parte da Rede Latino-Americana de Mastozoologia (RELAM), o que abre portas para cooperação com pesquisadores de 12 países latino-americanos que fazem parte da rede. Integramos o Fórum da International Federation of Mammalogists (IFM), e também temos cooperação com a Sociedade Brasileira de Zoologia e Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros, facilitando a participação em congressos destas sociedades e promovendo o intercambio de informação entre seus associados.

Fruto da criação e organização proporcionadas pela **SBMz** ao longo desses anos, atualmente o Brasil apresenta uma comunidade científica mastozoológica madura e conectada, que congrega profissionais trabalhando em organizações e instituições públicas e privadas por todo país.

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia
Uma publicação da SBMz

INSTRUÇÕES GERAIS PARA AUTORES

O **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia** é um periódico publicado pela **SBMz** para os sócios quites, com propósito de funcionar como um meio de comunicação para a comunidade de mastozoólogos. O **Boletim da SBMz** publica artigos, notas e ensaios originais, revisados por pares, sobre temas relacionados à biologia de mamíferos.

Os manuscritos devem ser enviados por e-mail para bolsbmz@gmail.com, aos cuidados de Erika Hingst-Zaher e Lena Geise. A mensagem de e-mail enviada deverá conter uma declaração de que se trata de trabalho inédito, não submetido a outro periódico. Deverá especificar ainda se a contribuição se trata de uma nota, ensaio, artigo ou resumo. Os autores deverão indicar até cinco sugestões de revisores, com seus nomes e endereço eletrônico.

Os manuscritos enviados serão considerados para publicação, sob a forma de notas, artigos ou ensaios, seguindo o pressuposto de que os autores estão de acordo com os princípios éticos do **Boletim da SBMz** (ver os princípios no site da **SBMz**). O primeiro autor (ou o autor para correspondência) deverá, ao submeter o manuscrito, enviar o e-mail com cópia para todos os demais autores. Desta forma, será oficializada a concordância de todos os autores quanto à submissão/publicação do manuscrito no **Boletim da SBMz.** Neste mesmo e-mail deverá vir explicitado que o manuscrito é original, não tendo sido publicado e/ou submetido a outro periódico. No caso de resumos, é suficiente o envio do arquivo anexado à mensagem, já que este tipo de contribuição não passa pelo processo de revisão.

Os critérios para publicação dos artigos, notas e ensaios são a qualidade e relevância do trabalho, clareza do texto, qualidade das figuras e formato de acordo com as regras de publicação. Os manuscritos que não estiverem de acordo com as regras aqui definidas, ou ainda se nenhum dos autores estiver com o pagamento da **SBMz** em dia, serão devolvidos sem passar pelo processo de revisão.

As submissões são direcionadas pelas Editoras aos Editores de Área, que os enviarão para pelo menos dois pares para revisão. Os Editores de Área retornam as revisões e recomendações para os Editores para a decisão final. Toda a comunicação será registrada por meio eletrônico entre os Editores e o autor correspondente.

Os trabalhos devem seguir o **Código Internacional de Nomenclatura Zoológica,** e espécimes relevantes mencionados devem ser propriamente depositados em uma coleção científica reconhecida. Amostras relacionadas aos exemplares-testemunho (tecidos, ecto e endoparasitas, células em suspensão, etc.) devem ser relacionadas a seus respectivos exemplares. Os números de acesso às sequências depositadas no **Genbank** ou **EMBL** são obrigatórios para publicação. Localidades citadas e exemplares estudados devem vir listadas de forma completa, no texto ou em anexo, dependendo do número de registros. É fundamental a inclusão, no texto, do número da Licença de Coleta e a concordância do Comitê de Ética da Instituição onde foram desenvolvidos os trabalhos, quando aplicável. Todos os textos, antes do envio aos editores de área ou revisores serão analisados quanto a sua originalidade, com o uso de programas para verificação de plágio.

Números Especiais: Também poderão ser publicadas monografias e estudos de revisão de até 350 (trezentas e cinquenta) páginas, individualmente. Como apenas um número limitado poderá ser publicado, autores devem entrar em contato com os Editores previamente à submissão. Números Especiais seguem as mesmas regras de submissão e revisão dos artigos, notas e ensaios. Considerando as despesas de impressão e envio, autores serão solicitados a contribuir com R$ 40,00 (quarenta reais) por página publicada.

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 69-73, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

Mastofauna em Estudos de Impacto Ambiental: um estudo de caso de Minerações do Alto São Francisco, Minas Gerais

Vitória Monteiro de Barros Ferreira[1]*, Éder Costa Carvalho[1], Marcelo Passamani[1]

[1] *Laboratório de Ecologia e Conservação de Mamíferos (LECOM), Departamento de Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Lavras, Minas Gerais, Brasil.*

* *Autor para correspondência: vitoria.mbf@hotmail.com*

Resumo: A mineração é a atividade econômica mais importante na região do Alto São Francisco, no centro-oeste mineiro. Fazem parte desta região os municípios de Arcos, Pains e Iguatama, que têm em comum as grandes reservas de calcário em seus territórios que despertam o interesse minerário nessa região. Para instalação de algumas dessas empresas, é necessária a apresentação do EIA/RIMA. Neste estudo foi analisado o conteúdo de uma amostragem de EIAs da região, avaliando a concordância do diagnóstico da mastofauna com a técnica recomendada pelos órgãos ambientais por meio das Resoluções CONAMA № 001/1986, № 237/1997 e dos termos de referência para a elaboração de Estudos de Impacto Ambiental para minerações. A metodologia utilizada foi a aplicação de um questionário em 27 EIAs. O resultado mostra que os EIAs não apresentam a concordância esperada com a técnica recomendada pelos órgãos ambientais e, por isso, a utilização de tais EIAs pode ser questionada como instrumento de tomada de decisões.

Palavras-Chaves: Estudo de Impacto Ambiental; Legislação Ambiental; Mastofauna; Meio Biótico; Mineração.

Abstract: Mastofauna in Environmental Impact Studies: a case study of mining in Alto São Francisco, Minas Gerais. Mining is the most important economic activity in the Alto São Francisco region, in the Midwest of Minas Gerais. This region includes the municipalities of Arcos, Pains and Iguatama, which have in common the large limestone reserves in their territories that arouse mining interest in this region. For installation of some of these companies, it is necessary to present the EIA/RIMA. In this study, the content of a sample of EIAs from the region was analyzed, evaluating the agreement of the diagnosis of mastofauna with the technique recommended by environmental agencies through CONAMA Resolutions 001/1986, 237/1997 and the terms of reference for the elaboration of Environmental Impact Studies for mining. The methodology used was the application of a questionnaire in 27 EIAs. The result show that the EIAs do not show the expected agreement with the technique recommended by Organs environmental agencies and, therefore, the use of such EIAs can be questioned as a decision-making instrument.

Key-Words: Biotic Environment; Environmental impact study; Environmental Legislation; Mastofauna; Mining.

INTRODUÇÃO

A Resolução CONAMA № 001 de 1986, estabeleceu as definições, responsabilidades, critérios básicos e diretrizes gerais para uso e implementação do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA). De acordo com a resolução, os empreendimentos que causarem impacto ambiental significativo deverão passar pelo processo de licenciamento ambiental. O artigo dois da referida resolução lista as atividades modificadoras do meio ambiente que dependem da apresentação do Estudo de Impacto Ambiental e do seu respectivo Relatório de Impacto Ambiental e, dentre essas atividades, se encontra a extração de minério.

A mineração é a atividade econômica mais forte na região do Alto São Francisco, no centro-oeste mineiro (Prefeitura de Arcos, 2019) e fazem parte dessa região os municípios de Arcos, Pains e Iguatama. Esses municípios têm em comum as grandes reservas de calcário presentes em seus territórios, que despertam o interesse minerário nessa região (Menegasse *et al.,* 2002).

Segundo Zampaulo (2010), essa atividade minerária evoluiu basicamente de garimpeira a grandes empresas nacionais e multinacionais, o que tornou, a mineração e o beneficiamento do calcário, as principais atividades econômicas dos municípios, contribuindo diretamente e indiretamente para a geração de empregos, arrecadação de impostos (ICMS e CEFEM) e,

também, para a degradação e impacto ambiental da região.

Para algumas dessas empresas, é necessária a apresentação do EIA/RIMA no licenciamento do seu empreendimento. Entretanto, a qualidade destes estudos realizados na região, aliado à avaliação diagnóstica da mastofauna nos EIAs e a utilização dos mesmos como instrumentos na tomada de decisões, não tem tido destaque. Dessa forma, este estudo tem como objetivo analisar o diagnóstico da mastofauna apresentado nos EIAs em relação às condicionantes ambientais e criar um panorama da situação dos EIAs deferidos dessa classe de empreendimento em parte desta região.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido a partir da consulta e análise de Estudos de Impacto Ambiental (EIAs) dos processos de Licenciamento Ambiental submetidos à análise e deferimento da Fundação Estadual do Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM), unidade Alto São Francisco. Esta unidade é responsável pelos processos ambientais dos municípios de Pains, Arcos e Iguatama, contemplados neste estudo.

Os processos de Licenciamento Ambiental desses municípios são referentes a empreendimentos minerários compreendidos no período de 2003 a 2019. Estes foram consultados e extraídos do Sistema Integrado de Informação Ambiental (SIAM), uma plataforma online da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), que visa a integração e a centralização de informações ambientais (http://www.siam.mg.gov.br). A plataforma permite o acesso público aos dados de processos ambientais, que foram utilizados como fonte primária para a coleta de dados.

Os EIAs foram avaliados pela aplicação do questionário de concordância técnica, estruturado de acordo com os parâmetros da Resolução CONAMA № 001/86, Resolução CONAMA № 237/97 e dos Termos de Referência da FEAM para a elaboração de Estudos de Impacto Ambiental para atividade minerárias em áreas cársticas e para pesquisa mineral no estado de Minas Gerais. Foi utilizado a metodologia indicada por Zanzini (2001a) para criação do questionário, com adaptações para que fosse melhor estudado o diagnóstico da mastofauna. Cada variável técnica, que é aquela que avalia a metodologia usada nos estudos, disponível nos EIAs foi subdividida em itens e estes receberam um peso "Tabela 1". Tendo em vista que todos os EIAs foram feitos na mesma região, foi realizada uma listagem das potenciais espécies que ocorrem nessas localidades e próximas a elas, a partir de dados secundários de artigos publicados, o que para nosso estudo alcançou um valor máximo de 77 espécies. Este valor foi usado como referência para avaliação da Variável Técnica Cinco (VT5).

A concordância das variáveis com a técnica foi analisada a partir dos valores obtidos pelo Índice de Concordância Técnica da Variável (TCV), de acordo com Zanzini (2001b).

Quantitativamente, este índice varia de zero a um e é dado pela equação:

$$T_{CV} = \sum i(T)j / V(T)j$$

Onde:

T_{CV} = Índice de concordância técnica da variável.
$i_{(T)j}$ = Peso de cada item da j-ésima variável técnica cumprida pelo EIA avaliado.
$V_{(T)j}$ = Peso máximo da j-ésima variável técnica.

A concordância geral dos EIAs com a técnica é analisada a partir dos valores obtidos pelo Índice de Concordância Técnica do EIA (TCE).

Quantitativamente, este índice varia de zero a um e é dado pela equação:

$$T_{CE} = \sum v(T)j / \sum V(T)j$$

Onde:

T_{CE} = Índice de concordância técnica do EIA.
$v_{(T)j}$ = Peso assumido pela j-ésima variável técnica do EIA avaliado.
$V_{(T)j}$ = Peso máximo da j-ésima variável técnica.

Os valores assumidos pelos EIAs nas variáveis técnicas avaliadas mediante a aplicação das equações supracitadas, foram agrupados em cinco intervalos de concordância com a técnica, criados e utilizados por Zanzini (2001c). A classificação é avaliada como Muito Baixa, quando o intervalo está entre 0,0 e 0,2; Baixa, entre 0,2 e 0,4; Média, entre 0,4 e 0,6; Alta, entre 0,6 e 0,8, e Muito Alta, entre 0,8 e 1,0.

RESULTADOS

De acordo com a disponibilidade dos EIAs, fizeram parte da amostragem 27 EIAs, sendo 15 no município de Pains, 11 em Arcos e um em Iguatama.

A aplicação do questionário permitiu, por meio do Índice de Concordância Técnica da Variável – TCV, o agrupamento dos EIAs nos intervalos de concordância. De forma geral, das sete variáveis avaliadas nos 27 EIAs, quatro (58%) apresentaram o índice TCV agrupado no intervalo de concordância Muito Baixo seguidos de um (14%) no intervalo Baixo, um (14%) no intervalo Médio e somente uma variável (14%) teve o índice no intervalo de concordância Alto na maioria dos estudos "Figura 1". Isso mostra que poucos EIAs apresentam informações de qualidade, ou seja, nos intervalos equivalentes à concordância Alta e Muito Alta.

O agrupamento dos EIAs nos intervalos de concordância apresentados na tabela dois sintetizou os valores calculados para o TCE – Índice de Concordância Técnica. De uma forma geral, o maior número de EIAs (63%) tem concordância Muito Baixa e Baixa com a técnica avaliada. Isso mostra, portanto, que a composição geral dos

Tabela 1: Questionário estruturado em variáveis técnicas e seus respectivos itens, empregado para avaliar o nível de concordância das variáveis e dos EIAS com as recomendações técnicas para estudos da mastofauna.

Variáveis	Itens	Valores
VT1	**Amplitude de duração dos estudos da mastofauna, em dias sem e com sazonalidade**	**Peso (5)**
Item 1	1-7 dias s/ sazonalidade	0,5
Item 2	8-14 dias s/ sazonalidade	1
Item 3	14> dias s/ sazonalidade	2
Item 4	1-7 dias c/ sazonalidade	3
Item 5	8-14 dias c/ sazonalidade	4
Item 6	14> dias c/ sazonalidade	5
	PESO TOTAL	5
VT2	**Tipos de levantamento de dados da mastofauna**	**Peso (8)**
Item 1	Qualitativo indireto: Entrevistas	0,5
Item 2	Qualitativo indireto: Bibliografia	0,5
Item 3	Qualitativo indireto: Vestígios	1
Item 4	Qualitativo direto: Busca Ativa	2
Item 5	Qualitativo direto: Armadilhamento Fotográfico	2
Item 6	Qualitativo direto: Armadilhamento de captura	2
	PESO TOTAL	8
VT3	**Censo noturno, esforço amostral e replicação da amostrada**	**Peso (6)**
Item 1	Censo noturno	2
Item 2	Curva do coletor	2
Item 3	Replicação da amostra	2
	PESO TOTAL	6
VT4	**Grupos de mamíferos estudados**	**Peso (3)**
Item 1	Mamíferos voadores	1
Item 2	Pequenos mamíferos	1
Item 3	Médios e grandes mamíferos	1
	PESO TOTAL	3
VT5	**Número de espécies de mamíferos identificados**	**Peso (4)**
Item 1	0-20	1
Item 2	21-40	2
Item 3	41-60	3
Item 4	> 60	4
	PESO TOTAL	4
VT6	**Conteúdo presente nas listas de espécies apresentadas**	**Peso (7)**
Item 1	Simples, apenas nome científico e popular das espécies	1
Item 2	Especificação do habitat das espécies	1
Item 3	Categoria de ameaça das espécies	1
Item 4	Caracterização ecológica	2
Item 5	Dados quantitativos presente na lista de espécies	2
	PESO TOTAL	7
VT7	**Análise dos dados do estudo embasada na vulnerabilidade das espécies**	**Peso (6)**
Item 1	Vulnerabilidade × espécies raras ou ameaçadas	2
Item 2	Vulnerabilidade × espécies especializadas ou endêmicas	2
Item 3	Vulnerabilidade × espécies de valor econômico ou científico	2
	PESO TOTAL	**6**
PESO TOTAL VARIÁVEL LEGAL	**39**	**TCE**

estudos não corresponde a um diagnóstico completo sobre a mastofauna, onde a concordância dos estudos deveria estar entre os intervalos de concordância Alta e Muito Alta, quando somente 26% estiveram "Tabela 2".

Tabela 2: Classe de concordância do TCE.

INTERVALOS	Muito Baixa	Baixa	Média	Alta	Muito Alta	TOTAL
	0,0-0,2	**0,2-0,4**	**0,4-0,6**	**0,6-0,8**	**0,8-1**	
№	4	13	3	6	1	27
%	15%	48%	11%	22%	4%	100%

DISCUSSÃO

O número de EIAs avaliados aqui está condicionado à disponibilidade de acesso aos arquivos no site da SIAM, que foi reduzida. A amostragem inicial contava com 62 EIAs, dos municípios de Pains, Formiga, Arcos, Iguatama e Bambuí, dos quais 35 foram excluídos por não estarem disponíveis para acesso no site da SIAM. Dentre esses indisponíveis, 12 eram de processos indeferidos, o que impossibilita a comparação com processos deferidos.

A indisponibilidade de acesso de alguns processos revela que a plataforma precisa ser avaliada e atualizada

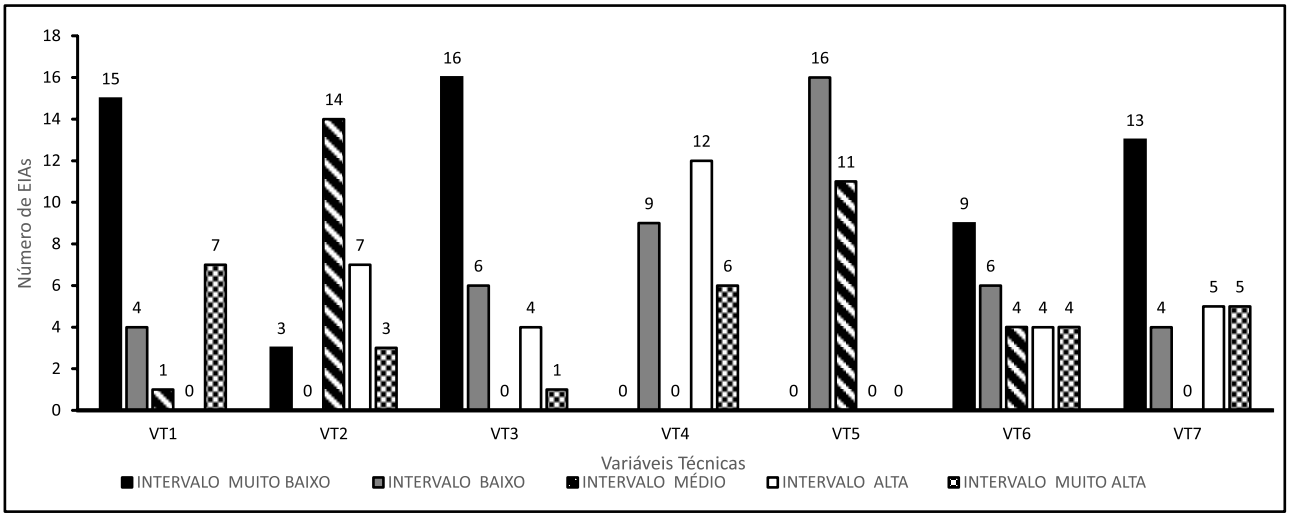


Figura 1: Valores dos intervalos de concordância relacionadas às variáveis técnicas avaliadas nos EIAs.

frequentemente para que evite atrasos na divulgação das informações ambientais.

A Variável Técnica Um (VT1), amplitude de duração do levantamento e da utilização ou não da sazonalidade nos estudos da mastofauna, revelou que 56% dos EIAs obtiveram concordância "Muito Baixa". Isso mostra que as campanhas de campo realizadas para o levantamento de mamíferos na área de influência dos empreendimentos são realizadas em média durante apenas sete dias e em somente uma estação do ano. Pela ausência de dados específicos sobre o tamanho das áreas estudadas na maioria dos EIAs levantados, foi impossível correlacionar o período do levantamento com a área amostrada.

Embora conste claramente a necessidade da utilização da sazonalidade na Resolução CONAMA (1986), esta não foi executada na maioria dos EIAs avaliados. De acordo com Machado (1996), nenhum Estudo de Impacto Ambiental pode ser criterioso e não superficial se for realizado num prazo inferior a 30 dias. De acordo com a FEAM (2005), os levantamentos devem contemplar sazonalidade, amostragens diurnas e noturnas e abordar um número expressivo de espécies, englobando as ameaçadas, endêmicas, raras e bioindicadoras. A maioria dos levantamentos carregam pressões de viabilidade econômica e de política que fazem com que os profissionais e encarregados da elaboração do diagnóstico do meio biótico realizem levantamentos em épocas inadequadas e em áreas não representativas, inviabilizando a confiabilidade dos estudos.

A Variável Técnica Dois (VT2), que trata dos tipos de levantamento de dados da mastofauna, mostrou intervalo de concordância "Média" em 52% dos EIAs amostrados. Ou seja, dentre os métodos qualitativos, os mais utilizados eram os levantamentos por meio de entrevistas, bibliografias, vestígios e buscas ativa. Foram raros os estudos que contemplaram a utilização de armadilhas fotográficas, mesmo esta sendo considerada muito efetiva para o levantamento de médio e grandes mamíferos (Srbek-Araujo, 2007), já que é um levantamento não invasivo, e que permite a detecção de espécies que dificilmente são observadas na natureza. As amostragens com armadilhas do tipo *Sherman, Tomahawk* e *pitfall* para captura quase não foram contempladas nos EIAs, corroborando a defasagem no levantamento de pequenos mamíferos e a falta de informações quantitativas.

A Variável Técnica Três (VT3), observação do censo noturno, esforço amostral e replicação da amostra apresentou, em 59% da amostra de EIAs, o intervalo de concordância "Muito Baixa".

Embora as amostragens noturnas sejam de extrema importância para o levantamento de mamíferos de médio e grande porte, (Chiarello & Melo, 2001), as amostragens noturnas foram cumpridas em apenas 40% dos EIAs amostrados. Além disso, o segundo item amostrado por esta variável, o esforço amostral, foi omitido ou não realizado como solicitado pelos órgãos ambientais na maior parte dos EIAs, sendo também raro e/ ou omisso a replicação da amostragem.

A Variável Técnica Quatro (VT4), grupos de mamíferos estudados na apresentação da fauna do Meio Biótico dos EIAs amostrados, busca entender qual é o perfil de análise da mastofauna nos EIAs. Ela mostrou que, em 44% da amostra, houve o enquadramento da variável no intervalo de concordância "Alta" e 22% no intervalo de concordância "Muito Alta". Apesar da concentração de estudos com concordância Alta e Muito Alta nessa variável, foi possível observar uma dominância da amostragem de mamíferos de médio e grande porte e uma quase ausência de informações de pequenos mamíferos terrestres e voadores.

A falha no levantamento de pequenos mamíferos terrestres e voadores na maioria dos EIAs pode estar relacionada com a ausência de profissionais especializados nestes grupos nas equipes responsáveis pela caracterização da fauna do Meio Biótico dos estudos analisados. Também pode estar relacionado às dificuldades metodológicas apresentadas nas variáveis técnicas um, dois e três e pela logística elaborada que os grupos exigem e gastos necessários para realização das amostragens.

A Variável Técnica Cinco (VT5), número de mamíferos identificados, apresentou o intervalo de concordância "Baixa" em 59% dos EIAs amostrados. O número baixo de espécies encontrados nos EIAs, em relação às espécies potenciais da região, pode estar relacionada

à degradação das áreas de minerações da região, em decorrência do alto número de empreendimentos minerários próximos, ou pode simplesmente refletir a inadequada amostragem da mastofauna na maioria dos EIAs, que assim tornam-se ineficientes para a tomada de decisões mais precisa.

A Variável Técnica Seis (VT6), conteúdo presente nas listas de espécies de mamíferos apresentadas, possui itens como identificações, habitat, categoria de ameaça, caracterização ecológica e dados quantitativos relacionados as espécies. Essa variável teve 33% dos EIAs amostrados enquadrados no intervalo de concordância "Muito Baixa" e 22% no intervalo de concordância "Baixa". As principais falhas verificadas foram ausência de caracterização do habitat, a caracterização ecológica e a não determinação de dados quantitativos das espécies de mamíferos levantadas. De forma geral, a maior parte dos estudos preocupa-se mais intensamente em apresentar a categoria de ameaça das espécies, o que pode refletir numa maior exigência do órgão ambiental fiscalizador.

A Variável Técnica Sete (VT7), análise dos dados do estudo embasada na vulnerabilidade das espécies, obteve 48% dos EIAs amostrados no intervalo de concordância "Muito Baixa". Esta variável apresenta itens de vulnerabilidade das espécies na área de influência relacionada com a raridade e ameaça, especialização e endemismo, e com o valor econômico e científico. No entanto, o baixo resultado mostra que os EIAs não dão atenção especial à vulnerabilidade das espécies.

De acordo com os resultados, 48% dos EIAs amostrados se enquadraram no intervalo de concordância "Baixa" com a técnica considerada como ideal no presente estudo. Este resultado foi semelhante ao obtido por Zanzini (2001d) avaliando EIAs de empreendimentos em Minas Gerais, e mostra que a maioria dos EIAs avaliados apontam severas falhas na qualidade técnica do diagnóstico da mastofauna neste tipo de licenciamento ambiental.

Apesar dos resultados científicos obtidos a partir dos EIAs auxiliarem planos para minimizar os distúrbios provocados pelos empreendimentos (Passamani & Cerboncini, 2013), os resultados mostram que a maioria dos EIAs nos empreendimentos minerários avaliados apresentam falhas relacionadas ao diagnóstico da mastofauna. Dentre elas podemos destacar a ausência de levantamentos de mamíferos em duas estações do ano, o que pode acarretar problemas no diagnóstico das espécies migradoras e crípticas, e a metodologia que não incorpora comumente a junção efetiva de métodos qualitativos diretos e indiretos. Além disso, muitos não apresentam métodos quantitativos, censo noturno, esforço amostral e replicação da amostra, o que contribui para uma baixa confiabilidade dos dados. Esses estudos também falham na análise e na prevenção de impactos, o que impede o acompanhamento e avaliação das propostas de mitigação dos empreendimentos. Isso pode colocar em risco a permanência das espécies nessas áreas com empreendimentos minerários. Dessa forma, sugere-se mais estudos sobre os processos de regularização ambiental em outras regiões de Minas Gerais para avaliar a necessidade de ajustes nas legislações vigentes. A criação e utilização de roteiros gerais, mais detalhados que os Termos de Referências, podem ser usados para a elaboração e verificação da qualidade dos EIAs (Guimarães, 2017) e também auxiliar na melhoria da qualidade destes estudos.

REFERÊNCIAS

Chiarello AG, Mello FR. 2001. Densidades e tamanhos populacionais de primatas em remanescentes de Mata Atlântica do Norte do Espírito Santo, Brasil. International Journal of Primatology 22: 379-396. http://doi.org/10.1023/A:1010751527749.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1986. Resolução CONAMA № 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Data da legislação: 23/01/1986. Publicação DOU, de 17/02/1986, págs. 2548-2549.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. 2005. Termo de Referência para Elaboração de Estudos de Impacto Ambiental para Atividades Minerárias em Áreas Cársticas no Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte.

Guimarães ALR. 2017. Criação de um roteiro geral para elaboração e verificação da qualidade do Estudo de impacto Ambiental EIA. Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil.

Machado PAL. 1996. Direito Ambiental Brasileiro. São Paulo, Malheiros Editores Ltda.

Menegasse L, Gonçalves J, Fantinel L. 2002. Disponibilidades hídricas na Província Cárstica de Arcos-Pains-Doresópolis, Alto São Francisco, Minas Gerais, Brasil. Águas Subterrâneas. 16. http://doi.org/10.14295/ras.v16i1.1297.

Passamani M, Cerboncini RAS. 2013. The effects of the creation of a hydroelectric dam on small mammals' communities in central Brazil. Neotropical Biology and Conservation 8: 9-16. http://doi.org/10.4013/nbc.2013.81.02.

Prefeitura de Arcos. 2019. Disponível em: https://www.arcos.mg.gov.br/noticia/arcos-pains-e-corrego-fundo-realizam-reuniao-sobre-consorcio-para-municipalizacao-de-licenciamentos-ambientais. Acesso em: 29 de abril de 2020.

Srbek-Araujo AC, Chiarello AG. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba, v. 24, n. 3, p. 647-656, 2007. http://doi.org/10.1590/S0101-81752007000300016.

Zampaulo RA. 2010. Diversidade de invertebrados cavernícolas na região cárstica de Arcos, Pains e Doresópolis (MG): subsídios para a determinação de áreas prioritárias para conservação. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Brasil.

Zanzini A. 2001. Avaliação Comparativa da abordagem do meio biótico em estudos de impacto ambiental no Estado de Minas Gerais. 2001. Tese de Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, Brasil.

Submetido em: 30/março/2020
Aceito em: 28/setembro/2020

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 74-82, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

ARTIGOS

Pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia e Rodentia): estudo de impacto ambiental em uma região de ecótono entre a Mata Atlântica e a Caatinga

Michel Barros Faria[1]*, Mariane da Cruz Kaizer[2]

[1] *Departamento de Ciências Biológicas, Instituto Federal do Espírito Santo Campus Alegre.*
[2] *Rede Eco-Diversa para Conservação da Biodiversidade.*
* *Autor para correspondência: michelfaria@yahoo.com.br*

Resumo: O estado de Minas Gerais abrange três biomas (Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga), que apesar da sua alta importância biológica, estão constantemente sob pressão de diversas atividades antrópicas. O estudo teve como objetivo diagnosticar as espécies de pequenos mamíferos não-voadores para a elaboração do Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) da duplicação da rodovia BR-116 no estado de Minas Gerais. O inventário foi realizado em quatro fragmentos florestais (três em áreas de transição entre Mata Atlântica e Caatinga, e um em área de Mata Atlântica), os quais foram estudados durante as estações chuvosa e seca no ano de 2015. Para a captura dos roedores e marsupiais foram utilizadas armadilhas tradicionais do tipo *pitfall, Sherman* e *Tomahawk.* Foram capturados 297 indivíduos, pertencentes a 18 espécies. Os roedores apresentaram maior riqueza e abundância. Entre eles, *Trinomys* sp. e *Guerlinguetus b. ingrami* foram as espécies de maior e menor abundância, respectivamente. Entre os marsupiais, *Marmosops incanus* foi mais abundante, enquanto *Didelphis aurita* foi a espécie menos abundante. Observou-se diferença de riqueza e composição entre as áreas estudadas, sendo a área de Mata Atlântica a mais dissimilar. Este resultado pode estar relacionado a distintos fatores (ou a somatória de vários), tais como diferenças de altitude, latitude e fitofisionomias entre as áreas, o histórico de fragmentação, e esforço amostral desigual. Também é evidenciado uma grande diversidade para o grupo nessas áreas e sugerem que sua conservação deva ser levada em consideração no processo de duplicação da rodovia.

Palavras-Chave: Comunidade de pequenos mamíferos; Ecótono Mata Atlântica-Caatinga; Licenciamento Ambiental; Marsupiais; Roedores.

Abstract: Non-volant small mammals (Didelphimorphia and Rodentia): environmental impact study in Atlantic Forest-Caatinga ecotone region, Brazil. The State of Minas Gerais covers areas of three biomes (Atlantic Forest, Cerrado, and Caatinga), which, despite their high biological importance, are constantly under pressure from a variety of anthropogenic activities. This study aimed to investigate the species of non-volant small mammals during an environmental study for the elaboration of the Environmental Impact Assessment and Report of Environmental Impact (EIA-RIMA) necessary for the expansion of the federal highway BR-116 in the state of Minas Gerais, Brazil. The inventory was carried out in four forest fragments (three Atlantic Forest-Caatinga ecotone areas and one Atlantic Forest site) during the rainy and dry seasons in 2015. Traditional methods of pitfall, *Sherman* and *Tomahawk* traps were used for capturing the rodents and marsupials. Were capture 297 small mammals, belonging to 18 species. Rodents showed greater species richness and abundance. Among them, *Trinomys* sp. and *Guerlinguetus b. ingrami* presented the greatest and lowest abundance, respectively. Among marsupials, *Marmosops incanus* was most abundant, while *Didelphis aurita* was the least abundant species. We found differences in species richness and composition between studied areas, of which the Atlantic Forest site was the most dissimilar. This finding may be related to distinct factors (or to their sum), such as differences in altitude, latitude and phytophysiognomies between areas, historic of fragmentation, and to unequal sampling effort. It is also evidenced on the highly biological potential of the areas and suggest that their conservation should be considered during the highway expansion.

Key-Words: Atlantic Forest-Caatinga Ecotone; Environmental assessment; Marsupial; Rodent; Small mammal assemblage.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica abriga uma das biotas mais ricas e únicas do planeta, inclusive em termos da mastofauna, característica que, aliada ao seu grau de ameaça, a coloca entre as cinco áreas prioritárias para conservação no mundo (Myers *et al.,* 2000). Junto com outros quatro *hotspots* de biodiversidade do planeta, a Mata Atlântica compreende 20% do total mundial de espécies de plantas e 16% do total de vertebrados, em meros 0,4% da superfície terrestre global (Myers *et al.,* 2000). Mesmo com sua área de extensão altamente reduzida e fragmentada (Ribeiro *et al.,* 2009), a Mata Atlântica ainda abriga uma alta diversidade de espécies e alto grau de endemismo, especialmente para marsupiais (Astúa, 2015; Faria *et al.,* 2019) e roedores (Bonvicino *et al.,* 2008; Patton *et al.,* 2015).

A Caatinga é o único bioma exclusivamente brasileiro, ou seja, que não é encontrado em nenhuma outra região do mundo (Brasil, 2005). O domínio da Caatinga sofre forte irregularidade climática, como valores extremos de insolação e médias termais, estando classificado segundo a classificação de Kopeen como predominantemente do tipo semiárido quente. Atualmente, sabe-se que a Caatinga é a região semiárida mais rica em fauna e flora do mundo e com elevado grau de endemismo (WWF-Brasil, 2014).

Os biomas da Mata Atlântica e Caatinga ocorrem em transição no norte do estado de Minas Gerais e sul do estado da Bahia e, apesar da grande importância destas áreas de ecótono para as comunidades de pequenos mamíferos não-voadores, estudos nessas áreas são escassos, possivelmente porque poucas dessas áreas estão em unidades de conservação protegidas por lei (Sabbag & Zina, 2011). O pouco conhecimento sobre as espécies existentes em áreas de transição entre a Mata Atlântica e a Caatinga, aliado ao crescente avanço das pressões antrópicas, torna prioritário estudos para que a sua fauna seja conhecida e, consequentemente, para a conservação das suas espécies (Kark & Rensburg, 2006).

Além de ser um grupo muito diverso, os pequenos mamíferos exercem influência na dinâmica das florestas neotropicais e são bons indicadores tanto de alterações locais do habitat, como de alterações da paisagem (Lessa *et al.,* 1999; Paglia *et al.,* 1995). A influência deste grupo na dinâmica florestal ocorre através da predação de sementes e plântulas, e da dispersão de sementes e fungos micorrízicos (Mangan & Adler, 2000), ao passo que o uso de espécies como bioindicadoras está relacionado à especificidade das mesmas no uso de micro-habitats (Vieira & Monteiro-Filho, 2003). São representados tanto por espécies com ampla distribuição quanto aquelas com distribuição restrita, podendo ter hábitos terrestres, semi-aquáticos e arborícolas (Bonvicino *et al.,* 2008; Faria *et al.,* 2019; Gardner & Creigton, 2008; Wilson & Reeder, 2005).

Neste contexto, pequenos roedores e marsupiais que ocorrem em ambientes sob forte influência de atividades antrópicas, como rodovias, ferrovias, mineração, entre outros, podem sofrer impactos diretos para a manutenção de populações viáveis e dos processos ecológicos nas comunidades locais (Cuarón, 2000; Fuentes-Montemayor *et al.,* 2009). O conhecimento das comunidades de pequenos mamíferos vivendo nestes habitats é o primeiro passo para a elaboração de medidas de mitigação de impactos e preservação da biodiversidade em processos de licenciamento ambiental. No Brasil, o licenciamento ambiental é um instrumento de prevenção e fiscalização, instituído pela Política Nacional do Meio Ambiente, Lei Federal № 6.938/1981 (Brasil, 1981), que consiste em um procedimento administrativo pelo qual o órgão competente licencia a localização, ampliação e operação de empreendimentos ou atividades que possam causar poluição ou degradação ambiental.

Buscando atender à Política Nacional do Meio Ambiente, este estudo teve como objetivo investigar a comunidade de pequenos mamíferos presente em diferentes remanescentes florestais de Mata Atlântica e de transição com a Caatinga, como parte da elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) para a duplicação de um trecho da rodovia federal BR-116 no estado de Minas Gerais, Brasil. A BR-116 é uma das principais rodovias brasileiras e a maior rodovia pavimentada do país, tendo uma extensão total de aproximadamente 4.385 km. A rodovia BR-116 passa por dez estados brasileiros, tendo início no município de Fortaleza, estado do Ceará, e término no município de Jaguarão, estado do Rio Grande do Sul, fronteira com o Uruguai. O melhor conhecimento sobre a fauna existente de pequenos mamíferos não voadores nas áreas sob influência direta da rodovia, contribuirá para um melhor entendimento sobre as espécies existentes em áreas de transição Mata Atlântica-Caatinga, como também para melhor direcionar as futuras medidas mitigadoras do impacto deste empreendimento.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado para atender à uma condicionante do processo de licenciamento ambiental da duplicação da rodovia federal BR-116 nos estados da Bahia e Minas Gerais. Dessa forma, foi realizado um estudo ambiental baseado na Instrução Normativa № 13, de 19 de julho de 2013 (IBAMA, 2013). Duas campanhas de levantamento de dados foram realizadas no ano de 2015, sendo a primeira nos meses de março e abril (período chuvoso) e a segunda nos meses de julho e agosto (período de seca).

Foram amostradas quatro áreas sob influência da BR-116 no estado de Minas Gerais, denominadas de: Gissaras, no município de Pedra Azul (15°46’51”S, 41°12’43”W, *datum* WGS-84; 875 m), Cariri no município de Águas Vermelhas (15°50’47”S, 41°28’11”W, *datum* WGS-84; 890 m), Pedra Azul no município de Pedra Azul (15°46’01”S, 41°11’40”W, *datum* WGS-84; 830 m) e Itambacuri no município de Itambacuri (17°59’57”S, 41°36’11”W, *datum* WGS-84; 597 m) (Figura 1). Todas as áreas são isoladas, sendo a distância máxima e mínima entre si, respectivamente, 249 km e 4,96 km, e a média de distância entre todas as áreas de 132,16 km. As áreas

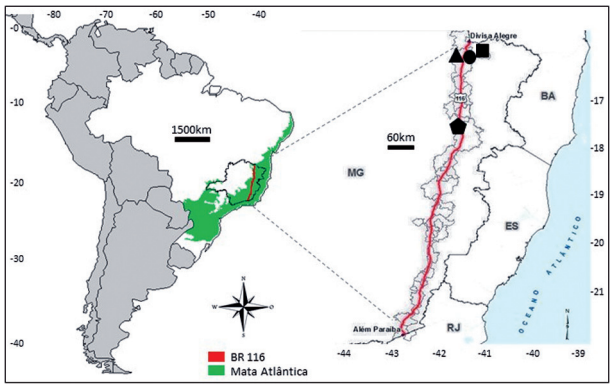


Figura 1: Representação da BR-116 no Estado de Minas Gerais, entre os municípios de Além Paraíba e Divisa Alegre. Localidades: Cariri (triangulo); Gissaras (círculo); Pedra Azul (quadrado); Itambacuri (pentágono). Mapa adaptado da fonte dos Serviços técnicos de engenharia S.A. (STE).

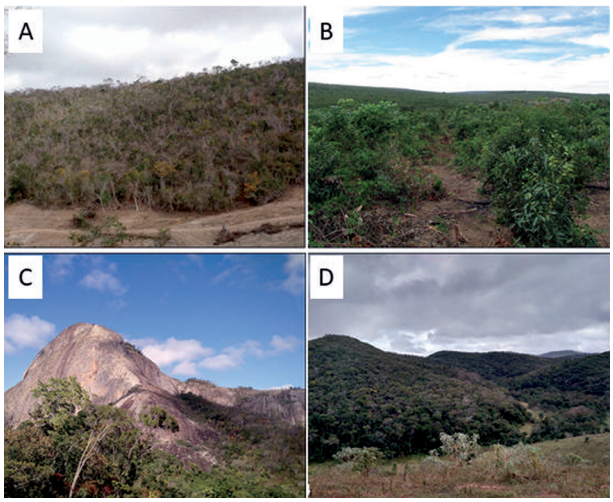


Figura 2: Áreas amostradas no estudo de levantamento de fauna de pequenos mamíferos não voadores sob influência da BR-116 no Estado de Minas Gerais, Brasil. (A) Gissaras; (B) Cariri; (C) Pedra Azul; (D) Itambacuri. Fotos: Francisco Homem.

localizadas na mesorregião Norte (Cariri) e Jequitinhonha (Gissaras e Pedra Azul) apresentam tipologia vegetal heterogênea de transição entre Mata Atlântica e Caatinga, enquanto a área de Itambacuri, localizada na mesorregião do Vale do Rio Doce, caracteriza-se predominantemente por Mata Atlântica (IBGE, 2020) (Figura 2). Em todas as quatro áreas estão presentes vegetações em estado secundário de regeneração e moderadamente afetadas pela ação antrópica. Portanto, são áreas de extrema importância para a geração de conhecimento científico, além de fazerem parte de dois biomas grandemente ameaçados e de alto potencial para abrigar espécies ameaçadas e endêmicas (Brasil, 2005; Chiarello *et al.,* 2006; WWF-Brasil, 2014).

O estudo obedeceu a metodologia usual para o grupo dos pequenos mamíferos não-voadores, com o uso de armadilhas de contenção viva (*live-traps*), dos tipos *Sherman* e *Tomahawk,* e armadilhas-de-interceptação-e-queda (*pitfalls*). As armadilhas de contenção viva foram dispostas em transectos abertos no interior da vegetação dentro de cada área estudada. Foram dispostas duas linhas de armadilhas, distantes 30 m entre si. Cada linha foi composta por oito pares de armadilhas *Tomahawk* e *Sherman,* dispostas alternadamente no chão e sub-bosque (1,5 a 2,0 m de altura), com espaçamento longitudinal de 20 m entre cada um dos pares de armadilhas. Foi utilizada como isca uma mistura de banana madura, pasta de amendoim e sardinha.

As armadilhas-de-interceptação-e-queda (*pitfalls*) foram instaladas em parcelas, dispostas paralelamente a uma distância padrão de 20 m à linha central dessa parcela. Cada parcela contou com cinco estações amostrais no formato de "Y", distantes 30 m entre si. Cada estação amostral "Y" foi composta por quatro baldes de 60 litros cada, distantes 10 m uns dos outros, totalizando 20 baldes em cada parcela. Os baldes foram interligados por uma cerca-guia de lona plástica com 50 cm de altura, que foi enterrada à aproximadamente 5 cm de profundidade no solo e mantida em posição vertical por estacas de madeira às quais a lona foi grampeada. Os baldes foram furados para evitar o acúmulo de água e morte dos espécimes capturados. Também foi adicionado a cada balde um anteparo de isopor para abrigo e flutuação dos animais. Ressalta-se que a estação permaneceu apta à captura exclusivamente durante o período de atividades de campo. A amostragem com ambos os métodos se deu durante sete noites consecutivas, onde as armadilhas foram verificadas duas vezes ao dia, no meio da manhã e no meio da tarde.

Os animais capturados tiveram sua biometria aferida: peso, sexo, idade, e comprimento do corpo, da cauda, da orelha e do pé. As espécies foram identificadas, fotografadas, marcadas com brincos numerados e soltas no mesmo local de captura. Animais eventualmente encontrados mortos ou que não foram possíveis de serem identificados em campo, foram coletados, preparados e, posteriormente, depositados no Museu de Zoologia da Zona da Mata de Minas Gerais (MZZM), conforme licença de autorização do IBAMA № 532/2014 (processo № 02001.007991/2012-19) (Tabela 1).

Muitas espécies crípticas são de difícil identificação taxonômica e, dessa forma, a identificação dos espécimes capturados se deu em duas etapas: (i) primeiramente em campo, com base na morfologia externa (Bonvicino *et al.,* 2008; Voss & Jansa, 2009). Neste caso os indivíduos identificados foram soltos; (ii) identificação com base em caracteres qualitativos cranianos e/ou citogenéticos (Di-Nizo *et al.,* 2017; Faria *et al.,* 2019; Pereira & Geise, 2007). Essa etapa foi realizada em laboratório, posterior às coletas de campo.

O esforço amostral foi calculado considerando o número total de armadilhas de todas as áreas, multiplicado pelo número de noites em que elas permaneceram ativas. O sucesso de captura foi calculado pelo: (número total de capturas/esforço amostral) × 100. A curva de acumulação de espécies e estimativas de diversidade foram obtidas através do programa EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013). A curva de acumulação de espécies foi calculada com base nas capturas obtidas, considerado o acúmulo de espécies novas encontradas a cada noite de amostragem. A riqueza de espécies esperada foi obtida utilizando o estimador de riqueza *Jackknife I* (Jackknife 1ª ordem) (Heltshe & Forrester, 1983). Uma análise de

Tabela 1: Espécies capturadas durante o estudo de levantamento da fauna de pequenos mamíferos não voadores sob influência da BR-116 no Estado de Minas Gerais, Brasil, e tombadas no Museu de Zoologia da Zona da Mata Mineira. MZZM = Museu de Zoologia da Zona da Mata Mineira; MBF = Michel Barros Faria.

Taxa	Local	Nº de Campo	Nº de Tombo
Ordem Didelphimorphia			
Família Didelphidae			
Didelphis albiventris Lund, 1840	Gissaras	MBF 428	MZZM 478
Monodelphis americana (Müller, 1776)	Gissaras, Cariri	MBF 431, 512, 513	MZZM 440, 289, 290
Monodelphis domestica (Wagner, 1842)	Gissaras	MBF514	MZZM291
Ordem Rodentia			
Família Cricetidae			
Akodon cursor (Winge, 1887)	Cariri	MBF510	MZZM287
Delomys sublineatus (Thomas, 1903)	Gissaras, Itambacuri	MBF 432, 517	MZZM 442, 294
Oligoryzomys nigripes (Olfers, 1818)	Cariri	MBF427	MZZM 439
Wiedomys pyrrhorhinos (Wied-Neuwied, 1821)	Cariri, Pedra Azul	MBF 506. 507, 508, 511	MZZM 283, 284, 285, 288

similaridade foi realizada com base no coeficiente de *Jaccard* utilizando o programa BioDiversity Pro (McAleece *et al.,* 1997) a fim de verificar a similaridade na riqueza de espécies entre as áreas amostradas.

RESULTADOS

Considerando as quatro áreas estudadas e os três tipos de armadilhas empregados, o esforço total da primeira campanha foi de 6.804 armadilhas/noite e o da segunda campanha 5.446 armadilhas/noite, totalizando 12.250 armadilhas/noite. Foram obtidos 450 registros, que totalizou uma riqueza de 18 espécies (Tabela 2; Figuras 3 e 4). A riqueza estimada com o índice de *Jackknife I* foi de 21 espécies (DP = 3) (Figura 5). Foram obtidas 153 recapturas, referentes à 297 indivíduos. As espécies com seus respectivos valores de abundância foram: *Akodon cursor* (26), *Calomys tener* (3), *Cerradomys* sp. (3), *Delomys sublineatus* (21), *Didelphis albiventris* (13), *Didelphis aurita* (3), *Guerlinguetus brasiliensis ingrami* (1), *Gracilinanus* sp. (26), *Marmosops incanus* (47), *Marmosa demerarae* (14), *Monodelphis americana* (4), *Monodelphis domestica* (10), *Necromys lasiurus* (18),

Tabela 2: Espécies de roedores e marsupiais capturadas e número de registros (incluindo recapturas) em cada área de amostragem durante o estudo de licenciamento ambiental da BR-116, estado de Minas Gerais, Brasil. Pt = *pitfall;* Tm = *Tomahawk* e Sh = *Sherman.* Pedra Azul = PDA; Cariri = CRR; Gissaras = GSR; e Itambacuri = ITB.

Taxa	Área amostrada				Tipo de armadilha	Número total de registros
	CRR	GSR	ITB	PDA		
Ordem Didelphimorphia						
Família Didelphidae						
Didelphis albiventris Lund, 1840	20	3		1	Tm, Sh, Pt	24
Didelphis aurita Wied Neuwied, 1826	3				Tm	3
Gracilinanus sp.	1	31	3	7	Tm, Sh, Pt	42
Marmosa demerarae Thomas, 1905		12	2	9	Tm, Sh, Pt	23
Marmosops incanus (Lund, 1841)	8	21	3	31	Tm, Sh, Pt	63
Monodelphis americana (Müller, 1776)	1	3			Pt	4
Monodelphis domestica (Wagner, 1842)	1	4	2	3	Pt, Sh	10
Ordem Rodentia						
Família Cricetidae						
Akodon cursor (Winge, 1887)	16	14	6	2	Pt, Tm, Sh	38
Calomys tener (Winge, 1887)	3		1	3	Tm, Pt	7
Cerradomys sp.	1	3	1		Tm, Sh, Pt	5
Delomys sublineatus (Thomas, 1903)	6	14	9		Pt, Tm, Sh	30
Necromys lasiurus (Lund, 1841)	5		3	15	Tm, Sh, Pt	23
Oligoryzomys sp.	1			3	Pt, Tm, Sh	4
Rhipidomys mastacalis (Lund, 1841)	8	1		15	Tm, Sh, Pt	24
Wiedomys pyrrhorhinos (Wied-Neuwied, 1821)	10	10		4	Tm, Sh, Pt	24
Família Muridae						
Rattus rattus (Linnaeus, 1758)	2				Tm	2
Família Echimydae						
Trinomys sp.	29	38		56	Tm, Sh, Pt	123
Família Sciuridae						
Guerlinguetus brasiliensis ingrami (Gmelin, 1788)				1	Tm	1
TOTAL						**450**

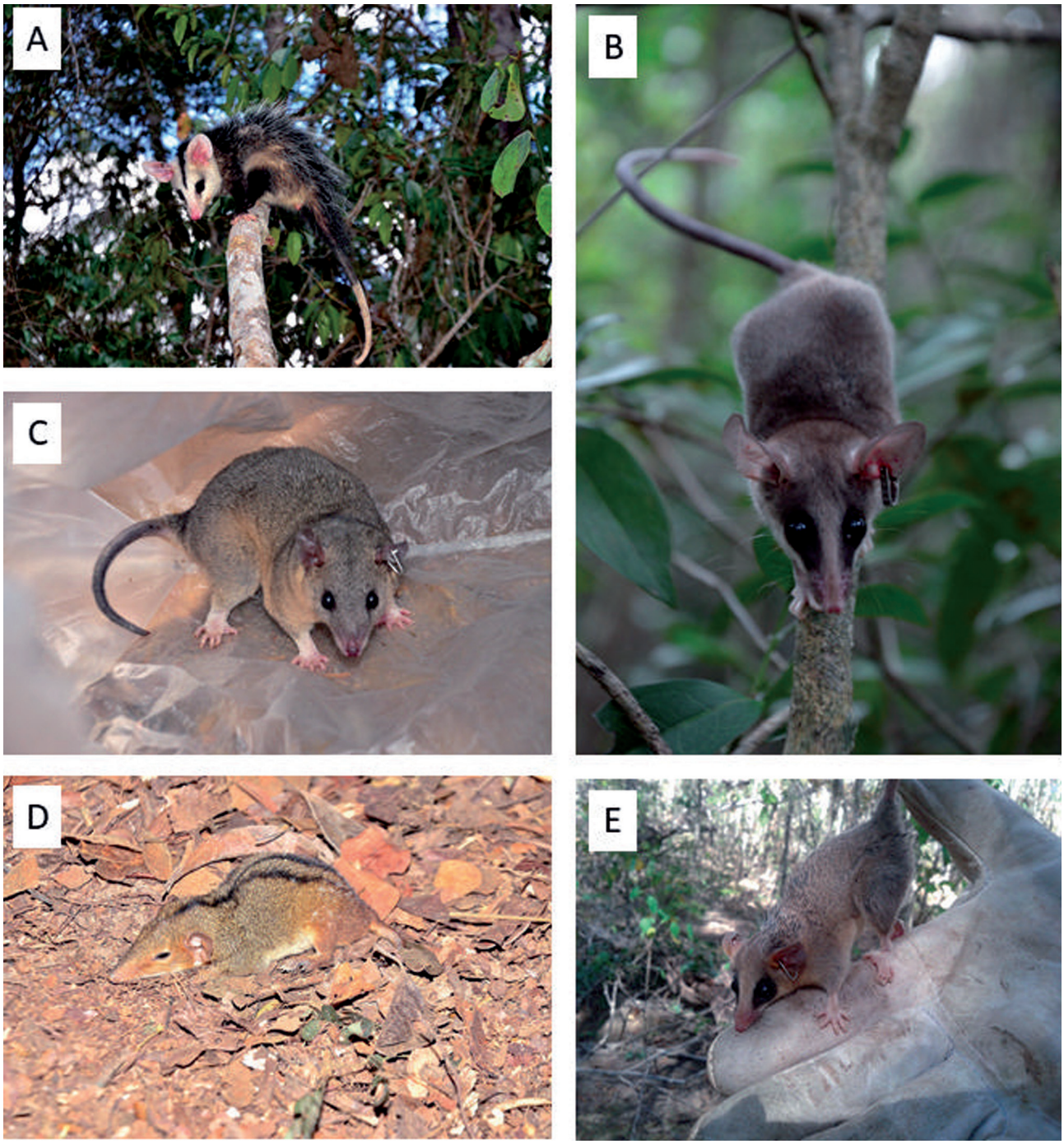


Figura 3: Marsupiais registrados no estudo de licenciamento ambiental da BR-116, Estado de Minas Gerais, Brasil. (A) *Didelphis albiventris;* (B) *Marmosops incanus;* (C) *Monodelphis domestica;* (D) *Monodelphis americana;* (E) *Marmosa* (*Micoureus*) *demerarae.* Fotos: Luiz Fernando Souza Júnior.

Oligoryzomys sp. (4), *Rattus rattus* (2), *Rhipidomys mastacalis* (18), *Trinomys* sp. (66) e *Wiedomys pyrrhorhinos* (18). Foram feitas análises citogenéticas (montagem de cariótipos) para identificação à nível de espécie para os seguintes roedores: *A. cursor* (2n = 14 e FN = 19), *D. sublineatus* (2n = 72 e FN = 90) e *Oligoryzomys nigripes* (2n = 62 e FN = 82) (Tabela 1).

Os roedores apresentaram maior riqueza e abundância (11 e 180, respectivamente) em relação aos marsupiais (7 e 117, respectivamente). As espécies mais abundantes foram o roedor *Trinomys* sp. e o marsupial *M. incanus* com 66 e 47 registros, respectivamente. *Guerlinguetus b. ingrami* foi menos abundante, e apresentou apenas um registro no estudo.

Com base no índice de *Jaccard,* fica evidente o compartilhamento das comunidades de pequenos mamíferos entre as áreas amostradas, porém os valores de similaridade foram distintos entre elas. As áreas Gissaras e Pedra Azul apresentaram a maior semelhança faunística (54,27%), enquanto a área de Itambacuri apresentou a maior dissimilaridade entre as áreas amostradas (Figura 6). As espécies *A. cursor, Gracilinanus* sp., *M. incanus* e *M. domestica* foram registradas em todas as áreas (Tabela 2). De forma contrária, as espécies *D. aurita, R. rattus* e *G. b. ingrami,* foram registradas em somente uma área (Tabela 2).

Considerando o esforço total do estudo e o número de registros obtidos, o sucesso de captura foi de 3,67%. As armadilhas do tipo *Tomahawk* foram responsáveis

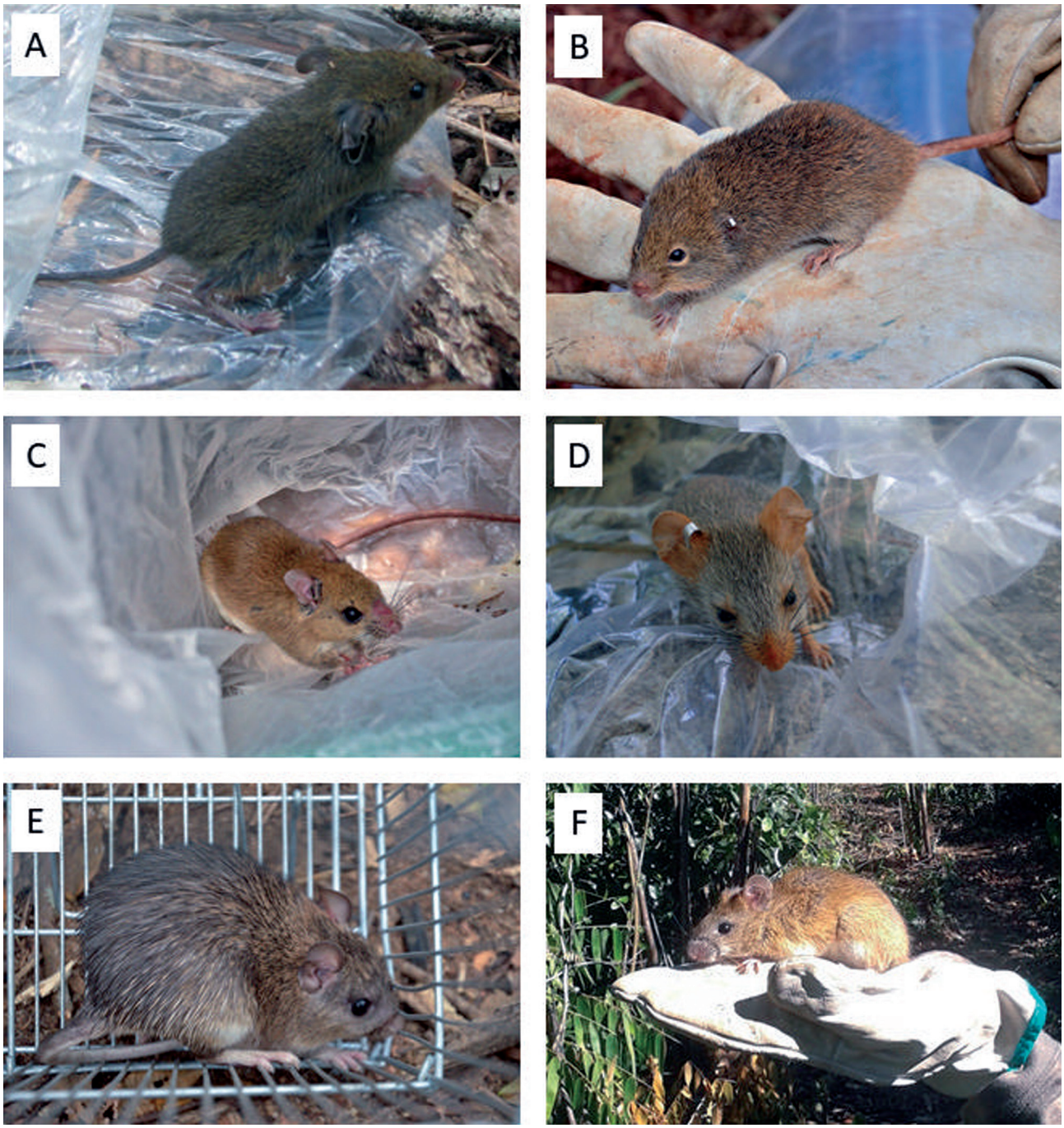


Figura 4: Roedores registrados no estudo de licenciamento ambiental da BR-116, Estado de Minas Gerais, Brasil. (A) *Akodon cursor;* (B) *Necromys lasiurus;* (C) *Rhipidomys mastacalis;* (D) *Wiedomys pyrrhorhinos;* (E) *Trinomys* sp.; (F) *Cerradomys* sp. Fotos: B, C, E, F (Luiz Fernando) e A, D (Michel Faria).

por 41% das capturas, seguidas das armadilhas *Sherman* e *pitfall* com, respectivamente, 39% e 20% dos registros. Quanto à riqueza de espécies, as armadilhas *Tomahawk, pitfall* e *Sherman* foram responsáveis, respectivamente, por 88,8%, 83,3% e 72,2% da riqueza total obtida (Tabela 2). A espécie *M. americana* foi registrada somente nas armadilhas do tipo *pitfall,* e *D. aurita, R. rattus* e *G. b. ingrami* somente no tipo *Tomahawk.*

Houve diferença de riqueza de espécies entre as áreas estudadas, sendo a área de CRR mais rica (n = 17), seguida da área PDA (n = 13), GSR (n = 12) e ITB a área com menor riqueza no estudo (n = 9). Estes resultados indicam que a distribuição das espécies de pequenos mamíferos não voadores nas áreas estudadas não é homogênea.

DISCUSSÃO

A lista de espécies aqui compilada preenche uma lacuna sobre informação de ocorrência de mamíferos no nordeste do estado de Minas Gerais (Drummond *et al.,* 2005; Geise *et al.,* 2017; Lessa *et al.,* 2008), com importantes dados sobre ocorrência e abundância. Tais informações são importantes parâmetros para a determinação do *status* de conservação de um táxon, bem como para o direcionamento de estratégias de mitigação de impactos ambientais de grandes empreendimentos. De acordo com a riqueza estimada obtido por meio do índice de *Jackknife I,* o esforço aplicado não foi suficiente para amostrar o número de espécies existentes na região

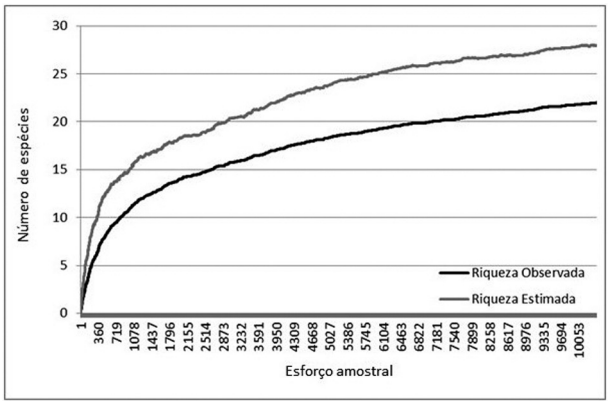


Figura 5: Curva de acumulação de espécies observada (em preto) e estimada (em cinza) em função do esforço amostral (armadilhas/noite), considerando todas as áreas do estudo de levantamento de pequenos mamíferos não-voadores sob influência da BR-116 no estado de Minas Gerais, Brasil.

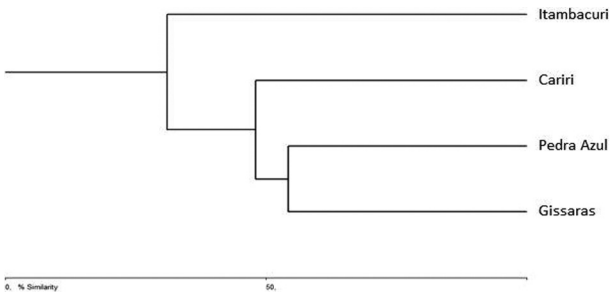


Figura 6: Dendrograma de similaridade da comunidade de pequenos mamíferos não-voadores entre as quatro áreas amostradas no estudo de levantamento de fauna sob influência da BR-116 no Estado de Minas Gerais, Brasil.

estudada, evidenciando um crescimento no número de espécies e, dessa forma, o esforço amostral empregado precisa ser aumentado para uma melhor representação das comunidades.

O sucesso de captura obtido neste estudo, ao ser comparado com outros trabalhos também realizados em florestas, foi considerado médio (Faria *et al.,* 2018; Freitas & Fernandez, 1998; Vieira *et al.,* 2014). Estudos na Mata Atlântica, mesmo em áreas semelhantes, apresentam valores de sucesso diferentes entre si (Balieiro *et al.,* 2015; Pinto *et al.,* 2009; Quintela *et al.,* 2012). Diferentes fatores podem influenciar a eficiência nas capturas, tais como o tipo de armadilha, tipo de habitats, sazonalidade e estação chuvosa (Vieira *et al.,* 2014). Dessa forma, o sucesso de captura não é homogêneo dentro do habitat (Alho, 2005), e estudos de impactos ambientais devem levar em conta a importância destas variáveis para uma melhor amostragem das áreas.

Os diferentes tipos de armadilhas utilizados foram importantes para os resultados obtidos, tanto no número de registros, quanto na riqueza de espécies. O uso complementar de armadilhas de queda, principalmente, permite o registro de espécies dificilmente capturada por outro método. Dessa forma, o método de captura pode influenciar a amostragem de comunidades de pequenos mamíferos (Vieira *et al.,* 2014). Por se tratar de um estudo realizado para a avaliação de impacto ambiental de um empreendimento, este estudo demonstra a importância de se adotar métodos complementares na amostragem de pequenos mamíferos não-voadores. Ainda, reforça que outros estudos de avaliação de impacto que não utilizam métodos complementares de amostragem podem estar realizando uma sub-amostragem da diversidade local.

Alguns estudos têm demonstrado diferenças na abundância e na composição da comunidade de pequenos mamíferos sob influência de estradas (Fuentes-Montemayor *et al.,* 2009), e alertam para a maior abundância de espécies generalistas e baixa abundância de espécies especialistas (Goosem, 2000; Rosa *et al.,* 2018). Neste estudo, a maioria das espécies registradas possui ampla ocorrência em áreas de transições e na Mata Atlântica e Caatinga, sendo consideradas generalistas de habitat e de recursos (Faria *et al.,* 2019; Patton *et al.,* 2015).

Nenhuma espécie aqui registrada consta em listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção (COPAM, 2010; IUCN, 2020; MMA, 2014). Merece destaque o registro de *W. pyrrhorhinos,* um roedor da família Cricetidae endêmica da Caatinga, que em Minas Gerais ocorre somente na região norte do estado (Bocchiglieri *et al.,* 2012; Oliveira *et al.,* 2003; Patton *et al.,* 2015). Também merece destaque *D. sublineatus* pelo registro da espécie em área de transição entre Mata Atlântica e Caatinga, pois a espécie é conhecida no estado de Minas Gerais somente em áreas de Mata Atlântica (Bonvicino *et al.,* 2008; Patton *et al.,* 2015).

O número maior dos registros de *Trinomys* sp. e *M. incanus* era esperado por serem espécies com plasticidade fenotípica entre diferentes ambientes e com ampla área de distribuição no domínio morfoclimático da Mata Atlântica (Bonvicino *et al.,* 2008; Faria *et al.,* 2019; Lessa *et al.,* 1999; Patton *et al.,* 2015; Rossi *et al.,* 2010). O baixo número de registro de *Didelphis aurita, Calomys tener* e *Cerradomys* sp. é contraditório à maioria dos estudos de levantamento da fauna de roedores e marsupiais realizados na Mata Atlântica e na Caatinga (Carmignotto *et al.,* 2012; Faria *et al.,* 2018; Moura *et al.,* 2008; Oliveira *et al.,* 2003; Pardini, 2006; Passamani *et al.,* 2005; Pereira *et al.,* 2001).

Também merece destaque o registro de *R. rattus* por se tratar de uma espécie exótica e ocupar preferencialmente ambientes antrópicos e/ou antropizados. A dispersão de espécies exóticas é um dos efeitos do crescente aumento da malha de estradas e volume do tráfego (Trombulak & Frissell, 2000). *Rattus rattus* além de ser um indicador de antropização de áreas florestais também pode transmitir doenças, atuando como hospedeiro de *Trypanosoma cruzi* (Forattini *et al.,* 1983), e transmissor de zoonoses como a leptospirose (Vasconcellos, 1993). A espécie em questão é de grande importância na manutenção dos ciclos de zoonoses, por servir de elo entre os ambientes domésticos e silvestres (Kruse *et al.,* 2004). Além do alto potencial para reservatórios silvestres de zoonoses, *R. rattus* é de fácil adaptação em diferentes ambientes, e se reproduz em ciclos curtos ao longo do ano, que consequentemente pode se tornar amplamente distribuído e abundante diante de alterações ambientais (Feng & Himsworth, 2014).

Com relação à similaridade da comunidade de pequenos mamíferos entre as áreas amostradas, a maior dissimilaridade encontrada na área de Itambacuri reflete diretamente na especificidade da área em comparação as demais. Geograficamente esta área está mais distante ao sul e fora da zona de transição Mata Atlântica e Caatinga, e encontra-se à uma altitude mais baixa que a das demais áreas. Variações latitudinais e altitudinais refletem diretamente na composição vegetacional da Mata Atlântica (Moreira *et al.,* 2009) e, consequentemente, na composição das espécies (Faria *et al.,* 2018). Oliveira-Filho & Fontes (2000), estudaram comunidades de plantas e encontraram relação da composição vegetal com a estacionalidade pluviométrica e variação de temperatura. A influência dos fatores ambientais (tais como, temperatura, umidade e luminosidade), sobre populações, e consequentemente como os parâmetros ecológicos podem variar, é estudado há décadas por diferentes autores (Caglioni *et al.,* 2018; Frahm & Gradstein, 1991; Körner, 2007; Körner *et al.,* 1989).

Desta forma, é de grande importância estudos de impactos ambientais nos mais diferentes fragmentos de Mata Atlântica, pois é a somatória dessas áreas que resultam na elevada diversidade de habitats e micro-habitats do bioma, permitindo a existência de alta biodiversidade e de um elevado número de espécies endêmicas e raras. Ainda, a amostragem de diferentes áreas resulta em uma melhor avaliação dos impactos ambientais causados ao longo de infraestruturas lineares, tais como a BR-116 e, consequentemente, melhor direcionamento para as tomadas de decisão de medidas mitigadoras de impactos.

A escassez de publicações sobre a composição e abundância das espécies de pequenos mamíferos não voadores em áreas de transição entre a Mata Atlântica e a Caatinga na região de estudo, dificulta em tratar estratégias ambientais. Assim, este estudo constitui uma ferramenta importante para o conhecimento científico da fauna em regiões de ecótono de Minas Gerais e que sofre influência de uma das rodovias mais importantes do país. A diversidade aqui apresentada reforça a importância de estudar fragmentos de florestas da Mata Atlântica isolados e sob influência antrópica, e evidencia que, apesar da intensa devastação da Mata Atlântica no nordeste de Minas Gerais (Brooks *et al.,* 2002; Tabarelli *et al.,* 2005), ainda existem fragmentos com grande importância biológica.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Serviços Técnicos de Engenharia S.A. (STE), pelos dados fornecidos. Também aos colaboradores do estudo, Sara Machado, Aryanne Clyvia, Luiz Fernando, Francisco Homem e Ariel Nascimento.

REFERÊNCIAS

Alho CJR. 2005. Intergradation of habitats of non-volant small mammals in the patchy Cerrado landscape. Arquivos do Museu Nacional 63(1): 41-48.

Astúa D. 2015. Didelphimorphia: Family Didelphidae (Opossums). Pp. 70-186, In: Wilson DE, Mittermeier RA (Eds.), Handbook of the mammals of the World, vol. 5, monotremes and marsupials. Barcelona.

Balieiro P, Behs D, Graipel ME, Dornelles SS, Tiepolo LM, Cremer MJ. 2015. Riqueza de pequenos mamíferos não voadores em florestas de restinga do sul do Brasil. Mastozoologia Neotropical 22(2): 367-373.

Bonvicino CR, Oliveira JA, D'Andrea PSC. 2008. Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseados em caracteres externos. Centro Pan-Americano de Febre Aftosa, Rio de Janeiro.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2005. Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga: suporte e estratégias regionais de conservação. Brasília, DF. 446p.

Brasil. 1981. Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Lei № 6.938, de 31 de agosto de 1981. Brasília, DF.

Bocchiglieri A, Campos JB, Reis ML. 2012. Ocorrência e uso de abrigo por *Wiedomys pyrrhorhinos* (Rodentia: Cricetidae) em áreas de caatinga de Sergipe, Brasil. Scientia Plena 8(11): 1-8.

Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield O, Magin G, Hilton-Taylor C. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. Conservation Biology 16(4): 909-923.

Caglioni E, Uhlmann A, Curcio GR, Ramos MR, Bonnet A, Junckes AR. 2018. Altitude e solos determinam variações abruptas da vegetação em gradiente altitudinal de Mata Atlântica. Rodriguésia 69(4): 2055-2068.

Carmignotto AP, De Vivo M, Langgunth A. 2012. Mammals of the Cerrado and Caatinga – Distribution Patterns of the Tropical Open Biomes of Central South America. Pp. 307-350, In: Patterson BD, Costa LP (Eds.), Bones, clones, and biomes – The history and geography of recent neotropical mammals. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Chiarello AG, Melo FR, Oliveira PA. 2006. Mamíferos das Áreas Prioritárias dos Rios Jequitinhonha e Mucuri. Pp. 194-228, In: Pinto LPS, Cadeval LB (Eds.), Biodiversidade e Conservação nos vales dos Rios Jequitinhonha e Mucuri. Ministério do Meio Ambiente e Conservação Internacional, Brasília, DF.

COPAM – Conselho Nacional de Política Ambiental. 2010. Deliberação Normativa Copam № 147, de 30 de abril de 2010: Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Colwell RK. 2013. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. Available at: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates. Access in: 14/04/2019.

Cuarón AD. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. Conservation Biology 14: 1574-1579.

Di-Nizo CB, Banci KRS, Kuwabara-Sato Y, Silva MJJ. 2017. Advances in cytogenetics of Brazilian rodents: cytotaxonomy, chromosome Evolution and new karyotypic data. Comparative Ccytogenetics 11(a): 833-892.

Drummond GM, Martins CS, Machado ABM, Sebaio FA, Antonini Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação. 2. ed. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Faria MB, Ferraz DS, Ribeiro MCS, Kaizer MC, Melo FR. 2018. Pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia, Rodentia) em fragmentos da Mata Atlântica de Minas Gerais. Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia 82: 89-96.

Faria MB, Lanes RO, Bonvicino CR. 2019. Guia dos marsupiais do Brasil. Sociedade Brasileira de Matozoologia. 1ª edição. Amélie Editora, São Caetano do Sul.

Feng AYT, Himsworth CG. 2014. The secret life of the city rat: a review of the ecology of urban Norway and black rats (*Rattus norvegicus* and *Rattus rattus*). Urban Ecosyst 17: 149-162. http://doi.org/10.1007/s11252-013-0305-4.

Forattini OP, Ferreira OA, Rabello EX, Barata JMS, Santos JLF. 1983. Aspectos ecológicos da tripanossomíase americana. XVII – Desenvolvimento da domiciliação triatomínea regional, em centro de endemismo de *Triatoma sórdida.* Revista de Saúde Pública 17: 15-99.

Frahm JP, Gradstein SR. 1991. An Altitudinal Zonation of Tropical Rain Forests Using Byrophytes. Journal of Biogeography 18: 669-678.

Freitas D, Fernandez FAS. 1998. Efficiency of small mammal trapping in Brazilian Atlantic forest fragments: the effects of trap type and position. Vida Silvestre Neotropical 7: 2-3.

Fuentes-Montemayor E, Cuarón AD, Vázquez-Domínguez E, Benítez-Malvido J, Valenzuela-Galván D, Andresen E. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. Journal of Animal Ecology 281-291. http://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01551.x.

Gardner AL, Creighton GK. 2008. Genus *Marmosops* Matschie, 1916. Pp. 61-73, In: Gardner A (Ed.), Mammals of South America: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. The University of Chicago Press, Chicago.

Geise L, Pereira LG, Astúa D, Aguieiras M, Lessa LG, Asfora PH, Dourado F, Esberárd CEL. 2017. Terrestrial Mammals of The Jequitinhonha River Basin, Brazil: A Transition Area Between Atlantic Forest and Cerrado. Mastozoologia Neotropical 24: 95-119.

Goosem M. 2000. Effects of tropical rainforest roads on small mammals: edge changes in community composition. Wildlife Research 27: 151-163.

Heltshe JF, Forresterr NE. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. Biometrics 39: 1-11.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. Banco de Dados de Informações Ambientais. Disponível em: https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/vegetacao. Acesso em: 05 de Agosto de 2020.

IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1. Disponível em: https://www.iucnredlist.org. Acesso em: 10 de abril de 2020.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Instrução normativa № 13, de 19 de julho de 2013. DOU de 23/07/2013, № 140, Seção 1, pág. 62. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

Kark S, Rensburg BJ. 2006. Van. Ecotones: marginal or central areas of transition? Israel Journal of Ecology & Evolution, Jerusalem 52(1): 29-53.

Körner C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. Trends in Ecology and Evolution 22: 569-574.

Körner C, Neumayer M, Menendez-Riedl SP, Smeets-Scheel A. 1989. Functional morphology of mountain plants. Flora 182: 353-383.

Kruse H, Kirkemo AM, Handeland K. 2004. Wildlife as source of zoonotic infections. Emerging Infectious Diseases 10(12): 2067-2072.

Lessa G, Gonçalves PR, Morais-Jr MM, Costa FM, Pereira RF, Paglia AP. 1999. Caracterização e monitoramento da fauna de pequenos mamíferos terrestres de um fragmento de mata secundária em Viçosa, Minas Gerais. BIOS, Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas 7(7): 41-49.

Lessa LG, Costa BMA, Rossoni DM, Tavares VC, Dias LG, Júnior EAM, Silva JA. 2008. Mamíferos da Cadeia do Espinhaço: riqueza, ameaças e estratégias para conservação. Megadiversidade 4(2): 218-232.

Mangan SA, Adler GH. 2000. Consumption of arbuscular mycorrhizal fungi by terrestrial and arboreal small mammals in a Panamanian cloud forest. Journal of Mammalogy 81: 563-570. http://doi.org/10.1644/1545-542(2000)081<0563:COAMFB>2.0.CO;2.

McAleece N, Gage JDG, Lambshead PJD, Paterson GLJ. 1997. BioDiversity Professional statistics analysis software. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. Portaria № 444, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da União 245(1): 121-126.

Moreira CJ, Manduca EG, Gonçalves PR, Morais MM, Pereira RF, Lessa G, Dergam JA. 2009. Small mammals from Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, southeastern Brazil: species composition and elevational distribution. Arquivos do Museu Nacional 67(1-2): 103-118.

Moura MC, Grelle CEV, Bergallo HG. 2008. How does sampling protocol affect the richness and abundance of small mammals recorded in tropical forest? An example from the Atlantic Forest, Brazil. Neotropical Biology and Conservation 3(2): 51-58.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858. http://doi.org/10.1038/35002501.

Oliveira JA, Gonçalves PR, Bonvicino CR. 2003. Mamíferos da Caatinga. Pp. 275-333, In: Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC (Ads.), Ecologia e conservação da Caatinga. Editora da Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Oliveira-Filho AT, Fontes MAL. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. Biotropica 32: 793-810.

Paglia AP, de Marco-Júnior P, Costa FM, Pereira RF, Lessa G. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 12(1): 67-79. http://doi.org/10.1590/S0101-81751995000100010.

Pardini R, Umetsu F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. Biota Neotropica 6(2): 1-22.

Passamani M, Dalmashio J, Lopes S. 2005. Mamíferos não-voadores em áreas com predomínio de Mata Atlântica da Samarco mineração S.A., município de Anchieta, Espírito Santo. Revista Biotemas 18(1): 135-149.

Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G. 2015. Mammals of South America, Volume 2 – Rodents. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Pereira LG, Geise L. 2007. Karyotype composition of some rodents and marsupials from Chapada Diamantina (Bahia, Brasil). Brazilian Journal of Biology 67(3): 509-518.

Pereira LG, Torres SEM, Silva HS, Geise L. 2001. Non-volant mammals of Ilha Grande and adjacent areas in Southern Rio de Janeiro State, Brazil. Boletim do Museu Nacional 459: 1-15.

Pinto, IS, loss, ACC, Falqueto A, Leite YLR. 2009. Pequenos mamíferos não voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito Santo, Brasil. Biota Neotropica 9(3): 355-360.

Quintela FM, Santos MB, Christoff AU, Gava A. 2012. Non-volant small mammals (Didelphimorphia, Rodentia) in two forest fragments in Rio Grande, Rio Grande do Sul Coastal Plain, Brazil. Biota Neotropical 12(1): 261-266.

Ribeiro M, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological Conservation 142(6): 1141-1153.

Rosa CA, Secco H, Carvalho N, Maia AC, Bager A. 2018. Edge effects on small mammals: Differences between arboreal and ground-dwelling species living near roads in Brazilian fragmented landscapes. Austral Ecology 43: 117-126.

Rossi RV, Bianconi GV, Pedro WA. 2010. Ordem Didelphimorphia. Pp. 22-67, In: Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP. Mamíferos do Brasil. Faculdade Estadual de Londrina, Londrina.

Sabbag AF, Zina J. 2011. Anurans of a riparian forest in São Carlos, State of São Paulo, Brazil. Biota Noetropica 11(3): 129-142.

Tabarelli M, Pinto LP, Silva JMC, Hirota MM, Bedê LC. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. Megadiversidade 1: 132-138.

Trombulak SC, Frissell CA. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology 14(1): 18-30. http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.

Vasconcellos SA. 1993. Leptospirose animal. In: Encontro Nacional em Leptospirose, 3. Rio de Janeiro p. 62-65.

Vieira ALM, Pires AS, Nunes-Freitas AF, Oliveira NM, Resende AS, Campello EFC. 2014. Efficiency of small mammal trapping in an Atlantic Forest fragmented landscape: the effects of trap type and position, seasonality and habitat. Brazilian Journal of Biology 74: 3. http://doi.org/10.1590/bjb.2014.0075.

Vieira EM, Monteiro-Filho ELA. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic Rainforest of southeastern Brazil. Journal of Tropical Ecology 19: 501-507.

Voss RS, Jansa AS. 2009. Phylogenetic relationships and classification of didelphid marsupials, an extant radiation of New World metatherian mammals. Bulletin of the American Museum of Natural History 322: 1-177.

Wilson DE, Reeder DM (Eds.). 2005. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. 3rd edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore. 2181 pp.

WWF-Brasil. 2014. Biomas brasileiros, zonas de transição. Disponível em: https://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/biomas/bioma_transicao. Acesso em: 14 de julho de 2020.

Submetido em: 30/março/2020
Aceito em: 06/outubro/2020

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 83-92, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

ARTIGOS

Registros de roedores sigmodontíneos reportados nas avaliações de impacto ambiental de linhas de transmissão – uma revisão na base de dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)

Luisa Mendes[1,2]*, Bernardo Papi[1,3], Lena Geise[1,2,3]

[1] *Laboratório de Mastozoologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Univ. do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.*
[2] *Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução (PPGE), Instituto de Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.*
[3] *Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Instituto de Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.*
* *Autor para correspondência: luisa.meendes@hotmail.com*

Resumo: O licenciamento ambiental (LA) é uma ferramenta da Política Nacional do Meio Ambiente que busca avaliar os impactos causados por um empreendimento, além de propor medidas para que haja preservação, melhoria e recuperação do meio ambiente em questão. Os empreendimentos lineares causam extensos cortes ao longo da paisagem, ampliando os efeitos da fragmentação, aumentando o isolamento genético entre populações e afetando processos ecológicos. No LA, impactos sobre a fauna só podem ser avaliados através da correta identificação das espécies registradas. Assim, espécies de difícil identificação, como os roedores da subfamília Sigmodontinae, necessitam de uma maior atenção. O objetivo do trabalho foi avaliar a precisão de identificação das espécies de roedores sigmodontíneos registrados nos processos de LA de linhas de transmissão depositados na base digital de dados do IBAMA. Para isso foi feito o *download* desses processos nos quais foram realizadas buscas pelos gêneros de roedores sigmodontíneos. Foram 45 gêneros buscados, onde cinco não foram registrados. A riqueza encontrada foi de 60 espécies em 247 registros primários, e de 101 espécies em 644 registros secundários. Em 12 processos houve coleta de 59 espécimes testemunho e envio para sete instituições depositárias, representando 24% do total de espécimes capturados. Nove processos forneceram dados completos das coordenadas das localidades, e em seis destes foram observados registros de espécies que não estavam de acordo com a distribuição geográfica conhecida para o táxon. Existem lacunas em relação a identificação dos roedores sigmodontíneos nos processos de licenciamento ambiental, provavelmente afetando a adequada avaliação de impacto para este grupo.

Palavras-Chave: Cricetidae; Diagnóstico de fauna; Empreendimentos lineares; Licenciamento ambiental.

Abstract: Records of sigmodontine rodents reported in the environmental impact assessments of transmission lines – a review in the database of the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA). Environmental licensing (EL) is a tool of the National Environment Policy that seeks to assess the impacts caused by an enterprise, in addition to proposing preventive actions to preserve, improve and recover an environment. Transmission lines cause extensive cuts in the landscape, amplifying the effects of fragmentation, increasing genetic isolation between populations and affecting ecological processes. In EL, impacts on fauna can be assessed through the correct identification of registered species. Thus, species that are difficult to identify, such as the rodents of the Sigmodontinae subfamily, need special attention. The objective of the present study was to evaluate the accuracy of identification of sigmodontine rodent species registered in the EL processes of transmission lines deposited in the digital database of IBAMA. For this purpose, processes were downloaded in which searches were carried out for the genera of sigmodontine rodents. Forty-five genera were searched, five not being registered. Species richness found was 60 in 247 primary records, and 101 species in 644 secondary records. In 12 processes, 59 specimens were collected and sent to seven depositary institutions, representing 24% of the total specimens captured. Nine processes provided complete data on the coordinates of the localities, and in six of them records of species that were not in accordance with the known geographic distribution for the taxon were observed. There are gaps in relation to the identification of sigmodontine rodents in environmental licensing processes, probably affecting the appropriate impact assessment for this group.

Key-Words: Cricetidae; Environmental licensing; Fauna diagnosis; Linear developments.

INTRODUÇÃO

O licenciamento ambiental (LA) é uma ferramenta da Política Nacional do Meio Ambiente, implementada em qualquer construção, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades que utilizam recursos naturais, considerados efetiva ou potencialmente poluidoras, ou aquelas que possam causar degradação ambiental (TCU, 2004).

Para o seu desenvolvimento é feito um diagnóstico ambiental, onde são utilizados dados oriundos da bibliografia e/ou de idas a campo para descrever o meio físico, biótico e socioambiental anterior à implementação do empreendimento. Procura-se na sequência, estimar o impacto que será causado pelo empreendimento, além de serem propostas medidas para que haja preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental, tornando-o favorável a vida, assegurando à população humana condições propícias para seu desenvolvimento social e econômico (TCU, 2004). Os estudos, sumarizados em forma de relatórios, são apresentados ao órgão competente (Federal, Estadual ou Municipal), que é responsável pela sua avaliação e possível aprovação para que a obra/empreendimento possa ser realizada.

Inserido no orçamento para a construção do empreendimento, o licenciamento ambiental está sujeito às pressões das empresas para que o mesmo seja feito de forma rápida (Silveira *et al.,* 2010) e com baixo custo (MPF, 2004). De alta complexidade, envolve a obtenção de três licenças – prévia, de instalação e de operação –, o que demanda tempo e recursos. A importância do processo, em sua íntegra, ainda é de difícil compreensão por parte das empresas executoras do empreendimento, principalmente no que se refere aos gastos e ao tempo necessário para a execução correta das diversas etapas (MPF, 2004).

Os empreendimentos lineares, como dutos, ferrovias, rodovias e linhas de transmissão, apesar de causarem uma menor perda de habitat local em relação a outros empreendimentos, como por exemplo as grandes usinas hidrelétricas, resultam em extensos cortes ao longo da paisagem, amplificando os efeitos da fragmentação (Geneletti, 2004), causando impactos negativos à biodiversidade (Ewers & Didham, 2006). Dentre os empreendimentos lineares, as linhas de transmissão ganham destaque devido ao seu aumento por todo território nacional ao longo da última década. Isso ocorre em resposta ao crescimento econômico e demográfico do país, com a consequente necessidade de aumento na geração e distribuição de energia, o que resulta na construção de novas linhas de transmissão. Além disso, em virtude do aumento na demanda energética, novas linhas de transmissão serão necessárias por todo território nacional (ONS, 2019) precedidos por novos estudos de avaliação do impacto ambiental.

O aumento do número de grandes empreendimentos provoca maiores alterações na paisagem e, consequentemente, afeta em maior grau a biodiversidade (Arraes *et al.,* 2012). A fragmentação de habitats aumenta o isolamento genético entre populações e afeta os processos ecológicos de uma determinada comunidade (Rathcke & Jules 1993). Uma das principais consequências da fragmentação é a alteração das condições abióticas, principalmente em ecossistemas florestais (Gehlhausen *et al.,* 2000). Adicionalmente, a fragmentação aumenta o efeito de borda, modificando condições microclimáticas, causando maior insolação, exposição ao vento e dessecamento (Laurance *et al.,* 2002).

No licenciamento ambiental, a etapa inicial para avalição dos impactos de um determinado empreendimento sobre a fauna local é a identificação das espécies com ocorrência na área afetada (MPF, 2004). O diagnóstico de fauna é, geralmente, apresentado em forma de listas de espécies, que podem ser elaboradas através de levantamentos bibliográficos ou trabalhos de campo. Usualmente incluem informações do *status* de conservação e aspectos da biologia de cada táxon. A correta identificação dos táxons registrados é de fundamental importância nos processos de avalição de impacto ambiental (Mazzolli *et al.,* 2008), sendo que erros de identificação podem levar a uma avaliação equivocada dos impactos ambientais de um determinado empreendimento.

Espécies de difícil identificação em campo, como os roedores da subfamília Sigmodontinae (família Cricetidae), necessitam de uma atenção maior. Pertencente à ordem Rodentia, a família Cricetidae possui a maior riqueza de espécies entre os roedores brasileiros (Patton *et al.,* 2015). Essa família é dividida em três subfamílias: Neotominae, Sigmodontinae e Tylomyinae. Destas, somente a subfamília Sigmodontinae é registrada no Brasil, sendo a que apresenta maior diversidade de espécies (Reig, 1986). Caracterizados pela sua morfologia conservada em diversos casos, o que leva à ocorrência de inúmeras espécies crípticas, algumas espécies necessitam do uso de métodos detalhados e complementares à análise da morfologia externa para sua identificação; à análise da morfologia crânio-dentária, assim como análises genéticas imprescindíveis, em alguns casos, para a correta identificação das espécies (Geise, 2014). Desta maneira, para o inventário de espécies de roedores sigmodontíneos são necessárias equipes experientes e/ou especializadas em trabalhos de campo, captura e coletas dos espécimes bem como em análises posteriores comparativas com espécimes depositados em coleções científicas. Por sua alta riqueza e elevada abundância no Brasil, a subfamília Sigmodontinae é frequentemente registrada em diagnósticos faunísticos no processo de licenciamento ambiental.

Recentemente, estudos vêm apontando erros e problemas associados aos processos de licenciamento ambiental (Mazolli *et al.,* 2008; MPF, 2004), ou propondo melhorias (Dalloz *et al.,* 2017; Ferraz, 2012). É importante que o processo de licenciamento também seja feito de forma satisfatória, conciliando a conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos e evolutivos ao desenvolvimento humano, sendo este um desafio a ser enfrentado em busca do equilíbrio entre ciência, tecnologia e sociedade (Koblitz *et al.,* 2011). O objetivo do presente estudo foi avaliar a precisão de identificação das espécies de roedores sigmodontíneos registrada nos processos de licenciamento ambiental de linhas de

transmissão depositados na base digital de dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar a precisão de identificação dos roedores sigmodontíneos registrados nos processos de licenciamento ambiental de linhas de transmissão, foi feito o *download* de todos os processos arquivados na base de dados do IBAMA (http://www.licenciamento.ibama.gov.br) até 15 de setembro de 2017. Os arquivos com os processos foram armazenados e analisados individualmente. Através de leitura foram identificadas e quantificadas as empresas que atuaram e outras informações, como o ano em que o estudo de avaliação de impacto foi realizado e os dados de registros dos táxons, foram organizados por processo e compilados em planilha Excel®.

A busca pelos táxons foi feita por meio de uma lista dos gêneros de roedores da subfamília Sigmodontinae que ocorrem no Brasil, com base em Paglia *et al.* (2012) e Patton *et al.* (2015), acrescida das formas nominais antigas de alguns gêneros, como por exemplo, *Bolomys* (atual *Necromys,* Massoia & Pardiñas, 1993) e *Oryzomys* (cujas espécies foram realocados em dez gêneros, Weksler *et al.,* 2006), e/ou novas, como *Castoria* (antigo *Akodon serrensis,* Pardiñas *et al.,* 2016). Essa procura foi realizada através de buscas direcionadas, por meio de consultas booleanas nos arquivos Adobe PDF®. Foram utilizados os nomes genéricos, ao invés do nome das espécies, porque desta forma foi possível encontrar registros de espécies com grafia errada, registros não identificados até o nível de espécie (*e.g., Akodon* sp.), e aquelas que não obtiveram confirmação da espécie, sendo descritas como cf. ou aff. (*e.g., Akodon* cf. *cursor* e *Akodon* aff. *cursor*) (Geiger, 2006).

Foi verificada a grafia utilizada para espécies encontradas na busca por erros ortográficos e desatualizações de nomenclatura. Subsequentemente, foi estimada a riqueza de espécies, onde foram desconsiderados os táxons registradas como sp. Além disso, também foi tabulado o tipo de registro, utilizando a forma usual dos relatórios de avaliação de impacto, onde registro primário é o obtido por meio de captura durante as etapas do trabalho de campo, e registro secundário é aquele obtido através de citações bibliográficas. Para a atual análise foi considerado apenas um registro por espécie para cada processo, não sendo considerado o número de indivíduos registrados.

Para os registros primários foi analisada a precisão de identificação de cada registro, ou seja, se o registro de um roedor foi identificado até seu menor nível taxonômico – espécie – ou se houve alguma incerteza na identificação, indicando no registro com "cf.", "aff." ou "sp.", agrupando-os em cinco grupos: grupo A – identificação até o nível específico; grupo B – identificação contendo cf.; grupo C – identificação contendo gr.; grupo D – identificado como sp.; grupo E – identificado como sp. n., sendo considerado uma espécie nova ainda não descrita.

Além disso, foram contabilizados e identificados os processos em que houve coleta de espécimes testemunho, bem como a instituição depositária e a precisão de identificação dos espécimes. Buscou-se também o *status* de conservação das espécies com base na classificação da União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2019) e na lista de espécies ameaçadas do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2018).

Foi avaliada a disponibilização das informações sobre a localidade de registro/coleta, sendo verificada: (1) nome completo da localidade; (2) formato de apresentação das coordenadas geográficas; (3) presença de *datum* e fuso – quando necessário. Para os registros que apresentaram coordenadas geográficas completas foi possível verificar se estavam dentro ou fora da área de distribuição conhecida para a espécie. Para tal, esses registros tiveram suas coordenadas inseridas no Google Earth (http://www.earth.google.com) onde foi possível comparar os mapas gerados aos mapas de ocorrência conhecida para as espécies à época do estudo.

RESULTADOS

Foram recuperados 60 processos referentes ao licenciamento ambiental para linhas de transmissão, dos quais seis não puderam ser lidos por apresentarem seus arquivos corrompidos. Os 54 processos analisados, realizados por 22 empresas de consultoria ambiental, tratam de trabalhos de levantamento de fauna desenvolvidos ao longo de quatro biomas brasileiros (Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica) no período de 2006 a 2017. A empresa Biodinâmica Engenharia e Meio Ambiente Ltda., responsável por 10, seguida pelas empresas *Ecology and Environment* do Brasil Ltda. e pela JGP Consultoria e Participações Ltda., com oito e sete processos respectivamente, foram responsáveis pelo maior número de estudos realizados (46%).

Com base em Paglia *et al.* (2012) e Patton *et al.* (2015), foram compilados 45 gêneros de roedores Sigmodontinae que foram então buscados nos 54 processos analisados. Em 13 processos não foi encontrado nenhum registro da subfamília. Nos 41 processos em que houve algum tipo de registro, foram encontrados 40 dos 45 gêneros buscados (Tabela 1), seja por registro primário ou secundário. Os gêneros mais frequentes foram: *Oligoryzomys, Oecomys* e *Akodon;* já os que não foram registrados são: *Podoxymys, Reithrodon* e *Scolomys,* além dos gêneros *Castoria* e *Gyldenstolpia* que foram registrados apenas na sua nomenclatura antiga, *Akodon serrensis* e *Kunsia fronto,* respectivamente. A riqueza foi de 60 espécies em 247 registros primários, e de 101 espécies em 644 registros secundários (ver Tabela 1).

Dentre as espécies registradas, 29 foram apresentadas com a nomenclatura taxonômica antiga ou com grafia errada, sendo registrados apenas por registros secundários (Tabela 1). Em 11 processos foram encontrados erros ortográficos de 18 espécies.

Em nove processos não foram descritos registros primários. Dessa forma, a análise da precisão de

Tabela 1: Espécies (em ordem alfabética) de roedores Sigmodontinae registradas nos processos de licenciamento ambiental de linhas de transmissão obtidos na base de dados do IBAMA corrigidos para a forma nominal atual (caso tenha mudado), com a contabilização do tipo de registro (primário e secundário), nome do táxon conforme apresentado nos processos, ortografia errada encontrada e o status de conservação da espécie com base na IUCN e ICMBio. * = Espécies registradas em localidade fora da distribuição conhecida (Patton *et al.,* 2015), não sendo possível inferir a espécie em questão pela ocorrência de diferentes espécies do gênero na região. ** = Espécie registrada fora da distribuição conhecida, para a qual foi possível inferir a espécie com base na distribuição geográfica.

Táxons registrados corrigidos para a forma nominal atualizada	Nº de registros primários	Nº de registros secundários	Táxon registrado nos processos	Grafia incorreta de táxons	IUCN / ICMBio
Abrawayaomys ruschii	1	3		*Abrawayaomys ruschi*	LC / —
Akodon cursor	1	17			LC / —
Akodon azarae	1	2			LC / —
Akodon montensis	4	9			LC / —
Akodon paranaensis	1	5		*Akodon paranensis*	LC / —
Akodon lindberghi	0	4		*Akodon lindbergui*	DD / —
Akodon toba	0	2			LC / —
Akodon reigi	1	2		*Akodon reige / Akodon riegi*	LC / —
Akodon mystax	0	2			DD / VU
Akodon sp.*	6	3	*Akodon montensis*		— / —
Akodon sanctipaulensis	0	1			LC / —
Bibimys labiosus	0	7			LC / —
Blarinomys breviceps	1	5			LC / —
Calassomys apicalis	0	1			LC / —
Calomys tener	7	11			LC / —
Calomys mattevi	4	14	*Calomys expulsus*		LC / —
Calomys laucha	0	7			LC / —
Calomys tocantinsi	1	3			LC / —
Calomys callosus	1	6			LC / —
Calomys sp.*	5	11	*Calomys laucha / C. expulsus / C. tener*		— / —
Castoria angustidens	0	5	*Akodon serrensis*		LC / —
Cerradomys scotti	5	4			LC / —
Cerradomys subflavus	5	17	*Euryoryzomys subflavus / Hylaeamys subflavus / Oryzomys* aff. *Subflavus*		LC / —
Cerradomys vivoi	0	3			LC / —
Cerradomys langguthi	0	2			LC / —
Cerradomys cf. *langguthi*	1	0			— / —
Cerradomys maracajuensis	0	3			LC / —
Cerradomys marinhus	1	4	*Euryoryzomys marinhus*		LC / —
Cerradomys sp.*	0	13	*Cerradomys subflavus / C. scotti / C. vivoi*		— / —
Delomys dorsalis	3	11			LC / —
Delomys sublineatus	0	9			LC / —
Delomys sp.*	1	1	*Delomys collinus*		— / —
Deltamys kempi	0	1		*Deltamys kempy*	LC / —
Drymoreomys albimaculatus	1	1			NT / —
Euryoryzomys macconnelli	1	4		*Euryoryzomys macconnely*	LC / —
Euryoryzomys russatus	8	8			LC / —
Euryoryzomys emmonsae	0	4			DD / —
Euryoryzomys nitidus	1	3			LC / —
Euryoryzomys lamia	0	3		*Euryryzomys lamia*	VU / EN
Euryoryzomys sp.*	0	1	*Euryoryzomys nitidus*		— / —
Gyldenstolpia planaltensis	0	4	*Kunsia fronto*		LC / —
Holochilus sciureus	1	18			LC / —
Holochilus brasiliensis	0	12			LC / —
Holochilus vulpinus	0	1			LC / —
Holochilus sp.*	0	2	*Holochilus brasiliensis*		— / —
Hylaeamys megacephalus	10	8			LC / —
Hylaeamys sp.*	1	4	*Hylaeamys megacephalus / H. laticeps*		— / —
Hylaeamys yunganus	3	3			LC / —
*Hylaeamys laticeps***	0	5	*Hylaeamys oniscus*	*Hylaeamys taticeps*	NT / —
*Hylaeamys oniscus***	0	4	*Hylaeamys laticeps*		NT / —
*Hylaeamys ceuanese***	0	1	*Hylaeamys laticeps*		LC / —
Juliomys pictipes	2	5			LC / —

Táxons registrados corrigidos para a forma nominal atualizada	Nº de registros primários	Nº de registros secundários	Táxon registrado nos processos	Grafia incorreta de táxons	IUCN / ICMBio
Juliomys ossitenuis	0	2			LC / —
Juliomys rimofrons	0	1		*Juliomys rinofrons*	NT / —
Juliomys sp.	1	0			— / —
Juscelinomys candango	0	4			EX / CR(PEX)
Kunsia tomentosus	0	4			LC / —
Lundomys molitor	0	1			LC / —
Microakodontomys transitorius	0	6			EN / EN
Neacomys dubosti	1	0			LC / —
Neacomys paracou	2	0			LC / —
Neacomys tenuipes	2	0			LC / —
Neacomys guianae	2	0			LC / —
Neacomys spinosus	4	4			LC / —
Neacomys sp.*	1	11	*Neacomys dubosti / N. tenuipes / N. guianae*		— / —
Neacomys sp. n.	0	2			— / —
Necromys lasiurus	11	21	*Bolomys lasiurus*		LC / —
Necromys lenguarum	0	2			LC / —
Necromys sp.	1	1			LC / —
Necromys cf. *urichi*	1	0			— / —
Nectomys rattus	6	11			LC / —
Nectomys sp.*	1	5	*Nectomys squamipes*		— / —
Nectomys squamipes	8	19			LC / —
Neusticomys sp.	0	1			— / —
Oecomys catherinae	5	7			LC / —
Oecomys bicolor	8	7			LC / —
Oecomys auyantepui	1	1			LC / —
Oecomys rutilus	1	0			LC / —
Oecomys concolor	0	10			LC / —
Oecomys roberti	4	6	*Oecomys tapajinus*		LC / —
Oecomys mamorae	0	3			LC / —
Oecomys rex	0	3			LC / —
Oecomys trinitatis	0	9			LC / —
Oecomys paricola	4	3			DD / —
Oecomys cleberi	0	3			DD / —
Oecomys sp.*	9	18	*Oecomys catherinae / O. bicolor / O. concolor / O. paricola / O. mamorae / O. trititatus*		— / —
Oligoryzomys stramineus	0	10			LC / —
Oligoryzomys sp.*	7	21	*Oligoryzomys nigripes / O. euliurus / O. microtis / O. chacoensis / O. fulvescens*		— / —
Oligoryzomys sp. n.	1	0			— / —
Oligoryzomys flavescens	1	10			LC / —
*Oligoryzomys nigripes***	11	16	*Oligoryzomys euliurus*		LC / —
Oligoryzomys moojeni	0	3			DD / —
Oligoryzomys rupestris	1	4			DD / EN
Oligoryzomys chacoensis	0	3			LC / —
Oligoryzomys microtis	1	6			LC / —
Oligoryzomys fornesi	4	8			LC / —
Oxymycterus delator	2	15			LC / —
Oxymycterus judex	0	2			LC / —
Oxymycterus nasutus	0	6			LC / —
Oxymycterus quaestor	1	3			LC / —
Oxymycterus dasytrichus	2	19	*Oxymycterus roberti / O. hispidus / O. angularis*	*Oxymycterus dasythrichus*	LC / —
Oxymycterus amazonicus	1	6			LC / —
Oxymycterus caparoae	0	2		*O. caparaoe*	LC / —
Oxymycterus rufus	0	1			— / —
Oxymycterus sp.	5	3	*Oxymyxterus inca*		LC / —
Phaenomys ferrugineus	0	1			EN / —

Táxons registrados corrigidos para a forma nominal atualizada	Nº de registros primários	Nº de registros secundários	Táxon registrado nos processos	Grafia incorreta de táxons	IUCN / ICMBio
Pseudoryzomys simplex	1	16	*Oecomys simplex*		LC / —
Pseudoryzomys sp.*	0	1	*Pseudoryzomys simplex*		— / —
Rhagomys rufescens	2	3			VU / —
Rhipidomys cariri	1	3			DD / VU
Rhipidomys leucodactylus	2	3			LC / —
Rhipidomys macrurus	1	9			LC / —
Rhipidomys mastacalis	3	13			LC / —
Rhipidomys nitela	2	5			LC / —
Rhipidomys cf. *itoan*	1	0		*Rhipidomys* cf *itouan*	— / —
Rhipidomys emiliae	0	4			LC / —
Rhipidomys sp.*	1	7	*Rhipidomys macrurus / R. mastacalis / R. emilae*		— / —
Scapteromys sp.	0	1			— / —
Scapteromys tumidos	0	1			LC / —
Sigmodon alstoni	0	1			LC / —
Sooretamys angouya	3	10			LC / —
Thalpomys cerradensis	0	9			LC / VU
Thalpomys lasiotis	0	11	*Akodon reinhardti*		LC / EN
Thalpomys sp.*	0	3	*Thalpomys lasiotis / T. cerradensis*		— / —
Thaptomys nigrita	5	6			LC / —
Wiedomys cerradensis	0	2			DD / —
Wiedomys phyrrhorhinos	2	12			LC / —
Wilfredomys oenax	0	4			EN / EN
Zigodontomys brevicauda	0	2			LC / —

Legenda: DD = dados deficientes; LC = pouco preocupante; NT = quase ameaçada; VU = vulnerável; EN = em perigo; CR = criticamente ameaçada; PEX = possivelmente extinta; EX = extinta.

identificação dos registros primários foi realizada em 32 processos, representando 85% dos processos com registro de roedores sigmodontíneos. Os grupos que apresentaram alguma dúvida na identificação das espécies (B, C, D e E) em conjunto representam 32% (76) do total de registro por captura (237 registros) (Figura 1).

Dos processos com registro primário, em 12 processos (37%) houve a coleta e envio de espécime testemunho para sete instituições depositárias, descrito para 59 registros, representando 24% do total de espécimes capturados (N = 237). Dentre os 59 registros em que houve coleta e envio de espécimes para depósito em coleções científicas, 25 não foram identificados ao nível específico, representando 33% do total dos registros primários que apresentam alguma dúvida na identificação da espécie inseridos, em nossa análise, nos grupos B, C, D e E (N = 76). Ou seja, para 67% dos registros em que foi possível uma identificação precisa (*Gênero espécie*) não houve indicação de coleta do indivíduo ou depósito em coleção científica (Figura 2).

Quanto ao *status* de conservação, 10 das espécies registradas apresentam algum grau de ameaça (Tabela 1), nacionalmente segundo ICMBio (2018) e globalmente segundo o IUCN (2019).

Dentre os registros primários (237), para 197 os relatórios incluíram dados sobre as coordenadas

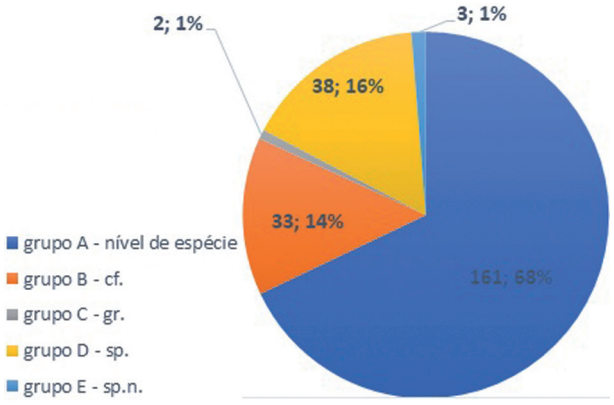


Figura 1: Proporção da precisão de identificação dos registros primários de roedores sigmodontíneos obtidos nos processos de licenciamento ambiental de linhas de transmissão depositados na base do IBAMA, separados em cinco grupos: grupo A = identificação até o nível específico; grupo B = identificação contendo cf.; grupo C = identificação contendo gr.; grupo D = identificado como sp.; grupo E = identificado como sp. n., sendo considerado uma espécie nova ainda não descrita.

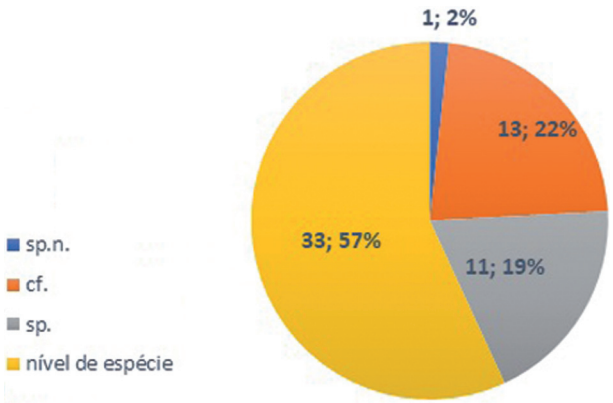


Figura 2: Precisão de identificação dos espécimes obtidos por registro primário encaminhados para instituição depositária obtidos nos processos de licenciamento ambiental de linhas de transmissão depositados na base do IBAMA.

Tabela 2: Processos de licenciamento ambiental de linhas de transmissão recuperados da base de dados do IBAMA, identificados pelo nome do empreendimento e ano de publicação, que apresentaram registros primários de espécies de roedores Sigmodontíneos fora da área de distribuição conhecida para a espécie de acordo com Patton *et al.* (2015), seguida da situação do registro – explicação dada por nós do registro encontrado. Foram analisados apenas os registros com coordenadas possíveis de serem plotadas no Google Earth, todas com o datum WSG 64.

Processo	Espécie	Coordenadas e Estados	Situação do registro
LT 230 kV Oriximiná-Juruti-Parintins e Subestações Associadas (2015)	*Rhipidomys nitela*	21°58'43,80"S 54°09'28,36"O – MS	IE
LT 500 kV Marimbondo II-Campinas e Subestações Associadas (2014)	*Oecomys* cf. *bicolor*	22°12'23,50"S 47°28'57,95"O – SP	IE
LT 500 kV Xingu-Parauapebas-Miracema; Parauapebas-Itacaiúnas (2014)	*Calomys* cf. *tocantinsi*	06°25'05,51"S 49°29'49,19"O – PA	AD
LT 800 kV Xingu-Estreito (2015)	*Euryoryzomys russatus*	19°13'16,86"S 47°06'22,70"O – MG	AD
LTs Itatiba-Bateias, Araraquara II-Itatiba e Araraquara II-Fernão Dias e Subestações (2014)	*Rhipidomys itoan*	21°58'43,80"S 48°09'28,36"O – SP	AD
Sistema de Transmissão Xingu-Rio (2016)	*Blarinomys breviceps*	12°15'21,37"S 47°42'33,10"O – TO	IE ou EG
	Cerradomys subflavus	12°15'21,37"S 47°42'33,10"O – TO	IE ou EG
	Euryoryzomys russatus	12°14'53,46"S 47°43'23,11"O – TO	IE ou EG
	Juliomys pictipes	12°15'50,28"S 47°42'33,66"O – TO	IE ou EG
	Oecomys roberti	22°37'54,07"S 43°43'15,62"O – RJ	IE ou EG
	Oligoryzomys nigripes	12°14'53,46"S 47°43'23,11"O – TO	IE ou EG
	Rhipidomys mastacalis	12°15'50,28"S 47°42'33,66"O – TO	IE ou EG
	Thaptomys nigrita	12°15'50,28"S 47°42'33,66"O – TO	IE ou EG
	Wiedomys pyrrhorhinos	22°00'10,60"S 44°10'53,18"O – MG	IE ou EG

Legenda: IE = Identificação errada; AD = Aumento de distribuição; EG = Erro no georreferenciamento.

geográficas das localidades de captura, sendo que apenas em 53 havia informação sobre o *datum.* Coordenadas no formato da Projeção Universal Transversal de Mercator (UTM) foram as mais frequentemente registradas (166), seguidas daquelas apresentadas no formato de graus, minutos e segundos (27) e graus decimais (quatro). Dentre os registros em UTM, 44 não disponibilizaram a informação do fuso. Somente nove dos 32 processos analisados apresentaram coordenadas completas, representando 28% do total.

Para os processos que apresentaram coordenadas completas (nove), foi possível analisar se a localidade de captura está inserida na área da distribuição conhecida de 109 registros de 45 espécies. Em seis processos foram registradas espécies em 14 localidades que não estão de acordo com a distribuição geográfica conhecida na época do estudo (Tabela 2).

Dentre essas empresas mais frequentes, a *Ecology and Environment* do Brasil Ltda. atuou em quatro processos em que havia informação sobre espécimes encaminhados para coleções científicas, enquanto a JGP atuou em dois processos e a Biodinâmica atuou em apenas um. Entre os dez processos que apresentaram erros ortográficos em nomenclaturas a Biodinâmica foi responsável por dois destes. Sobre registros de espécies cuja distribuição não está de acordo com a bibliografia (Patton *et al.,* 2015), a JGP atuou em um processo que reportou dois registros de espécies fora da área conhecida de distribuição.

DISCUSSÃO

Observamos que não há padronização na apresentação dos dados sobre os registros de espécies de roedores Sigmodontinae nos processos analisados, o que prejudica a obtenção dos dados ali presentes. A ausência de algumas informações sobre os registros dos roedores sigmodontíneos – desde os métodos de captura, modo de identificação dos espécimes, apresentação de informações completas das localidades de registro – podem ser indicativos de qualidade inadequada do trabalho realizado. Uma padronização da forma de apresentação das informações necessárias, que poderia ser proposta pelo órgão responsável pela avaliação dos processos (*e.g.,* IBAMA), permitiria uma melhor verificação dos resultados dos estudos de impacto ambiental.

Dentre as empresas de consultoria ambiental com maior número de processos analisados, comparando os parâmetros de encaminhamento de espécimes para coleções científicas, presença de erros ortográficos em nomenclaturas e registros de espécies cuja distribuição não se assemelha à bibliografia conhecida para a espécie, a empresa *Ecology and Environment* apresentou relatórios mais adequados, seguidas da JGP e Biodinâmica, respectivamente. Os erros por nós observados, principalmente relativos à identificação das espécies, indicam o despreparo da equipe, descuido ou desconhecimento da nomenclatura atualizada sobre as espécies, contribuindo para a apresentação insatisfatória e inadequada dos relatórios da avaliação do impacto ambiental exigida por lei (Mazzolli *et al.,* 2008).

Os processos de licenciamento ambiental deveriam informar a sociedade sobre os possíveis impactos positivos e negativos dos empreendimentos em questão, mas têm se mostrado questionáveis, devido à apresentação de relatórios imprecisos e/ou incompletos (Prochnow, 2005). Os resultados apresentados nos relatórios devem ser mais bem avaliados e revisados pelo órgão ambiental responsável, uma vez que fica sob responsabilidade das empresas e empreendedores apresentarem o estudo de avaliação do impacto ambiental. Ainda são escassos os trabalhos científicos que analisam os resultados apresentados pelas empresas de consultoria (Mazolli *et al.,* 2008). Uma aproximação entre o meio acadêmico e os atores que participam das etapas do licenciamento

ambiental – empreendedor, biólogos das empresas de consultoria ambiental e dos órgãos ambientais – pode gerar conhecimentos que ajudariam de forma mais efetiva na tomada de decisão pelos órgãos ambientais.

Estudos de licenciamento ambiental utilizam fontes bibliográficas para o diagnóstico do meio físico, biótico e socioambiental. É comum observar listas de espécies elaboradas a partir de fontes bibliográficas generalistas, desatualizadas ou imprecisas (Mazzolli *et al.,* 2008). Isso pôde ser observado no presente estudo a partir do uso de nomes de espécies desatualizados, como por exemplo, o processo LT Cuiabá – Ribeirãozinho – Rio Verde Norte, realizado em 2010, que listou *Oecomys simplex* como registro secundário. Esta espécie passou por mudança taxonômica em 1980, sendo desde então conhecida como *Pseudoryzomys simplex* (Patton *et al.,* 2015).

As fontes bibliográficas rotineiramente utilizadas são trabalhos científicos e/ou relatórios de trabalhos prévios de licenciamento que ocorreram na região, o que pode contribuir para a reprodução de equívocos nomenclaturais e de distribuição errônea dos táxons, como observamos em 87 registros secundários nos quais as espécies citadas não ocorrem na região do empreendimento. Como exemplo da reprodução desse tipo de equívoco temos a citação de *Neacomys tenuipes* e *N. guianae,* duas espécies que não têm registros no Brasil (Bonvicino *et al.,* 2008). Observamos também o registro de espécies em regiões nas quais não ocorre, como por exemplo, o *Akodon cursor,* que foi registrado por meio secundário para os estados do Maranhão, Ceará e Piauí (Bonvicino *et al.,* 2008 & Geise, 2012).

Os membros da subfamília Sigmodontinae são considerados pouco ameaçados no Brasil, sendo a maioria das espécies classificadas como de "Menor Preocupação" (*Least Concern* – LC) (ICMBio, 2018 e IUCN, 2019). Ainda assim, houve registros de espécies classificados em alguma categoria de ameaça (ver Tabela 1), podendo ser necessárias medidas compensatórias para os processos nos quais foram registradas. Reforça-se a necessidade de uma correta identificação das espécies, uma vez que essas espécies categorizadas como ameaçadas requerem uma atenção especial para possíveis realizações de medidas compensatórias.

Segundo Mazolli *et al.* (2008), os relatórios que citam as espécies dessa subfamília normalmente apresentam dúvidas de identificação, tendo o nome das espécies ocasionalmente registrados como "cf.", "aff." ou "sp.". No presente estudo foi encontrado que 68% das espécies registradas por captura foram identificadas até o nível de espécie, sem que fosse informado se análises complementares para a identificação tenham sido realizadas – como por exemplo, através da morfologia externa (coloração da pelagem, tipos de pelos), morfologia interna (*e.g.,* presença ou não de vesícula biliar), morfologia craniana, ou análises genéticas (Bonvicino *et al.,* 2008, Salazar-Bravo *et al.,* 2013, Weksler *et al.,* 2006) – o que nos permite questionar a confiabilidade dos dados apresentados. Nossos resultados mostram que para apenas 24% dos espécimes capturados há informação sobre a sua coleta e seu encaminhamento para alguma instituição científica, provavelmente impossibilitando a realização das análises complementares *a posteriori* para outros 76% dos espécimes registrados por captura. Segundo Geise (2014), para que análises complementares de identificação sejam feitas, os espécimes precisam ser coletados e devidamente preparados, para então proceder com as análises taxonômicas ou encaminhamento para especialistas.

As falhas na identificação das espécies prejudicam a análise do impacto do empreendimento, uma vez que a incerteza sobre quais espécies foram registradas pode gerar graves consequências, inviabilizando a aplicação correta de medidas de compensação (Silveira *et al.,* 2010). Por exemplo, no processo LT 500 kV Marimbondo II – Campinas e Subestações Associadas, realizado em 2014, houve registro primário da espécie identificada como *Oecomys* cf. *bicolor* em São Paulo, porém sua distribuição geográfica no Brasil se restringe aos estados do centro-oeste (Patton *et al.,* 2015). Dessa forma, observamos que mesmo com o uso do "cf." possivelmente houve identificação errada da espécie, pois para o estado de São Paulo em caso de dúvida para o gênero *Oecomys* a espécie em questão não estaria em pauta. Essa falha na identificação além de prejudicar a avaliação do impacto ambiental, não contribui para fins científicos (por exemplo, aumento da distribuição). Esse exemplo mostra a importância da coleta do espécime testemunho, pois com isso é permitido que em caso de dúvidas se retorne a este espécime e se façam revisões taxonômicas do material coletado.

O acervo de uma coleção científica é tradicionalmente usado para estudos de taxonomia, filogenia, distribuição, citogenética, morfologia, entre outros (Marques & Lamas, 2006). Os trabalhos desenvolvidos durante as etapas previstas pelo licenciamento ambiental poderiam ser uma excelente ferramenta para o aumento dos acervos das coleções científicas e, consequentemente, do conhecimento sobre os diversos grupos taxonômicos.

Existem bases de dados *online* sobre a biodiversidade, que tem como objetivo reunir e permitir o acesso a dados e informações para apoiar ações de conservação e de uso sustentável, promovendo o conhecimento da biodiversidade. No Brasil, a maior base de dados é o Sistema de Informação Sobre a Biodiversidade Brasileira – SiBBr – (https://www.sibbr.gov.br), vinculado ao Global Biodiversity Information Facility – GBIF (https://www.gbif.org). Essa base de dados conta com informações para cada táxon catalogado, por exemplo, as coordenadas de registro, fotos (quando possível), classificação taxonômica, *status* de conservação e as instituições que incluíram dados de registro. Qualquer registro que for publicado passará por uma criteriosa avaliação para que a informação publicada seja confiável. Essas ferramentas poderiam ser utilizadas nos processos de licenciamento ambiental, tanto para busca de dados bibliográficos, como para a inclusão novos registros.

Mesmo que o impacto causado por um empreendimento possa ser de difícil previsão, os seus dimensionamentos podem ser realizados satisfatoriamente

(MPF, 2004). Diversos erros ou descuidos encontrados nos processos são oriundos da possível inexperiência e/ou despreparo do corpo técnico, seja pela identificação das espécies ou pela falta de informações apresentadas (Mazzolli *et al.,* 2008). Diversas análises têm demonstrado erros e problemas no licenciamento ambiental (Mazolli *et al.,* 2008; MPF, 2004; Silveira *et al.,* 2010), ressaltando a necessidade de estudos continuados que visem analisar os processos e apontar deficiências a fim de surgir melhorias futuras na avaliação do impacto ambiental.

A presente análise nos permite sugerir que estes relatórios foram aceitos pelos órgãos ambientais, uma vez que não há nenhum parecer emitido por este na base de dados consultada. Assim, é de extrema importância que os órgãos ambientais aumentem a fiscalização e a exigência perante os estudos do processo de licenciamento ambiental, uma vez que, aparentemente, têm aceitado trabalhos que apresentam falhas ou encontram-se incompletos, como demonstrado no presente estudo. Também seria recomendável que as empresas de consultoria ambiental busquem, junto aos órgãos ambientais, um maior detalhamento e padronização na apresentação dos resultados, seguindo, por exemplo, as recomendações de informações básicas de coleta exigidas pelo SiBBr. Além disso, é importante que os consultores descrevam claramente os métodos de identificação das espécies em campo. É necessário o uso de referências bibliográficas atualizadas, como Patton *et al.* (2015) e artigos publicados em periódicos de reconhecimento científico internacional, além da inclusão de equipes de campo com especialistas de diversos grupos taxonômicos. É fundamental que os órgãos ambientais responsáveis exijam a coleta de espécimes testemunho para grupos cuja identificação correta, já que na maioria das vezes, não é possível apenas com a análise de caracteres morfológicos externos. Por fim, ressaltamos que a comunidade do meio acadêmico-científico deve ter maior envolvimento nos processos de licenciamento ambiental quando procurada. Uma maior integração entre essas partes traria vantagens como por exemplo, as equipes técnicas se beneficiariam do conhecimento e *expertise* de pesquisadores e os pesquisadores teriam acesso a material biológico de áreas nas quais não poderia trabalhar por contingenciamento de recursos ou carência de tempo.

REFERÊNCIAS

Arraes RA, Mariano FZ, Simonassi AG. 2012. Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. Revista de Economia e Sociologia Rural 50: 119-140. http://doi.org/10.1590/S0103-20032012000100007.

Bonvicino CR, Oliveira JD, D'Andrea PS. 2008. Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPAS/OMS.

Dalloz MF, Crouzeilles R, Almeida-Gomes M, Papi B, Prevedello JA. 2017. Incorporating landscape ecology metrics into environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic Forest. Perspectives in Ecology and Conservation 15: 216-220. http://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.002.

Ewers RM, Didham RK. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biological Reviews of Cambridge Philosophical Society 81: 117-142. http://doi.org/10.1017/S1464793105006949.

Ferraz G. 2012. Twelve guidelines for biological sampling in environmental. Natureza & Conservação 10(1): 20-26. http://doi.org/10.4322/natcon.2012.004.

Gehlhausen SM, Schwartz MW, Augspurger CK. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. Plant Ecology 147: 21-35. http://doi.org/10.1023/A:1009846507652.

Geiger DL. 2006. Taxonomy and taxonomic writing: a primer. Pp. 147-159, In: Sturm CF, Pearce TA, Valdés Á (Eds.), The Mollusks: A Guide to Their Study, Collection, and Preservation. American Malacological Society/Universal Publishers: Pittsburgh.

Geise, L. 2012. Akodon cursor (Rodentia: Cricetidae). Mammalian Species 44: 33-43. http://doi.org/10.1644/893.1.

Geise L. 2014. Procedimentos genéticos iniciais na captura e preparação de mamíferos. Pp. 221-235, In: Reis NR, Peracchi AL, Rossaneis BK, Fregonezi MN (Eds.). Técnicas de estudos aplicadas aos mamíferos silvestres brasileiros. Technical Books Editora, Rio de Janeiro.

Geneletti D. 2004. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 5: 1-15. http://doi.org/10.1016/j.jag.2003.08.004.

Google Earth. 2019. Disponível em: https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth. Acesso em: 10 de dezembro de 2019.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2019. Disponível em: http://licenciamento.ibama.gov.br. Acesso em: 10 de junho de 2019.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. Portaria № 444, de 17 de dezembro de 2018. Ministério do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, 245(1): 121-126. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/especies-ameacadas-destaque. Acesso em: 22 de abril de 2018.

IUCN. 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. Disponível em: http://www.iucnredlist.org. Acesso em: 22 de abril de 2019.

Koblitz RV, Pereira Júnior SJ, Ajuz RCA, Grelle CEV. 2011. Ecologia de paisagens e licenciamento ambiental. Natureza & Conservação 9(2): 244-248. http://doi.org/10.4322/natcon.2011.033.

Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. Conservation Biology 16: 605-618. http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x.

Marques AC, Lamas CJE. 2006. Taxonomia zoológica no Brasil: estado da arte, expectativas e sugestões de ações futuras. Papéis Avulsos de Zoologia, 46(13): 139-174.

Massoia E, Pardiñas U. 1993. *El estado sistemático de algunos muroides estudiados por Ameghino em 1889. Revalidación del género Necromys* (Mammalia, Rodentia, Cricetidae). Ameghiniana 30: 307-18.

Mazzolli M, Jesus EB, Wasem RWS, Borba R, Benedet R, Lessmann KG. 2008. Análise crítica de estudos da mastofauna em projetos de aproveitamento hidrelétrico no Planalto Catarinense, Brasil. Natureza & Conservação 6(2): 91-101.

MPF – Ministério Público Federal. 2004. Deficiências em Estudos de Impacto Ambiental: síntese de uma experiência. Brasília: 4ª Câmara de Coordenação e Revisão, Escola Superior do Ministério Público da União.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2009. Programa Nacional de Capacitação de gestores ambientais: licenciamento ambiental/Ministério do Meio Ambiente.

ONS – Operador Nacional do Sistema Elétrico. 2019. Disponível em: http://www.ons.org.br. Acesso em: 13 de outubro de 2019.

Paglia AP, Fonseca GABD, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil/Annotated checklist of Brazilian mammals. 2. ed. Arlington, Conservation International.

Pardiñas UF, Geise L, Ventura K, Lessa G. 2016. A new genus for *Habrothrix angustidens* and *Akodon serrensis* (Rodentia,

Cricetidae): again paleontology meets neontology in the legacy of Lund. Mastozoología Neotropical 23(1): 93-115.

Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G. 2015. Mammals of South America, Volume 2 – Rodents. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Prochnow M. 2005. Barra Grande – A hidrelétrica que não viu a floresta. Rio do Sul (SC): Associação de Preservação do Meio Ambiente do Alto do Vale do Itajaí (APREMAVI).

Rathcke BJ, Jules ES. 1993. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. Current Science 65: 273-277.

Reig OA. 1986. Diversity patterns and differentiation of Andean rodents. Pp. 39-40, In: Vuilleumier F, Monasterio M (Eds.), 'High Altidude Tropical Biogeography'. Editora Oxford University Press, Oxford.

Salazar-Bravo J, Pardiñas UFJ, D'Elía G. 2013. A phylogenetic appraisal of Sigmodontinae (Rodentia, Cricetidae) with emphasis on phyllotine genera: Systematics and biogeography. Zoologica Scripta 42: 250-261. http://doi.org/10.1111/zsc.12008.

Silveira LF, Beisiegel BM, Curcio FF, Valdujo PH, Dixo M, Verdade VK, Cunningham PTM. 2010. Para que servem os inventários de fauna? Estudos Avançados 24: 173-178. http://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100015.

TCU – Tribunal de Contas da União. 2004. Cartilha de licenciamento ambiental. Secretaria de Fiscalização de Obras e Patrimônio da União.

Weksler M, Percequillo AR, Voss RS. 2006. Ten new Genera of Oryzomyine Rodents (Cricetidae: Sigmodontinae). American Museum Novitates 3537(1): 1-?. http://doi.org/10.1206/0003-0082(2006)3537[1:TNGOOR]2.0.CO;2.

Submetido em: 08/maio/2020
Aceito em: 15/outubro/2020

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 93-106, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

ARTIGOS

A contribuição dos estudos de licenciamento ambiental ao conhecimento da mastofauna da bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, sul do Brasil

Jorge José Cherem[1,*], André Filipe Testoni[2], Sérgio Luiz Althoff[3]

[1] *Caipora Cooperativa para Conservação da Natureza, Florianópolis, SC, Brasil.*
[2] *ECOAMA Consultoria e Assessoria Ambiental Ltda, Blumenau, SC, Brasil.*
[3] *Laboratório de Biologia Animal, Departamento de Ciências Naturais, Universidade Regional de Blumenau, FURB, Blumenau, SC, Brasil.*
[*] *Autor para correspondência: jjcherem@gmail.com*

Resumo: A implantação de empreendimentos hidrelétricos requer o desenvolvimento de atividades de levantamento, monitoramento e resgate de fauna, as quais fornecem dados inéditos sobre diversos aspectos da biologia das espécies. Neste trabalho apresentam-se os resultados do monitoramento e resgate de mamíferos em três pequenas centrais hidrelétricas no rio Irani, oeste do estado de Santa Catarina. No período de março de 2006 a agosto de 2011, foram conduzidas 15 campanhas de monitoramento, além de atividades de resgate de fauna durante a supressão da vegetação e enchimento dos reservatórios. Os seguintes métodos de amostragem foram empregados: observação direta, levantamento de vestígios, levantamento de mamíferos atropelados, armadilhas fotográficas, armadilhas de interceptação e queda, armadilhas do tipo gaiola, resgate embarcado e redes de neblina. Foram registradas oito ordens, 21 famílias e 55 espécies, incluindo seis ameaçadas de extinção em nível estadual, nacional ou global (*Chironectes minimus, Herpailurus yagouaroundi, Leopardus guttulus, L. wiedii, Cuniculus paca* and *Mazama nana*) e três exóticas invasoras (*Lepus europaeus, Mus musculus* e *Rattus rattus*). Foram também registradas duas espécies domésticas em armadilhas fotográficas (*Felis catus* e *Canis familiaris*). Contudo, apenas duas espécies de grande porte foram identificadas (*Hydrochoerus hydrochaeris* e *Mazama nana*), possivelmente refletindo a perda e alteração da vegetação nativa e pressão de caça.

Palavras-Chave: Levantamento; Mata Atlântica; Usinas hidrelétricas.

Abstract: The contribution of environmental licensing studies to the knowledge of mammalian fauna in the Irani river basin, State of Santa Catarina, southern Brazil. The implementation of hydroelectric plants requires surveys, monitoring, and rescue activities for the fauna, which provides new data about species biology. In this paper, we present the results of mammal monitoring and rescue activities in three small hydroelectric powers located at the Irani River, west of the State of Santa Catarina, southern Brazil. Fifteen monitoring field trips and three animal rescue activities were conducted between March of 2006 and August of 2011. We used the following survey approaches: direct observation, detection of signs, collection of road kills, camera traps, pitfall traps, live traps, on-board rescue, and mist nets. We documented eight orders, 21 families, and 55 species, including six threatened species at state, national, or global level (*Chironectes minimus, Herpailurus yagouaroundi, Leopardus guttulus, L. wiedii, Cuniculus paca,* and *Mazama nana*), and three exotic invasive ones (*Lepus europaeus, Mus musculus* and *Rattus rattus*). We also reported the presence of two domestic species (*Felis catus* and *Canis familiaris*) in camera traps. However, only two large sized mammals have been identified (*Hydrochoerus hydrochaeris* and *Mazama nana*), which likely reflects local alteration of the natural vegetation and hunting pressure.

Key-Words: Atlantic Forest; Hydroelectric power plants; Inventory.

INTRODUÇÃO

O crescimento da população humana e o desenvolvimento econômico têm levado a uma crescente demanda energética, o que torna necessária a implantação de empreendimentos de geração e distribuição de energia (ANEEL, 2008). Esses empreendimentos acarretam impactos sobre a fauna, os quais devem ser avaliados, mitigados e compensados de acordo com a legislação ambiental brasileira (CONAMA, 1986). Isto é feito, por exemplo, pelo desenvolvimento de atividades de monitoramento e resgate de fauna e pela aquisição de áreas para criação de Unidades de Conservação ou destinação de recursos a Unidades pré-existentes, ainda que essas

ações sejam passíveis de críticas em muitos casos, assim como algumas práticas, como a soltura de animais resgatados (Alho, 2011; Eletrobrás, 1999; Fearnside, 2005).

O conhecimento obtido pelos estudos ambientais muitas vezes fornece informações inéditas sobre a fauna local, incluindo ampliações de distribuição, registro de espécies novas, novos dados ecológicos, etc. Além disso, os espécimes depositados em coleções zoológicas servem de testemunho da ocorrência de uma espécie em determinada localidade, bem como permitem a revisão contínua de sua identificação, e representam uma fonte importante de dados para estudos futuros em diversas áreas. Desta forma, a publicação dessas informações também é recomendada e deveria ser considerada uma forma de compensação de impactos (Alho *et al.,* 2003; Gribel, 1993; Rodrigues, 2006).

No oeste de Santa Catarina, várias usinas hidrelétricas de micro, pequeno e grande porte foram planejadas, e muitas implementadas devido ao potencial hídrico da região (Tonezer *et al.,* 2016). Essa região abrange duas das formações fitofisionômicas mais ameaçadas da Mata Atlântica catarinense, a Floresta Estacional Decidual e a Floresta Ombrófila Mista, que atualmente apresentam 22,0% e 16,3% da cobertura original no estado (Vibrans *et al.,* 2012). Além disso, apenas recentemente, a fauna dessas formações começou a ser mais bem conhecida, levando ao registro de mamíferos raros, como *Molossops neglectus* Williams & Genoways, 1980 e *Abrawayaomys ruschii* Cunha e Cruz, 1979, e ameaçados, como *Mazama nana* (Hensel, 1872) e *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) (Althoff *et al.,* 2018; Bogoni *et al.,* 2016; Cheida *et al.,* 2019; Maestri *et al.,* 2015). Desta forma, considerando a importância da divulgação dos resultados de estudos ambientais nessa região, apresentam-se aqui os registros de mamíferos obtidos durante estudos faunísticos referentes ao licenciamento ambiental de três pequenas centrais hidrelétricas no oeste do estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

A bacia do rio Irani, que faz parte da Bacia Hidrográfica do rio Uruguai, está situada na região oeste do estado de Santa Catarina e possui uma área de drenagem de 1.750 km² de extensão, com altitudes ao longo do rio Irani variando entre 1.250 m na nascente e 270 m em sua foz (Klingelfus *et al.,* 2009). A área do presente estudo abrange os municípios de Arvoredo, Faxinal dos Guedes, Xanxerê, Xavantina e Xaxim (Figura 1), e está inserida no Bioma Mata Atlântica. Duas formações fitofisionômicas estão incluídas nessa área, a floresta estacional decidual, presente nas partes mais baixas do vale do rio Irani, e a floresta ombrófila mista, que ocorre nas partes mais altas e caracteriza-se pela presença da *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (araucária ou pinheiro-brasileiro). Atualmente, no entanto, grande parte da cobertura florestal encontra-se convertida em

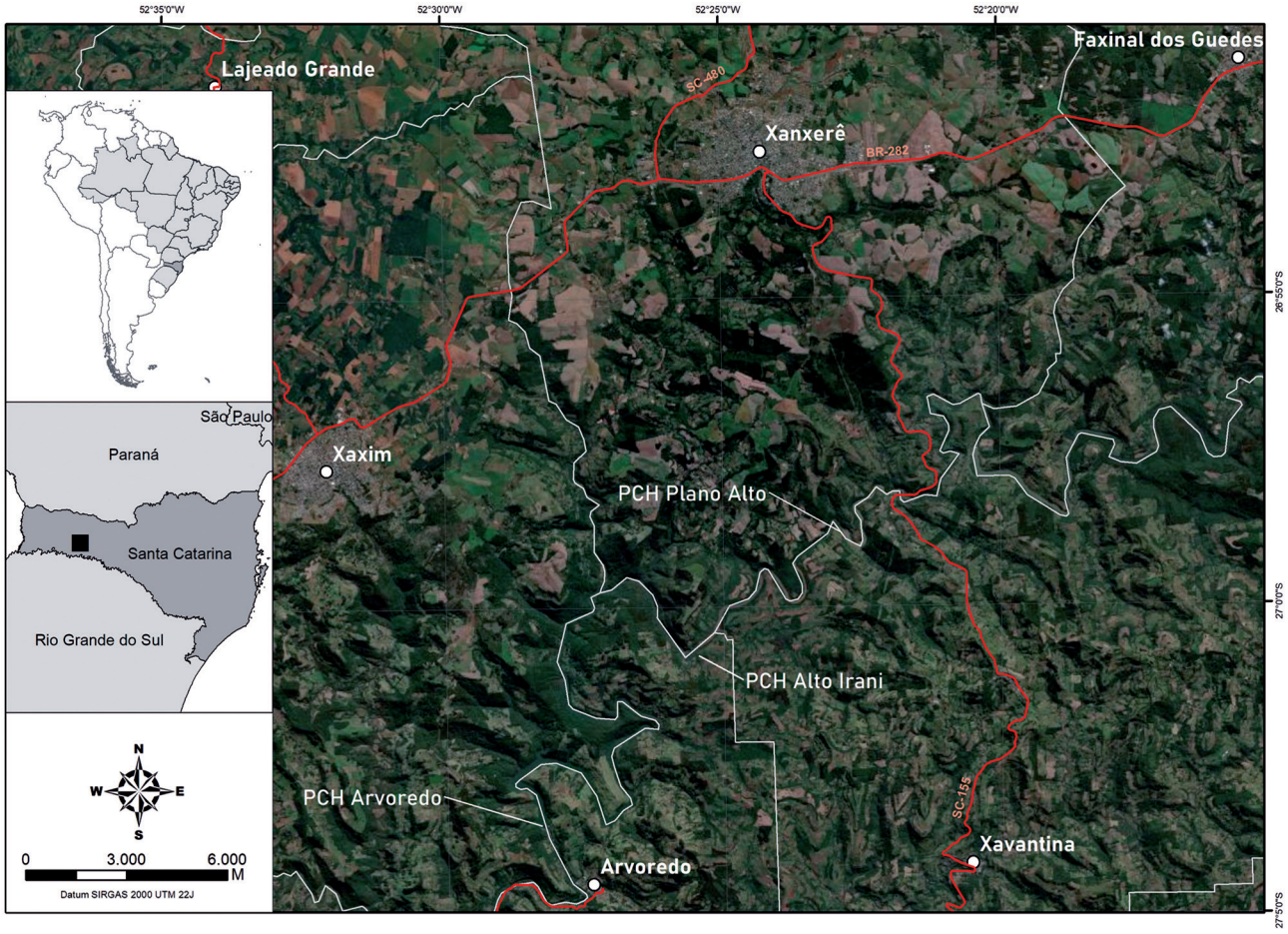


Figura 1: Localização dos empreendimentos hidrelétricos e dos municípios que compõem a área de estudo, no oeste do estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

áreas agropastoris e silviculturas. O clima predominante, segundo o sistema de Köeppen, é mesotérmico úmido (Cfb), a temperatura média anual de 17°C e a pluviosidade média anual de 2.200 mm (Martins & Bittencourt, 2012; Silveira Netto *et al.,* 2012).

Os estudos foram realizados durante o licenciamento de três pequenas centrais hidrelétricas (PCH) da CPFL Energias Renováveis, situadas no rio Irani, um afluente da margem direita do rio Uruguai (Figura 1). Os empreendimentos são a PCH Plano Alto (26°58'49"S, 52°22'47"O), PCH Alto Irani (27°00'48"S, 52°25'41"O) e PCH Arvoredo (27°03'31"S, 52°28'14"O), cujas potências instaladas são, respectivamente, de 16MW, 21MW e 13MW. Para mais detalhes sobre a localização e a caracterização desses empreendimentos, ver Cherem & Salmoria (2012). Todas as coordenadas fornecidas no presente estudo são do Datum WGS84.

No período de março de 2006 a agosto de 2011, foram realizadas 15 campanhas de monitoramento e nove atividades de resgate durante a supressão da vegetação ou enchimento dos reservatórios. O detalhamento da amostragem até fevereiro de 2010 é apresentado em Cherem & Salmoria (2012). Posteriormente, foram realizadas quatro campanhas de monitoramento na etapa de operação da PCH Arvoredo, em novembro de 2010, e fevereiro, maio e agosto de 2011. Além disso, no intuito de complementar os dados do levantamento dos quirópteros na área de estudo, foi incluída uma amostragem desse grupo, não pertencente ao processo de licenciamento, efetuada nas proximidades da PCH Arvoredo.

Oito métodos de amostragem foram empregados: 1) observação direta de animais vivos ou encontrados mortos (não atropelados); 2) levantamento de vestígios; 3) levantamento de mamíferos atropelados; 4) armadilhas fotográficas; 5) armadilhas do tipo gaiola; 6) armadilhas de interceptação e queda com cerca guia; 7) resgate embarcado durante o enchimento dos reservatórios; e 8) captura de morcegos com redes de neblina.

Os dois primeiros métodos foram empregados em todas as campanhas e durante as atividades de resgate, tanto na área de implantação dos empreendimentos quanto em outros locais na área de estudo. Para tanto, percursos não sistematizados foram realizados ao longo de estradas, trilhas e margens de córregos e açudes, em ambientes florestais, silviculturas e áreas abertas (agropastoris), tanto a pé quanto com veículo automotor, e abrangendo os períodos matutino, vespertino e noturno. O esforço total foi de 2.300 horas. As pegadas foram identificadas conforme Becker & Dalponte (1991). As pegadas de *Didelphis* foram atribuídas a *D. albiventris* Lund, 1840 por ter sido a única espécie do gênero registrada na área de estudo. Por outro lado, as pegadas de pequenos felinos e de cervídeos não foram identificadas quanto à espécie (Angeli *et al.,* 2014; Carvalho *et al.,* 2015). As fezes foram identificadas de acordo com González (2001).

O levantamento de mamíferos atropelados foi realizado de modo não sistematizado em todo o período de estudo. Foram percorridos os trechos das rodovias BR-282 e SC-155 dentro da área de estudo, as estradas que ligam os municípios de Xaxim, Arvoredo e Xavantina, e as estradas de acesso e internas dos empreendimentos, tanto nos períodos matutino e vespertino quanto período noturno. Ao todo foram percorridos cerca de 8.000 km, em velocidade compatível com os limites de cada trecho, 20-80 km/h.

Armadilhas fotográficas analógicas Tigrinus® foram instaladas em trilhas, estradas e margens de cursos d'água, em dois da PCH Plano Alto (26°57'34"S, 52°20'39"O; 26°58'10"S, 52°19'42"O), dois da PCH Alto Irani (26°59'21"S, 52°23'57"O; 27°00'48"S, 52°25'45"O) e quatro da PCH Arvoredo (27°02'18"S, 52°27'46"O; 27°02'19"S, 52°27'48"O; 27°03'23"S, 52°28'09"O; 27°03'23"S, 52°28'10"O). As máquinas fotográficas foram equipadas com filme colorido, ISO 400, 36 poses, e programadas para fotografar durante as 24 horas do dia, com intervalo mínimo de um minuto entre as fotos. Não foram utilizadas iscas atrativas. O esforço amostral foi calculado pela soma dos períodos entre o dia de instalação da armadilha e o dia da última fotografia batida em cada filme, representando 200 armadilhas-dia na PCH Plano Alto, 94 na PCH Alto Irani e 286 na PCH Arvoredo, com um total de 580 armadilhas-dia. O número de registros independentes para cada espécie foi computado considerando-se o intervalo mínimo de uma hora entre as fotografias em cada armadilha (Gómez *et al.,* 2005; Bogoni *et al.,* 2016).

As armadilhas do tipo gaiola (modelo *Young;* 13 × 13 × 20 cm, 10 × 15 × 26 cm e 18 × 18 × 45 cm) para captura de pequenos mamíferos foram distribuídas na borda e interior de fragmentos florestais, em áreas abertas e na margem de córregos. As amostragens ocorreram em três pontos na PCH Plano Alto (26°57'24"S, 52°20'28"O; 26°57'32"S, 52°20'40"O; 26°58'09"S, 52°19'39"O), cinco na PCH Alto Irani (26°59'35"S, 52°23'43"O; 26°59'47"S, 52°24'58"O; 27°00'42"S, 52°25'45"O; 27°00'53"S, 52°25'30"O; 27°01'03"S, 52°25'25"O) e dois na PCH Arvoredo (27°02'18"S, 52°27'44"O; 27°00'50"S, 52°30'05"O). As armadilhas foram dispostas tanto no solo quanto no sub-bosque, entre 1,5 m e 2 m de altura, sem padronização da amostragem entre os pontos. Pedaços de bacon e de banana foram utilizados como isca. O esforço amostral foi de 1.795 armadilhas-noite na PCH Plano Alto, 1.171 na PCH Alto Irani e 882 na PCH Arvoredo, totalizando 3.848 armadilhas-noite.

Duas linhas de armadilhas de interceptação e queda com cerca guia foram instaladas na área de estudo, no interior de fragmentos florestais em estágio avançado (PCH Alto Irani = 27°00'03,2"S, 52°24'56,8"O; PCH Arvoredo = 27°02'18,3"S, 52°27'44,2"O). Cada linha possuía seis baldes de 60 litros enterrados a 10 metros um do outro. Uma lona plástica preta foi utilizada como cerca guia, com cerca de 0,5 m de altura e enterrada cerca de 10 cm. Pedaços de laranja eram colocados dentro dos baldes, os quais eram revisados diariamente e fechados no último dia de cada campanha. O esforço amostral foi de 168 baldes-noite na PCH Alto Irani e 198 na PCH Arvoredo, totalizando 366 baldes-noite.

O resgate embarcado durante o enchimento dos reservatórios foi realizado de 13 a 24 de setembro de

2007 na PCH Alto Irani, de 25 de setembro a 07 de outubro de 2007 na PCH Plano Alto e de 13 a 17 de fevereiro de 2010 na PCH Arvoredo. Os procedimentos de resgate foram apresentados em Cherem & Salmoria (2012).

A captura de morcegos foi feita com redes de neblina de 7 × 3 m, 12 × 3 m e 18 × 3 m, no interior e na borda de fragmentos florestais, ao longo ou transversalmente a trilhas, e na saída de colônias. Foram amostrados três pontos na PCH Plano Alto (26°57'24"S, 52°20'29"O; 26°57'27"S, 52°20'30"O; 26°57'39"S, 52°20'29"O), três na PCH Alto Irani (27°00'59"S, 52°25'37"O; 27°00'51"S, 52°25'30"O; 26°59'25"S, 52°24'23"O) e dois na PCH Arvoredo (27°03'07"S, 52°29'00"O; 27°02'47"S, 52°28'50"O), além de um ponto em uma colônia em Xaxim (27°01'56"S, 52°29'53"O). As redes foram armadas ao pôr do sol, revisadas a cada 15 ou 20 minutos, e permaneciam abertas por seis horas, exceto em caso de chuva. O esforço amostral foi calculado multiplicando-se a área total das redes pelo tempo de exposição e pelo número de repetições, conforme Straube & Bianconi (2002), sendo de 5.020 m²h na PCH Plano Alto, 7.056 m²h na PCH Alto Irani, 10.392 m²h na PCH Arvoredo e 666 m²h no ponto da colônia, totalizando 23.134 m²h.

As capturas e coletas foram realizadas com base nas autorizações № 045/07, 018/08, 10/09, 13/10 emitida pelo IBAMA e a amostragem complementar de quirópteros sob o protocolo SISBIO 26934-1. Espécimes-testemunhos foram depositados nas coleções zoológicas da Universidade de Blumenau (CZFURB), Blumenau, e da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em Florianópolis (Apêndice I).

Os mamíferos foram identificados de acordo com Diaz *et al.* (2016); Gardner (2008); González (2001), quanto ao padrão da pelagem de *Oligoryzomys;* Patton *et al.* (2015); e por comparação com o material depositado nas CZFURB e UFSC. Roedores cricetídeos também foram identificados com o auxílio de análise citogenética. Os cromossomos foram obtidos por preparação direta com adaptações (Ford & Hamerton, 1956; Sbalqueiro, 1989). A partir disso, foram feitas lâminas para o estudo das metáfases em coloração convencional (Giemsa 5%) para determinar o número de cromossomos (2n) e o número de braços dos autossomos (FNa) de cada indivíduo (Apêndice I). A identificação dos morcegos do gênero *Myotis,* apresentada em Cherem *et al.* (2012), foi revisada no presente trabalho, contando-se com o apoio da especialista Liu Idárraga.

A nomenclatura e o ordenamento taxonômico seguem Quintela *et al.* (2020), exceto pelo uso do gênero *Cebus* em vez de *Sapajus,* conforme argumentado por Gutiérrez & Marinho-Filho (2017). Estudos recentes indicam que *Sylvilagus brasiliensis* (Linnaeus, 1758) representa um complexo de espécies (*e.g.,* Ruedas *et al.,* 2019; Silva *et al.,* 2019), sendo aqui referido como *Sylvilagus* sp. A nomenclatura das espécies domésticas e exóticas segue Gentry *et al.* (2004) e Wilson & Reeder (2005), respectivamente. São indicadas as espécies ameaçadas em nível global (IUCN, 2020), nacional (MMA, 2014) e estadual (Santa Catarina, 2011), endêmicas do bioma Mata Atlântica (Graipel *et al.,* 2017), incluídas na Convenção sobre a Conservação das Espécies Migratórias de Animais Silvestres (MMA, 2018) e exóticas invasoras (Santa Catarina, 2012).

RESULTADOS

Ao todo, foram registradas 55 espécies de mamíferos, incluindo seis ameaçadas e sete endêmicas da Mata Atlântica, pertencentes a 21 famílias e nove ordens para a bacia do rio Irani, no oeste de Santa Catarina (Tabela 1, Figuras 2 e 3). *Lasiurus blossevillii* (Lesson & Garnot, 1826) está incluída na Convenção sobre a Conservação das Espécies Migratórias de Animais Silvestres. *Lepus europaeus* Pallas, 1778, *Mus musculus* Linnaeus, 1758 e *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) são consideradas espécies exóticas invasoras. Adicionalmente, foram registradas duas espécies domésticas em armadilhas fotográficas, *Felis catus* Linnaeus, 1758 (gato-doméstico) e *Canis familiaris* Linnaeus, 1758 (cachorro-doméstico), além de *Bos taurus* Linnaeus, 1758 (boi), visualizado nos três empreendimentos.

Pelo método de observação direta foram registradas 21 espécies de mamíferos. *Mazama nana, Cebus nigritus, Sylvilagus* sp., *Mus musculus* foram exclusivas desse método (Tabela 1). Entre esses registros, 14 mamíferos pertencentes a nove espécies (*Gracilinanus microtarsus* (Wagner, 1842); *Didelphis albiventris; Dasypus novemcinctus* Linnaeus, 1758; *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818); *Hydrochoerus hydrochaeris* (Linnaeus, 1758); *Nectomys squamipes* (Brants, 1827), *Oligoryzomys nigripes* (Olfers, 1818); *Myocastor coypus* (Molina, 1782) e *Rattus rattus*) foram encontrados mortos ao longo do estudo, mas a causa não pôde ser determinada. Além desses, um espécime de *Oligoryzomys* sp. foi encontrado no estômago de uma serpente atropelada, *Phylodrias olfersii* (Lichtenstein, 1823).

Através de vestígios foram levantadas 15 espécies na área de estudo. Foram também encontradas pegadas e fezes de felinos de pequeno porte, não identificadas quanto à espécie, e pegadas de um marsupial às margens do rio Irani, possivelmente de *Philander quica.* Os únicos registros de *Chironectes minimus* e *Cabassous tatouay* (Desmarest, 1804) foram feitos por pegadas (Tabela 1).

Pelo levantamento de mamíferos atropelados foram encontrados 43 indivíduos atribuídos a 12 espécies. Dentre eles, 26 foram na SC-466, 10 na BR-282 e sete em estradas secundárias. Não foram identificados pontos específicos de maior incidência de atropelamentos. Uma espécie foi registrada apenas por esse método, *Eira barbara* (Linnaeus, 1758). *Didelphis albiventris* foi a espécie mais frequente, com 18 registros (41,86% do total), seguida por *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (sete registros, 16,28%) (Tabelas 2 e S1).

As armadilhas fotográficas permitiram a detecção de 17 espécies de mamíferos para a bacia do rio Irani. Em alguns casos, a identificação foi possível apenas até gênero (*Dasypus* e *Leopardus*). Dos 149 registros independentes obtidos, *Cerdocyon thous* foi a espécie mais

frequente (35,57% do total), seguida por *Procyon cancrivorus* (G. Cuvier, 1798) (14,77%) e *Cuniculus paca* (12,75%) (Tabela 3).

Nas armadilhas do tipo *Young* foram obtidas 220 capturas totais de 13 espécies de pequenos mamíferos das famílias Didelphidae, Cricetidae e Muridae, com

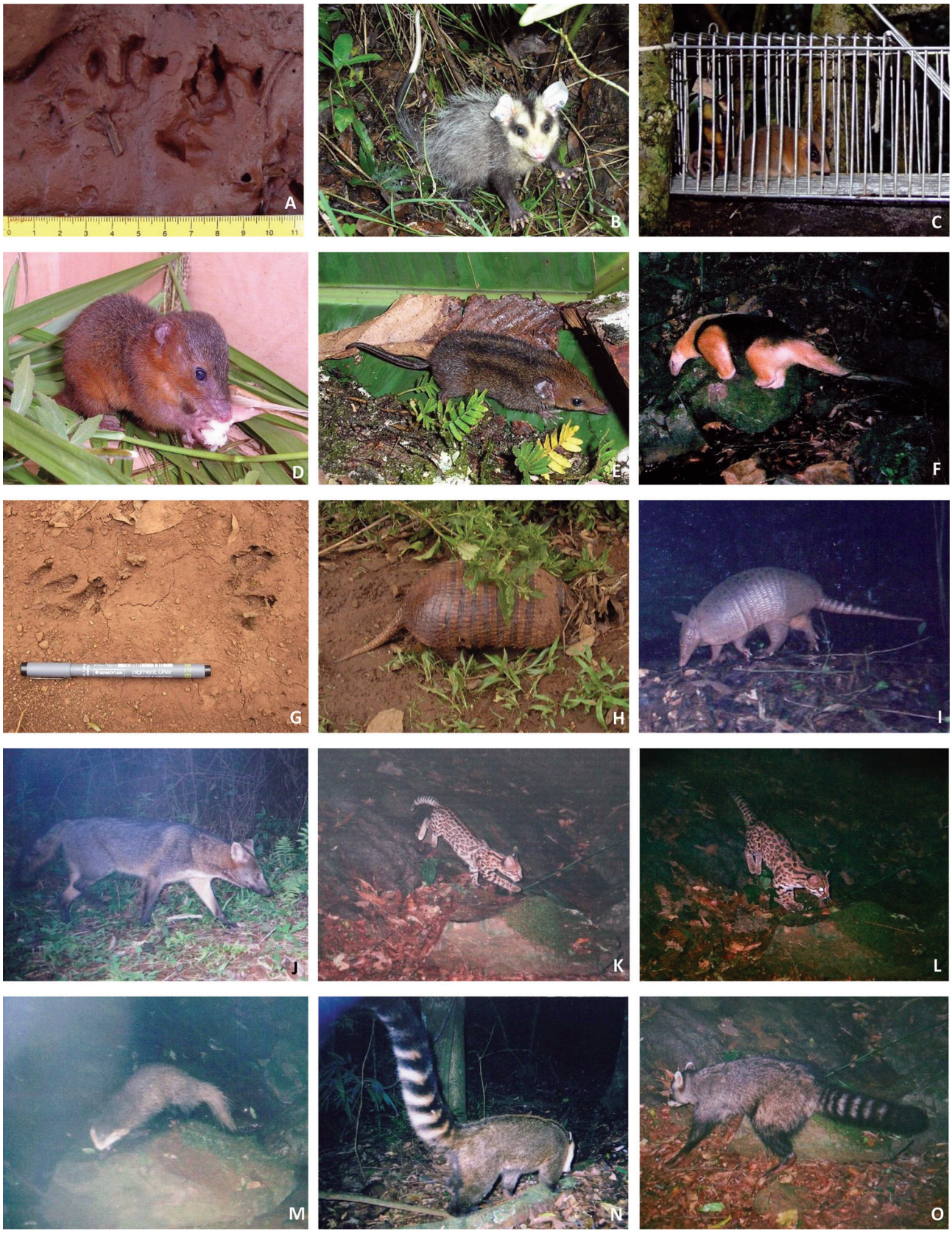


Figura 2: Marsupiais, xenartros e carnívoros registrados na bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina: Pegadas de *Chironectes minimus* (A); *Didelphis albiventris* (B); *Gracilinanus microtarsus* (C); *Monodelphis dimidiata* (D); *Monodelphis scalops* (E); *Tamandua tetradactyla* (F); Pegadas de *Cabassous tatouay* (G); *Euphractus sexcinctus* (H); *Dasypus novemcinctus* (I); *Cerdocyon thous* (J); *Leopardus guttulus* (K); *Leopardus wiedii* (L); *Galictis cuja* (M); *Nasua nasua* (N); e *Procyon cancrivorus* (O). Fotos: Lucas Mariotto (A), J.J. Cherem (B-E, G), Tobias S. Kunz (H) e registros por armadilha fotográfica (F, I-O).

um sucesso total de captura de 5,72%. Cinco capturas ocorreram no sub-bosque, sendo um *Gracilinanus microtarsus,* dois *Akodon* sp., um *Oligoryzomys nigripes* e um *Sooretamys angouya;* as demais no solo. *Monodelphis dimidiata* (Wagner, 1847), *Oxymycterus quaestor, Scapteromys meridionalis, Sooretamys angouya* foram

Figura 3: Quirópteros e roedores registrados na bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina: *Artibeus fimbriatus* (A); *Artibeus lituratus* (B); *Chrotopterus auritus* (C); *Sturnira lilium* (D); *Vampyressa pusilla* (E); *Lasiurus blossevillii* (F); *Akodon* sp. (G); *Akodon* sp. como coloração amarela anômala (H); *Brucepattersonius iheringi* (I); *Necromys lasiurus* (J); *Thaptomys nigrita* (K); *Cuniculus paca* (L); pegadas de *Dasyprocta azarae* (M); *Myocastor coypus* (N); e *Guerlinguetus brasiliensis* (O). Fotos: S.L. Althoff (A-F), Ivo R. Ghizoni-Jr. (G-K), J.J. Cherem (M, N) e registros por armadilha fotográfica (L, O).

Tabela 1: Mamíferos registrados na bacia do rio Irani, oeste do estado de Santa Catarina, sul do Brasil, no período de março de 2006 a agosto de 2011. Municípios: Arv = Arvoredo; Fax = Faxinal dos Guedes; Xan = Xanxerê; Xav = Xavantina; Xax = Xaxim. Métodos: A = atropelado; Ca = captura em armadilhas *Young;* Cp = captura em armadilhas de interceptação e queda; Cr = captura em rede de neblina; F = armadilha fotográfica; O = observação; R = resgate durante o enchimento dos reservatórios; Vo = ossos e dentes; Vp = pegadas/fezes. Status: E = endêmico da Mata Atlântica; BR-VU = vulnerável em nível nacional; GL-VU = vulnerável em nível global; SC-VU = vulnerável em nível estadual.

Táxon	Nome comum	Municípios	Métodos	Status
DIDELPHIMORPHIA				
Didelphidae				
Chironectes minimus (Zimmermann, 1780)	cuíca-d'água, gambá-d'água	Arv	Vp	SC-VU
Cryptonanus guahybae (Tate, 1931)	guaiquica	Xav Xax	Cp R	
Didelphis albiventris Lund, 1840	gambá, raposa	Arv Xan Xav Xax	A Cp F O Vp Vo	
Gracilinanus microtarsus (Wagner, 1842)	guaiquica	Arv Xax	Ca Cp O R	
Monodelphis scalops (Thomas, 1888)	catita	Xax	Ca Cp	E
Monodelphis dimidiata (Wagner, 1847)	catita	Xav	Ca	
Philander quica (Temminck, 1824)	cuíca	Arv Xax	F O	
CINGULATA				
Dasypodidae				
Dasypus novemcinctus Linnaeus, 1758	tatu-galinha	Arv Xan Xav Xax	A F O Vp	
Chlamyphoridae				
Cabassous tatouay (Desmarest, 1804)	tatu-de-rabo-mole	Xax	Vp	
Euphractus sexcinctus (Linnaeus, 1758)	tatu-peba	Xan	A O	
PILOSA				
Myrmecophagidae				
Tamandua tetradactyla (Linnaeus, 1758)	tamanduá	Xav Xax	F O	
PRIMATES				
Cebidae				
Cebus nigritus (Goldfuss, 1809)	macaco-prego	Xan Xav	O	E
LAGOMORPHA				
Leporidae				
Lepus europaeus Pallas, 1778	lebre	Arv Xan Xav Xax	A O	
Sylvilagus sp.	tapiti	Arv	O	
RODENTIA				
Caviidae				
Cavia aperea Erxleben, 1777	preá	Xan Xav Xax	A O Vp	
Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1766)	capivara	Arv Xan Xav Xax	F O Vp	
Cricetidae				
Akodon montensis Thomas, 1913	rato	Arv Fax Xan Xav Xax	Ca Cp R	
Akodon paranaensis Christoff *et al.,* 2000	rato	Arv Fax/Xav Xax	Ca Cp R	
Brucepattersonius iheringi (Thomas, 1896)	rato	Arv Fax Xan Xav Xax	Cp R	E
Necromys lasiurus (Lund, 1840)	rato	Arv Xav Xax	Ca Cp R	
Nectomys squamipes (Brants, 1827)	rato	Arv Fax Xav Xax	Ca O R	
Oligoryzomys flavescens (Waterhouse, 1837)	rato	Arv Xav Xax	Ca R	
Oligoryzomys nigripes (Olfers, 1818)	rato	Arv Xav Xax	Ca Cp O R	
Oxymycterus quaestor Thomas, 1903	rato	Arv Xav Xax	Ca	E
Scapteromys meridionalis Quintela *et al.,* 2014	rato	Xax	Ca	E
Sooretamys angouya (Fischer, 1814)	rato	Xav	Ca	E
Thaptomys nigrita (Lichtenstein, 1829)	rato	Arv Fax Xav Xax	Cp R	E
Cuniculidae				
Cuniculus paca (Linnaeus, 1766)	paca	Xav	F Vp	SC-VU
Dasyproctidae				
Dasyprocta azarae Lichtenstein, 1823	cutia	Xan Xav	F Vp	
Echimyidae				
Myocastor coypus (Molina, 1782)	ratão-do-banhado	Arv Xan Xav	F Vp	
Muridae				
Mus musculus Linnaeus, 1758	camundongo-doméstico	Arv Xav	O	
Rattus rattus (Linnaeus, 1758)	rato-preto	Arv Fax Xan Xav Xax	Ca O R	
Sciuridae				
Guerlinguetus brasiliensis (Gmelin, 1788)	esquilo	Arv Xav Xax	F O R	
CHIROPTERA				
Molossidae				
Eumops auripendulus (Shaw, 1800)	morcego		Cr	
Promops nasutus (Spix, 1823)	morcego		Cr	

Táxon	Nome comum	Municípios	Métodos	Status
Phyllostomidae				
Artibeus fimbriatus Gray, 1838	morcego		Cr	
Artibeus lituratus (Olfers, 1818)	morcego		Cr	
Chrotopterus auritus (Peters, 1856)	morcego		Cr	
Sturnira lilium (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1810)	morcego		Cr	
Vampyressa pusilla (Wagner, 1843)	morcego		Cr	
Vespertilionidae				
Eptesicus furinalis (d'Orbigny & Gervais, 1847)	morcego		Cr	
Histiotus montanus (Philippi e Landbeck, 1861)	morcego		Cr	
Histiotus velatus (I. Geoffroy Saint-Hilaire, 1824)	morcego		Cr	
Lasiurus blossevillii (Lesson, 1826)	morcego		Cr	
Myotis levis (I. Geoffroy Saint-Hilaire, 1824)	morcego		Cr	
Myotis riparius Handley, 1960	morcego		Cr	
CARNIVORA				
Canidae				
Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766)	graxaim, cachorro-do-mato	Arv Xan Xav Xax	A F O Vo Vp	
Mustelidae				
Eira barbara (Linnaeus, 1758)	irara	Xav	A	
Galictis cuja (Molina, 1782)	furão	Arv Xav Xax	F O Vp	
Lontra longicaudis (Olfers, 1818)	lontra	Xav	F O Vp	
Procyonidae				
Nasua nasua (Linnaeus, 1766)	quati	Arv Xan Xav Xax	F O Vp	
Procyon cancrivorus (Cuvier, 1798)	guaxinim, mão-pelada	Arv Xan Xav Xax	A F O Vp	
Felidae				
Herpailurus yagouaroundi (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	jaguarundi, gato-mourisco	Xan	A O	BR-VU
Leopardus guttulus (Hensel, 1872)	gato-do-mato-pequeno	Arv Xav Xax	F	BR-VU
Leopardus wiedii (Schinz, 1821)	gato-maracajá	Xav Xax	F	BR-VU
ARTIODACTYLA				
Cervidae				
Mazama nana (Hensel, 1872)	poca	Arv Xax	O	GL-VU BR-VU SC-VU
Mazama sp.	veado	Arv Xan Xav Xax	F O Vp	

Tabela 2: Mamíferos registrados atropelados nas estradas da área de estudo, situada na bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, no período de março de 2006 a agosto de 2011.

Espécie	Nº de Indivíduos	Porcentagem (%)
Didelphis albiventris	18	41,86
Cerdocyon thous	7	16,28
Myocastor coypus	3	6,98
Procyon cancrivorus	3	6,98
Dasypus novemcinctus	2	4,65
Lepus europaeus	2	4,65
Cavia aperea	2	4,65
Herpailurus yagouaroundi	2	4,65
Euphractus sexcinctus	1	2,33
Tamandua tetradactyla	1	2,33
Leopardus sp.[1]	1	2,33
Eira barbara	1	2,33
Total	43	100,00

[1] Refere-se a *Leopardus guttulus* ou *L. wiedii.*

registradas unicamente por esse método. *Akodon* foi o gênero mais comumente capturado nas três PCH, representando 75,91% do total de capturas, seguido por *Monodelphis dimidiata* e *Sooretamys angouya,* com 7,73% e 6,36%, respectivamente. As demais nove espécies juntas representaram 10,00% do total de capturas (Tabela 4).

Nas armadilhas de interceptação e queda foram obtidas 109 capturas totais de 11 espécies de pequenos mamíferos das famílias Didelphidae e Cricetidae. Os gêneros *Akodon* e *Oligoryzomys* foram os mais frequentes, representando 39,45% e 36,70% do total de capturas nos dois pontos de amostragem, enquanto os outros nove gêneros juntos representaram 23,85% (Tabela 5).

Nos resgates embarcados durante o enchimento dos reservatórios foram capturados 76 pequenos mamíferos pertencentes a 12 espécies de quatro famílias (Didelphidae, Cricetidae, Muridae e Sciuridae) (Tabela 6). Nenhum mamífero de médio ou grande porte foi resgatado. Dentre os espécimes de *Akodon* resgatados na PCH Arvoredo, um apresentava coloração diferenciada, com tonalidade amarelada (Figura 3H).

Considerando-se os registros por redes-de-neblina para as três PCHs, foram capturados 276 indivíduos de 13 espécies pertencentes às famílias Molossidae, Phyllostomidae e Vespertilionidae. Foram registrados quirópteros pertencentes a três guildas, dentre as quais os insetívoros incluíram o maior número de espécies (n = 8). Por outro lado, os frugívoros foram os mais abundantes, correspondendo a 93,84% das capturas. *Sturnira lilium* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1810) foi a espécie mais frequentemente capturada, representando 80,43% das capturas na bacia do rio Irani (Tabela 7).

Tabela 3: Número de registros independentes de mamíferos amostrados em armadilhas fotográficas na bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, no período de março de 2006 a agosto de 2011.

Espécie	PCH Plano Alto		PCH Alto Irani		PCH Arvoredo		Total	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Cerdocyon thous	46	42,59	5	29,41	2	8,33	53	35,57
Procyon cancrivorus	7	6,48	4	23,53	11	45,83	22	14,77
Cuniculus paca	19	17,59	—	—	—	—	19	12,75
Dasypus novemcinctus	15	13,89	2	11,76	—	—	17	11,41
Leopardus guttulus	3	2,78	1	5,88	3	12,50	7	4,70
Canis familiaris	1	0,93	4	23,53	—	—	5	3,36
Dasypus sp.	3	2,78	—	—	1	4,17	4	2,68
Tamandua tetradactyla	2	1,85	—	—	2	8,33	4	2,68
Nasua nasua	4	3,70	—	—	—	—	4	2,68
Leopardus wiedii	2	1,85	—	—	1	4,17	3	2,01
Galictis cuja	1	0,93	—	—	1	4,17	2	1,34
Leopardus sp.	2	1,85	—	—	—	—	2	1,34
Didelphis albiventris	1	0,93	—	—	—	—	1	0,67
Philander quica	—	—	—	—	1	4,17	1	0,67
Hydrochoerus hydrochaeris	—	—	—	—	1	4,17	1	0,67
Guerlinguetus brasiliensis	1	0,93	—	—	—	—	1	0,67
Lontra longicaudis	1	0,93	—	—	—	—	1	0,67
Felis catus	—	—	—	—	1	4,17	1	0,67
Mazama nana	—	—	1	—	—	—	1	0,67
Total	108	100,00	17	100,00	24	100,00	149	100,00

Tabela 4: Número de capturas totais de mamíferos registrados em armadilhas instaladas na bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, no período de março de 2006 a agosto de 2011.

Táxon	PCH Plano Alto		PCH Alto Irani		PCH Arvoredo		Total	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Gracilinanus microtarsus	—	—	—	—	1	2,08	1	0,45
Monodelphis dimidiata	17	14,29	—	—	—	—	17	7,73
Monodelphis scalops	—	—	—	—	1	2,08	1	0,45
Akodon spp.[1]	83	69,75	44	83,02	40	83,33	167	75,91
Necromys lasiurus	1	0,84	—	—	—	—	1	0,45
Nectomys squamipes	1	0,84	1	1,89	—	—	2	0,91
Oligoryzomys flavescens	1	0,84	—	—	1	2,08	2	0,91
Oligoryzomys nigripes	7	5,88	2	3,77	3	6,25	12	5,45
Oxymycterus quaestor	—	—	—	—	1	2,08	1	0,45
Scapteromys meridionalis	1	0,84	—	—	—	—	1	0,45
Sooretamys angouya	7	5,88	6	11,32	1	2,08	14	6,36
Rattus rattus	1	0,84	—	—	—	—	1	0,45
Total	119	100,00	53	100,00	48	100,00	220	100,00
Sucesso de captura	6,63%		4,53%		5,44%		5,72%	

[1] Inclui *A. montensis* Thomas, 1913 e *A. paranaensis* Christoff *et al.,* 2000.

DISCUSSÃO

Atualmente, a bacia do rio Irani apresenta um predomínio de áreas agropastoris e silviculturas, com as florestas, que antes cobriam toda a bacia, em grande parte restritas às encostas dos rios (Martins & Bittencourt, 2012). A presença desses ambientes abertos e florestais reflete as espécies registradas, como observado, por exemplo, pela captura de *Necromys lasiurus* (Lund, 1840) e *Brucepattersonius iheringi* em uma mesma linha de armadilhas de interceptação e queda. *Necromys lasiurus* ocorre principalmente em campos e áreas agropastoris, mas também ocupa matas secundárias e de galeria (Pardiñas *et al.,* 2015), enquanto *B. iheringi* está associado a áreas florestais com maior densidade de serapilheira e cobertura herbácea (Vilela *et al.,* 2015). Entre os mamíferos de médio porte foram registradas desde espécies mais associadas a ambientes florestais, mas que também forrageiam em áreas abertas (*e.g., Leopardus wiedii* e *Nasua nasua* (Linnaeus, 1766)), a espécies generalistas (*e.g., Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) e *Herpailurus yagouaroundi*) (Regolin *et al.,* 2017).

Em relação aos dados disponíveis anteriormente para a área de estudo (Cherem *et al.,* 2012), as

Tabela 5: Número de capturas totais de mamíferos registrados nas armadilhas de interceptação e queda instaladas na bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, no período de março de 2006 a agosto de 2011.

Táxon	PCH Alto Irani		PCH Arvoredo		Total	
	N	%	N	%	N	%
Cryptonanus guahybae	1	2,33	1	1,52	2	1,83
Didelphis albiventris	—	—	2	3,03	2	1,83
Gracilinanus microtarsus	—	—	1	1,52	1	0,92
Monodelphis scalops	—	—	2	3,03	2	1,83
Akodon spp.[1]	21	48,84	22	33,33	43	39,45
Brucepattersonius iheringi	7	16,28	1	1,52	8	7,34
Necromys lasiurus	—	—	2	3,03	2	1,83
Oligoryzomys spp.[2]	8	18,60	32	48,48	40	36,70
Thaptomys nigrita	5	11,63	2	3,03	7	6,42
Roedores não identificados	1	2,33	1	1,52	2	1,83
Total	43	100,00	66	100,00	109	100,00
Sucesso de captura	25,60%		33,33%		29,78%	

[1] Inclui *A. montensis* e *A. paranaenses.*
[2] Inclui *O. flavescens* e *O. nigripes.*

Tabela 6: Número de mamíferos resgatados durante o enchimento do reservatório dos empreendimentos hidrelétricos no rio Irani, estado de Santa Catarina.

Táxon	PCH Plano Alto		PCH Alto Irani		PCH Arvoredo		Total	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Cryptonanus guahybae	—	—	—	—	1	1,89	1	1,32
Gracilinanus microtarsus	—	—	—	—	1	1,89	1	1,32
Akodon spp.[1]	4	44,44	4	28,57	3	5,66	11	14,47
Brucepattersonius iheringi	2	22,22	10	71,43	1	1,89	13	17,11
Necromys lasiurus	—	—	—	—	1	1,89	1	1,32
Nectomys squamipes	1	11,11	—	—	4	7,55	5	6,58
Oligoryzomys spp.[2]	—	—	—	—	38	71,70	38	51,00
Thaptomys nigrita	1	11,11	—	—	2	3,77	3	3,95
Rattus rattus	1	11,11	—	—	1	1,89	2	2,63
Guerlinguetus brasiliensis	—	—	—	—	1	1,89	1	1,32
Total	9	100,00	14	100,00	53	100,00	76	100,00

[1] Inclui *A. montensis* e *A. paranaenses.*
[2] Inclui *O. flavescens* e *O. nigripes.*

amostragens adicionais na PCH Arvoredo forneceram o registro de mais uma espécie, *Oxymycterus quaestor,* um pequeno roedor de hábitos semifossoriais que ocorre tanto em ambientes florestais preservados quanto alterados (Oliveira & Gonçalves, 2015). Por outro lado, Cherem *et al.* (2012) mencionaram a captura de um espécime de *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769) na PCH Alto Irani, mas este registro não pôde ser confirmado e possivelmente representa um erro de identificação ou uma confusão com registro de outra localidade. Ainda assim, a ocorrência de *R. norvegicus* na bacia do rio Irani é muito provável, pois essa espécie tem sido registrada em áreas urbanas e rurais no sul do Brasil (Cherem *et al.,* 2008; Scheibler, 2007) e em países vizinhos (González, 2001; Navas, 1987).

No presente trabalho a identificação das duas espécies do gênero *Myotis* foi revisada e duas espécies não identificadas previamente (Cherem *et al.,* 2012) puderam ser confirmadas, *Cryptonanus guahybae* (Tate, 1931) e *Monodelphis scalops* (Dias *et al.,* 2016; Pavan & Voss, 2016). Isto corrobora a importância da coleta e o depósito de espécimes testemunho em coleções zoológicas (Patterson, 2002).

Considerando-se os dados levantados durante o licenciamento dos três empreendimentos em conjunto, foram registradas 55 espécies de mamíferos na bacia do rio Irani, 52 das quais são autóctones, o que representa 35,4% da mastofauna terrestre do estado de Santa Catarina (Cherem & Althoff, 2019) e 16,2% da Mata Atlântica (Graipel *et al.,* 2017). Conforme reportado previamente (Cherem *et al.,* 2012), outras espécies são ainda de possível ocorrência, como no caso *Dasypus septemcinctus* Linnaeus, 1758, *Mazama gouazoubira* (G. Fischer, 1814) e *Puma concolor* (Linnaeus, 1771).

A riqueza de mamíferos registrada na bacia do rio Irani foi intermediária àquela obtida em levantamentos realizados em outras áreas no sul do Brasil. Por exemplo, Peters *et al.* (2010) registraram 46 espécies em áreas agropastoris, fragmentos de floresta ombrófila mista e floresta estacional decidual na bacia do rio da Várzea, Rio Grande do Sul. A menor riqueza obtida por esses autores pode estar simplesmente associada ao menor esforço amostral empregado, uma vez que essas duas bacias são próximas e similares em termos de fitofisionomia e uso da terra. Por outro lado, áreas mais bem conservadas apresentam valores mais altos de riqueza,

Tabela 7: Número de capturas e guilda trófica dos morcegos registrados na bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, no período de março de 2006 a agosto de 2011. Guildas: C = carnívoro; F = frugívoro; I = insetívoro.

Espécie	Guilda	PCH Plano Alto		PCH Alto Irani		PCH Arvoredo[1]		Total	
		N	%	N	%	N	%	N	%
Eumops auripendulus	I	—	—	1	1,67	2	1,11	3	1,09
Promops nasutus	I	3	8,33	—	—	—	—	3	1,09
Artibeus fimbriatus	F	4	11,11	—	—	—	—	4	1,45
Artibeus lituratus	F	6	16,67	5	8,33	18	10,00	29	10,51
Chrotopterus auritus	C	—	—	—	—	1	0,56	1	0,36
Sturnira lilium	F	18	50,00	50	83,33	154	85,56	222	80,43
Vampyressa pusilla	F	3	8,33	—	—	1	0,56	4	1,45
Eptesicus furinalis	I	—	—	1	1,67	—	—	1	0,36
Histiotus montanus	I	1	2,78	—	—	—	—	1	0,36
Histiotus velatus	I	—	—	1	1,67	2	1,11	3	1,09
Lasiurus blossevillii	I	1	2,78	1	1,67	1	0,56	3	1,09
Myotis levis	I	—	—	1	1,67	—	—	1	0,36
Myotis riparius	I	—	—	—	—	1	0,56	1	0,36
Total		36	100	60	100	180	100	276	100

[1] Inclui os registros do ponto na colônia.

como observado para a Serra de São Luiz do Purunã (72 espécies; Miranda *et al.,* 2009) e para o Parque Nacional do Iguaçu (84 espécies; Brocardo *et al.,* 2019), ambas em floresta ombrófila mista no Paraná.

De um modo geral, os pequenos mamíferos mais frequentemente 'capturados na bacia do rio Irani foram os roedores dos gêneros *Akodon* e *Oligoryzomys.* Cada um desses gêneros foi representado por duas espécies, dentre as quais *Akodon montensis* Thomas, 1913 e *Oligoryzomys nigripes* foram as mais comuns. Outros estudos conduzidos no sul do Brasil também têm registrado uma dessas espécies como as mais comuns (Grazzini *et al.,* 2015; Melo *et al.,* 2011). *Akodon montensis* ocupa tanto ambientes florestais quanto antropogênicos (Püttker *et al.,* 2008), enquanto *Oligoryzomys nigripes* está associado a áreas em estágios iniciais de sucessão florestal (Melo *et al.,* 2011).

Entre os quirópteros amostrados na área do presente estudo, houve o predomínio de morcegos frugívoros capturados em redes de neblina, conforme esperado por esse método (Bernard, 2002). Essa guilda foi representada por quatro espécies e correspondeu a 93,4% do total obtido na bacia do rio Irani. Os insetívoros foram representados por oito espécies, incluindo *Eumops auripendulus* (Shaw, 1800) que, apesar de possuir uma ampla distribuição na América Central e do Sul, é rara no sul do país (Miretzki, 2003; Pacheco, 2013). Padrões similares de riqueza e abundância de morcegos foram registrados por Bernardi & Passos (2012) e Carvalho *et al.* (2014).

Mazama nana e *Hydrochoerus hydrochaeris* foram as duas únicas espécies de mamíferos de grande porte registradas no presente estudo para a bacia do rio Irani. Essa baixa representatividade também foi reportada em outros estudos (Cherem & Althoff, 2019; Peters *et al.,* 2010). Ainda que seja esperada a ocorrência de outras espécies na área de estudo, como *Puma concolor* e *Mazama gouazoubira,* o pequeno número de mamíferos de maior porte reflete a perda de habitat e principalmente a pressão de caça que impactam os mamíferos desse porte (Canale *et al.,* 2012; Cullen-Jr. *et al.,* 2000).

Apesar desses impactos, o registro de espécies raras (*e.g., Eumops auripendulus*) e de espécies ameaçadas de extinção (*e.g., Mazama nana* e *Leopardus wiedii*) apontam para a importância da conservação da bacia do rio Irani, em particular para as áreas de floresta associadas às encostas dos rios. Os resultados do presente estudo demonstram ainda a necessidade do aproveitamento científico de espécimes capturados e resgatados, principalmente em se tratando de grupos taxonomicamente complexos como marsupiais, quirópteros e pequenos roedores, e da publicação dos dados obtidos em estudos de licenciamento ambiental, como base para futuras ações de conservação.

AGRADECIMENTOS

À equipe da ETS, que coordenou os estudos socioambientais de licenciamento das PCHs no rio Irani no período deste trabalho. A Ayrton Adão Schmitt Jr., Cláudia Sabrine Brandt, Eduardo Cazuni do Amaral, Elsimar Silveira da Silva, Fernando R. Tortato, Fernando J. Venâncio, Guilherme Gropp, Ivo R. Ghizoni-Jr., Jaqueline Fumis, Juliana C. Zanotelli, Levi Koch Beckhauser, Liliane Nuncio, Lucas Mariotto, Luis Marin da Fonte, Luís O.M. Giasson, Maicon Fernando da Silva, Marcelo D.F. Silva, Marcelo Reinert, Marcoandré Savaris, Rodrigo Benedet, Simone B. Leonardi e Tobias S. Kunz pelo apoio em campo. À Elisabete Rechenberg pela assistência na preparação do material encaminhado ao Laboratório de Biologia Animal da FURB. A José M.B. Duarte pela identificação dos espécimes de *Mazama nana* e a Liu Idárraga pela confirmação da identificação dos exemplares de *Myotis.* A Sidney L. Stürmer e Nilton C. Cáceres pela revisão do abstract, a Alexandre Korte pela elaboração da figura da área de estudo e a dois revisores anônimos pelas sugestões ao texto.

REFERÊNCIAS

Alho CJR, Strüsmann C, Volpe M, Sonoda F, Marques AAB, Schneider M, Santos Júnior TS, Marque SR. 2003. Conservação da biodiversidade da bacia do Alto Paraguai – monitoramento da fauna sob impacto ambiental. Uniderp, Campo Grande.

Alho CJR. 2011. Environmental impacts of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review. Oecologia Australis 15(3): 593-604. http://doi.org/10.4257/oeco2011.1503.11.

Althoff SL, Carvalho F, Luciano BFL, Garcia JP, Stanke A. 2018. First record of *Molossops neglectus* Williams & Genoways, 1980 (Chiroptera: Molossidae) for the State of Santa Catarina, Southern Brazil. Chek List 14(1): 167-172. http://doi.org/10.15560/14.1.167.

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. 2008. Atlas de energia elétrica do Brasil. Aneel, Brasília, DF.

Angeli T, Oliveira ML, Duarte JMB. 2014. Differentiation of deer species of the genus *Mazama* by track morphometry. Studies on Neotropical Fauna and Environment 49(3): 199-203. http://doi.org/10.1080/01650521.2014.958898.

Becker M, Dalponte J. 1991. Rastros de mamíferos silvestres brasileiros. Edunb, Brasília.

Bernard E. 2002. Diet, activity and reproduction of bats species (Mammalia, Chiroptera) in Central Amazonia, Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 19(1): 173-188.

Bernardi IP, Passos FC. 2012. Estrutura de comunidade de morcegos em relictos de Floresta Estacional Decidual no sul do Brasil. Mastozoología Neotropical 19(1): 1-12.

Bogoni JA, Cherem JJ, Giehl ELH, Oliveira-Santos LGR, Castilho PV, Picinatto-Filho V, Fanticini FM, Tortato MA, Luiz MR, Rizzaro R, Graipel ME. 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. Journal of Mammalogy 97: 713-725. http://doi.org/10.1093/jmammal/gyv215.

Brocardo CR, Silva MX, Ferracioli P, Cândido-Jr JF, Bianconi GV, Moraes MFD, Galetti M, Passamani M, Policena A, Reis NR, Crawshaw-Jr P. 2019. Mamíferos do Parque Nacional do Iguaçu. Oecologia Australis 23(2): 165-190. http://doi.org/10.4257/oeco2019.2302.01.

Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, Gatto, CAF, Kierulff CM. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. PlosOne 7(8): e41671. http://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671.

Carvalho F, Fabian ME, Menegheti JO. 2014. Variação sazonal no número de capturas de *Artibeus lituratus* (Olfers, 1818) e *Sturnira lilium* (É. Geoffroy, 1810) (Chiroptera: Phyllostomidae) no estrato superior de um remanescente de Mata Atlântica no sul do Brasil. Biotemas 27: 131-138. http://doi.org/10.5007/2175-7925.2014v27n3p131.

Carvalho WD, Rosalino LM, Dalponte JC, Santos B, Adania CH, Esbérard CEL. 2015. Can footprints of small and medium sized felids be distinguished in the field? Evidences from Brazil's Atlantic Forest. Tropical Conservation Science 8(3): 760-777.

Cheida CC, Salvador CH, Batista GO, Kanaan VT. 2019. New records of carnivore mammals at the Araucárias National Park and surrounding areas in Southern Brazil. Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia 85: 103-109.

Cherem JJ, Althoff SL. 2019. Mamíferos de uma área de ecótono entre floresta estacional decidual e floresta ombrófila mista no estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia 84: 1-11.

Cherem JJ, Althoff SL, Reinicke RC. 2008. Mamíferos. Pp. 151-177, In Cherem JJ, Kammers M (Orgs.). A fauna das áreas de influência da Usina Hidrelétrica Quebra Queixo. Habilis, Erechim. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/321300952_A_fauna_das_areas_de_influencia_da_Usina_Hidreletrica_Quebra_Queixo. Acessado em: 05 de outubro de 2020.

Cherem JJ, Althoff SL, Testoni AF. 2012. Mamíferos. Pp. 137-159, In Cherem JJ, Salmoria V (Orgs.). Fisiografia, flora e fauna do rio Irani. ETS, Florianópolis. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/303538656_Fisiografia_flora_e_fauna_do_Rio_Irani_8_Mamiferos. Acessado em: 05 de outubro de 2020.

Cherem JJ, Salmoria V. 2012. Fisiografia, flora e fauna do rio Irani. ETS, Florianópolis. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/303538656_Fisiografia_flora_e_fauna_do_Rio_Irani_8_Mamiferos. Acessado em: 05 de outubro de 2020.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1986. Resolução Conama № 01/1986. Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

Cullen-Jr L, Bodmer ER, Valladares-Padua C. 2000. Effects of hunting in habitat fragmentation of Atlantic forests, Brazil. Biological Conservation 95(1): 49-56.

Dias D, Fonseca C, Cherem JJ, Graipel ME, Christoff AU, Rocha RG. 2016. New records of *Cryptonanus guahybae* (Tate, 1931) in southern Brazil inferred from molecular and morphological data. Mammalia 80: 211-219. http://doi.org/10.1515/mammalia-2014-0071.

Diaz MM, Solari S, Aguirre LF, Aguiar LMS, Barquez RM. 2016. Clave de identificación de los murciélagos de Sudamérica. Programa de Conservação de los Murciélagos de Argentina, Publicación Especial 2: 1-160.

Eletrobrás. 1999. O tratamento do impacto das hidrelétricas sobre a fauna terrestre. Eletrobrás, Rio de Janeiro.

Fearnside PM. 2005. Brazil's Samuel Dam: lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. Environmental Management 35(1): 1-19.

Ford CE, Hamerton JL. 1956. A colchicine hypotonic citrate squash sequence for mammalian chromosome. Stain Tech 31: 247-251.

Gardner AL. 2008. Mammals of South America. Vol. 1. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. University of Chicago Press, Chicago.

Gentry A, Clutton-Brock J, Groves CP. 2004. The naming of wild animal species and their domestic derivatives. Journal of Archaeological Science 31: 645-651.

Gómez H, Wallace RB, Ayala G, Tejada R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. Studies on Neotropical Fauna and Environment 40:91-95. http://doi.org/10.1080/01650520500129638.

González EM. 2001. Guía de campo de los mamíferos de Uruguay. Vida Silvestre, Sociedad Uruguaya para la Conservación de la Naturaleza, Montevideo.

Graipel ME, Cherem JJ, Monteiro-Filho ELA, Carmignotto AP. 2017. Mamíferos da Mata Atlântica. Pp. 391-482, In: Monteiro-Filho ELA, Conte CE (Orgs.), Revisões em Zoologia: Mata Atlântica. Editora UFPR, Curitiba.

Grazzini G, Mochi-Junior CM, Oliveira H, Santos Pontes J, Gatto-Almeida F, Tiepolo LM. 2015. Identidade, riqueza, abundância e observações de campo dos pequenos mamíferos não voadores (Rodentia e Didelphimorphia) de área de Floresta com Araucária no estado do Paraná, Brasil. Papéis Avulsos de Zoologia 55(15): 217-230. http://doi.org/10.1590/0031-1049.2015.55.15.

Gribel R. 1993. Os mamíferos silvestres e as grandes barragens na Amazônia. Pp. 125-133, In: Ferreira EJG, Santos GM, Leão ELM, Oliveira LA (Eds.), Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia. V. 2. INPA, Manaus.

Gutiérrez EE, Marinho-Filho J. 2017. The mammalian faunas endemic to the Cerrado and the Caatinga. ZooKeys 644: 105-157. http://doi.org/10.3897/zookeys.644.10827.

IUCN. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-1. (http://www.iucnredlist.org). Acessado em 25 de abril de 2020.

Klingelfus A, Detzel DHM, Kern R, Mine MRM. 2009. Calibração do modelo hidrológico IPH II para eventos de cheias com aplicações na bacia do rio Irani. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campo Grande.

Maestri R, Kubiak BB, Galiano D, Freitas TRO, Marinho JR. 2015. New record and distribution extension of the rare Atlantic Forest endemic *Abrawayaomys ruschii* Cunha & Cruz, 1979 (Rodentia, Sigmodontinae). Check List 11(2): 1558. http://doi.org/10.15560/11.2.1558.

Martins A, Bittencourt VC. 2012. Caracterização ambiental. Aspectos fisiográficos. Pp. 23-27, In: Cherem JJ, Salmoria V (Orgs.), Fisiografia, flora e fauna do rio Irani. ETS, Florianópolis.

Melo G, Sponchiado J, Machado A, Cáceres N. 2011. Small-mammal community structure in a South American deciduous Atlantic Forest. Community Ecology 12(1): 58-66. http://doi.org/10.1556/ComEc.12.2011.1.8.

Miranda JMD, Moro-Rios RF, Silva-Pereira JE, Passos FC. 2009. Guia ilustrado: mamíferos da Serra de São Luiz do Purunã, Paraná, Brasil. Ed. USEB, Pelotas.

Miretzki M. 2003. Morcegos do estado do Paraná, Brasil (Mammalia, Chiroptera): Riqueza de espécies, distribuição e síntese do conhecimento atual. Papéis Avulsos de Zoologia 43(6): 101-138.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. (http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html). Acessado em 19 de dezembro de 2014.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2018. Portaria № 12, de 23 de janeiro de 2018. Torna pública a lista de espécies migratórias de animais silvestres incluídas nos Anexos I e II da Convenção sobre Espécies Migratórias CMS. Diário Oficial da União 17: 38-40.

Navas JR. 1987. Los vertebrados exóticos introducidos en la Argentina. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" 14(2): 7-36.

Oliveira JA, Gonçalves PR. 2015. Genus *Oxymycterus* Waterhouse, 1837. Pp. 247-2267, In: Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (Eds.), Mammals of South America. Vol. 2. Rodents. University of Chicago Press, Chicago.

Pacheco SM. 2013. Chiroptera. Pp. 175-286, In: Weber MM, Roman C, Cáceres NC (Eds.), Mamíferos do Rio Grande do Sul. Editora UFSM, Santa Maria.

Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL. 2012. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. 2ª ed. Occasional Papers in Conservation Biology 6: 1-76.

Pardiñas UFJ, Teta P, Ortiz PE, Jayat JP, Salazar-Bravo J. 2015. Genus *Necromys* Ameghino, 1889. Pp. 232-247, In: Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (Eds.), Mammals of South America. Vol. 2. Rodents. University of Chicago Press, Chicago.

Patterson BD. 2002. On the continuing need for scientific collecting of mammals. Mastozoología Neotropical 9(2): 253-262.

Patton JL, Pardinãs UFJ, D'Elía G. 2015. Mammals of South America. Vol. 2. Rodents. University of Chicago Press, Chicago.

Pavan SE, Voss RS. 2016. A revised subgeneric classification of short-tailed opossums (Didelphidae: Monodelphis). American Museum Novitates 3868: 1-44.

Peters FG, Roth PRO, Machado LF, Coelho EL, Jung DMH, Christoff AU. 2010. Assembléia de mamíferos dos agroecossistemas constituintes da bacia hidrográfica do rio da Várzea, Rio Grande do Sul. Biotemas 23(4): 91-107. http://doi.org/10.5007/2175-7925.2010v23n4p91.

Püttker T, Pardini R, Meyer-Lucht Y, Sommer S. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. BMC Ecology 8(9): 1-10. http://doi.org/10.1186/1472-6785-8-9.

Quintela FM, Rosa CA, Feijó A. 2020. Updated and annotated checklist of recent mammals from Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências 92(suppl. 2): e20191004. http://doi.org/10.1590/0001-3765202020191004.

Regolin AL, Cherem JJ, Graipel ME, Bogoni JA, Ribeiro JW, Vancine MH, Tortato MA, Oliveira-Santos LG, Fantacini FM, Luiz MR, Castilho PV, Ribeiro MC, Cáceres NC. 2017. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. Journal of Mammalogy 98(6): 1721-1731. http://doi.org/10.1093/jmammal/gyx103.

Rodrigues M. 2006. Hidrelétricas, ecologia comportamental, resgate de fauna: uma falácia. Natureza & Conservação 4(1): 29-38.

Ruedas LA, Silva SM, French JH, Platt RN, Salazar-Bravo J, Mora JM, Thompson CW. 2019. Taxonomy of the *Sylvilagus brasiliensis* complex in Central and South America (Lagomorpha: Leporidae). Journal of Mammalogy 100(5): 1599-1630. http://doi.org/10.1093/jmammal/gyy126.

Santa Catarina. 2011. Resolução Consema № 2, de 06 de dezembro de 2011. Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em: http://media.wix.com/ugd/4e96b1_7aee52da52ca9f5b16f823476a0b1cfc.pdf. Acessado em 11 de novembro de 2013.

Santa Catarina. 2012. Resolução Consema № 8, de 14 de setembro de 2012. Reconhece a Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov.br/upload/rppne/resconsema201208.pdf. Acessado em 22 de agosto de 2015.

Sbalqueiro IJ. 1989. Análises cromossômicas e filogenéticas em algumas espécies de roedores da região Sul do Brasil. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas (Genética), Programa de Pós-Graduação em Genética. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.

Scheibler DR. 2007. Food partitioning between breeding White-tailed Kites (*Elanus leucurus;* Aves; Accipitridae) anda Barn Owls (*Tyto alba;* Aves; Tytonidae) in southern Brazil. Brazilian Journal of Biology 67(1): 65-71.

Silva SM, Ruedas LA, Santos LH, Silva Jr. JDS, Aleixo A. 2019. Illuminating the obscured phylogenetic radiation of South American *Sylvilagus* Gray, 1867 (Lagomorpha: Leporidae). Journal of Mammalogy 100(1): 31-44. http://doi.org/10.1093/jmammal/gyy186.

Silveira Netto RS, Salmoria V, Sant'Anna FS. 2012. Caracterização Ambiental. Vegetação. Pp. 28-32, In: Cherem JJ, Salmoria V (Orgs.), Fisiografia, flora e fauna do rio Irani. ETS, Florianópolis.

Straube FC, Bianconi GV. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. Chiroptera Neotropical 8(1-2): 150-152.

Tonezer C, Lajus MLS, Panigalli DS, Bigaton IC. 2016. O estado, o mercado e as usinas hidrelétricas na região oeste catarinense. Revista Grifos 41: 286-303.

Vibrans AC, McRoberts RE, Lingner DV, Nicoletti AL, Moser P. 2012. Extensão original e atual da cobertura florestal de Santa Catarina. Pp. 65-76, In: Vibrans AC, Sevegnani L, Gasper AL, Lingner DV (Eds.), Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina. Vol. I. Diversidade e conservação dos remanescentes florestais. Edifurb, Blumenau.

Vilela JF, Gonçalves PR, Oliveira JA. 2015. Genus *Brucepattersonius* Hershkovitz, 1998. Pp. 211-218, In: Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (Eds.), Mammals of South America. Vol. 2. Rodents. University of Chicago Press, Chicago.

Wilson DE, Reeder DM. 2005. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Informações suplementares encontram-se em https://sbmz.org/publicacoes

Tabela S1: Relação dos mamíferos registrados por atropelamento na bacia do Rio Irani.

APÊNDICE I

Lista dos exemplares coletados na bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, sul do Brasil, e depositados na Coleção de Zoologia da Universidade Regional de Blumenau (CZFURB) e na Coleção de Mamíferos do Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

Didelphis albiventris: CZFURB 15203-15205, UFSC 3907, 3996, 3997.
Cryptonanus guahybae: UFSC 3801, 4052, 4964.
Gracilinanus microtarsus: UFSC 3914, 4053, 4971, 4972.
Monodelphis scalops: UFSC 3915, 3916, 4965.
Monodelphis dimidiata: CZFURB 12748, 15401, 15591, 15592-15594, 15600; UFSC 3777, 3778, 3824-3828, 4057, 4058.
Tamandua tetradactyla: UFSC 3790.
Cavia aperea: UFSC 3685.
Hydrochoerus hydrochaeris: CZFURB 15202.
Akodon montensis (2n = 24/NA = 42): CZFURB 12699, 12750, 12969, 12971, 12973-12976, 12981, 15236, 15237, 15239, 15241, 15242, 15246, 15247, 15249, 15251, 15254, 15596, 18794, 18813, 18822, 18825. UFSC 3733-3736, 3738-3743, 3750, 3753, 3758, 4061, 4065.
Akodon montensis (2n = 25/NA = 44): CZFURB 18814, 18820, 18827. UFSC 3755, 3866, 4063.
Akodon paranaensis (2n = 44/NA = 44): CZFURB 12749. UFSC 3731, 4064.
Akodon sp.: CZFURB 12683-12685, 12729-12731, 12733-12739, 12743-12745, 12747, 15009, 15010, 15012, 15013, 15227, 15229, 15231-15233, 15243, 15245, 15248, 15250, 15252, 15253, 15255, 15595, 18816-18818, 18821, 18823, 18824, 18826. UFSC 3732, 3737, 3744-3749, 3751, 3752, 3754, 3756, 3757, 3759, 3760, 3821, 3832, 3867, 3920-3922, 4059, 4060, 4062, 4066-4068, 4070-4072, 4583, 4806.
Brucepattersonius iheringi (*2n = 52): CZFURB 12686, 12687, 12688, 12732, 12753*, 12970*, 12990, 12991, 12999. UFSC 3761-3767, 3807, 3875, 4069, 4809.
Necromys lasiurus: UFSC 3820, 4096, 4097, 4815.
Nectomys squamipes: CZFURB 12752, 15562, 15977, 18848. UFSC 3773, 3774, 4102, 4103.
Oligoryzomys flavescens: UFSC 3955, 4114, 4131, 4133, 4138.
Oligoryzomys nigripes (*2n = 62/NA = 82): CZFURB 12977*, 12978*, 12746, 18819*, 18820, 15598, 15599, 15606. UFSC 3768*-3771, 3810, 3954, 3956, 3957, 4105, 4107-4113, 4117, 4719, 4120, 4123, 4124, 4126, 4127, 4132, 4136, 4139, 4140, 4966, 4967, 4969.
Oligoryzomys sp.: CZFURB 15014-15017, 15011, 15230, 15244, 15570-15574, 15585, 15588-15590, 15597, 15605. UFSC 3822, 4106, 4115, 4116, 4118, 4121, 4122, 4125, 4128-4130, 4134, 4135, 4137, 4796, 4968.
Oxymycterus quaestor: UFSC 4970.
Scapteromys meridionalis: UFSC 3819.
Sooretamys angouya (*2n = 58/NA = 60): CZFURB 12742, 12751, 12972, 15234, 15235*, 15238*, 15240*. UFSC 3775, 3776, 3831, 3897, 3898, 3899, 4186.
Thaptomys nigrita: CZFURB 12740, 18812, 15926. UFSC 3772, 3829, 3830, 4192-4195.
Myocastor coypus: UFSC 3796.
Rattus rattus: CZFURB 12741. UFSC 3781, 4204, 5747.
Guerlinguetus brasiliensis: UFSC 4047.
Eumops auripendulus: CZFURB-SLA 2216, 2280, 2587.
Promops nasutus: CZFURB-SLA 2276, 2636-2638.
Artibeus fimbriatus: CZFURB-SLA 2145-2147, 2206, 2372, 2651-2653, 2667.
Artibeus lituratus: CZFURB-SLA 2267, 2268, 2274, 2299, 2300, 2338, 2359, 2360, 2367, 2373, 2374, 2402, 2486-2488.
Chrotopterus auritus: CZFURB-SLA 2207.
Sturnira lilium: CZFURB-SLA 2176, 2192, 2255, 2266, 2269, 2270, 2272, 2275, 2277, 2278, 2294, 2295-2298, 2336, 2337, 2339, 2361, 2363, 2365, 2369-2371, 2375-2377, 2403, 2404, 2536, 2537, 2643-2650, 2654-2666, 2788-2790, 2972-2974.
Vampyressa pusilla: CZFURB-SLA 2362, 2364, 2368, 2579.
Eptesicus furinalis: CZFURB-SLA 2231.
Histiotus montanus: CZFURB-SLA 2273.
Histiotus velatus: CZFURB-SLA 2215, 2279, 2588.
Lasiurus blossevillii: CZFURB-SLA 2366, 2776, 2992.
Myotis levis: CZFURB-SLA 2639.
Myotis riparius: CZFURB-SLA 2193.
Cerdocyon thous: UFSC 3526.

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 107-111, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

Use of Visible Implant Elastomer (VIE) as an efficient method for marking bats

Débora Magnavita de Alencar[1,4]*, Fábio de Carvalho Falcão[3], Moacir Santos Tinoco[1,2]

[1] *Programa de Pós-Graduação em Planejamento Ambiental, Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental, Universidade Católica de Salvador (UCSAL), Salvador, Brasil.*
[2] *Lacerta Ambiental, Lauro de Freitas, Brasil.*
[3] *Tetrapoda Consultoria Ambiental, Ilhéus, Brasil.*
[4] *Andirá Consultoria Ambiental, Salvador, Brasil.*
* *Corresponding author: demagnavita@gmail.com*

Abstract: There is a major discussion regarding the best methods for marking bats, especially concerning the use of efficient devices. Among the several devices available nowadays, metal bracelets and necklaces are most commonly used. However, their use still causes controversy among researchers worldwide, mainly due to the injuries they cause, loss of information, lack of standardized protocols and absence of a robust and unified database. In this study, Visible Implant Elastomer (VIE) was tested for the first time in bats, comparing its efficiency to necklaces. We captured and marked 650 specimens using both methods, 54 of which were recaptured. The total percentage of recaptures was 8.3%. Nine individuals (17.0%) were recaptured without necklaces, which was only determined because of markings with elastomer implant. The VIE proved to be quite effective and a non-harmful technique for individual bat marking, causing no injuries, and presenting good visibility and durability.

Key-Words: Bat monitoring; Fluorescent polymer; Individual identification.

Resumo: Uso do Implante Visível de Elastômero (IVE) como um método eficaz para a marcação de morcegos. Há uma grande discussão sobre os melhores métodos de marcação de morcegos, especialmente no que diz respeito ao uso de dispositivos eficientes. Entre os diversos dispositivos disponíveis atualmente, pulseiras e colares de metal são os mais utilizados. No entanto, seu uso ainda causa polêmica entre os pesquisadores em todo o mundo, principalmente devido às lesões causadas, perda de informações, falta de padronização de protocolos e ausência de um banco de dados robusto e unificado. Neste estudo, o uso do Implante Visível de Elastômero Visível (IVE) foi testado pela primeira vez em morcegos, comparando sua eficiência com os colares. Capturamos e marcamos 650 espécimes com os dois métodos, 54 dos quais foram recapturados. O percentual total de recapturas correspondeu a 8,3%. Nove indivíduos (17,0%) foram recapturados sem colares, dados obtidos devido à marcação com o implante de elastômero. O IVE mostrou-se bastante eficaz e uma técnica não prejudicial para a marcação individual de morcegos, não gerando lesões e apresentando boa visibilidade e durabilidade.

Palavras-Chave: Identificação individual; Monitoramento de morcegos; Polímero fluorescente.

INTRODUCTION

Individual bat markings are important for studies that monitor and access the same individual more than once, and thus provide essential information regarding population dynamics and viability, home range and movements, feeding and roosting ecology, social behavior, and environmental impact assessment (Dietz *et al.,* 2006; Esbérard *et al.,* 2011; Kunz & Weise, 2009). An important tool that allows environmental monitoring is the use of individual specimen markings (*e.g.,* Esbérard & Daemon, 1999; Kunz & Weise, 2009; Stebbings, 2004). However, the variety of devices used and the lack of standardized techniques has led to isolation and provision of incoherent and biased information, compromising the well-being and behavior of marked bats (Barros *et al.,* 2012). Moreover, it is important to note that each species reacts differently to each device, varying according to the animal size, strength of the bite and sensitivity during handling, and species' tolerance or fragility must be considered when choosing a technique.

Currently, the main methods used for mark bats are bracelets and necklaces (Esbérard & Daemon, 1999; Esbérard *et al.,* 2011; Gannon, 1993; Kunz & Weise, 2009). Some researchers do discuss devices used to mark bats, mainly regarding the benefits and drawbacks of each one (Balmori & Quetglas, 2000; Kunz & Weise, 2009; Rodríguez-Posada & Santa-Sepúlveda, 2013; Stebbings, 2004). Rodríguez-Posada & Santa-Sepúlveda (2013) reported injuries caused by incorrect usage of plastic

necklaces, highlighting the occurrence of superficial or deep wounds due to the friction of necklaces on the bats' skin. Other disadvantages include the possibility of losing devices on small and low weight species, as well as long-term fading and confusing colors and numbers (Kunz & Weise, 2009).

In Brazil, metallic bracelets are still widely used, while they are restricted in other countries due to the high rates of injury they cause (Barros *et al.,* 2012). However, other studies carried out with vespertilionids demonstrate that these devices are quite efficient, with more than 85% of recaptures presenting no negative effects (Dietz *et al.,* 2006; Zambelli *et al.,* 2009). Nevertheless, injuries produced by the metallic bracelets can be observed long term, from six months or even one or more years after banding, creating a complex debate about this topic (Zambelli *et al.,* 2009). Today, necklaces are most recommended for environmental monitoring due to their low rate of loss, the less severe injuries they cause, durability, weight, cost and flexibility (Esbérard & Daemon, 1999; Esbérard *et al.,* 2011; Gannon, 1993; Kunz & Weise, 2009). Nonetheless, studies evaluating the adverse effects of markings on bats are rare.

Developed by Northwest Marine Technology (NMT), the Visible Implant Elastomer (VIE) consists of a fluorescent, flexible, pasty synthetic polymer that is applied subcutaneously, with only a small volume that solidifies and becomes visible on the animal (Carvalho-Souza *et al.,* 2010; Freitas *et al.,* 2013). It is available in six fluorescent colors (blue, green, yellow, pink, red and orange) and is an excellent marking device due to its high retention rate, application in small species, minimal effects on the biology of species studied, cost-benefit ratios (a pack can last up to five years), quick and easy application, in addition to being a well-established technique with much literature (Freitas *et al.,* 2013; NMT, 2008). Considering the effectiveness of using the elastomer on several animal groups such as amphibians, reptiles, crustaceans, fish and spiders (Carvalho-Souza *et al.,* 2010; Freitas *et al.,* 2013; Melo *et al.,* 2013; NMT, 2008; Regester, 2009), a bat marking pattern was adapted and created in this study, making it is possible to mark up to 9999 individuals.

Considering the advantages and disadvantages of the devices currently used for marking bats, in this study we aimed to (i) test the efficiency of the Visible Implant Elastomer (VIE) as individual marking in bats by comparing them to necklaces; and (ii) establish a marking protocol for VIE in bats.

MATERIAL AND METHODS

The present study was carried out at Reserva Ecológica da Sapiranga, a private reserve in the municipality of Mata de São João, Bahia, Northeastern Brazil (12°31'46"S, 38°17'59"W, SIRGAS 2000; Figure 1). The reserve is inserted in the Atlantic Forest domain and

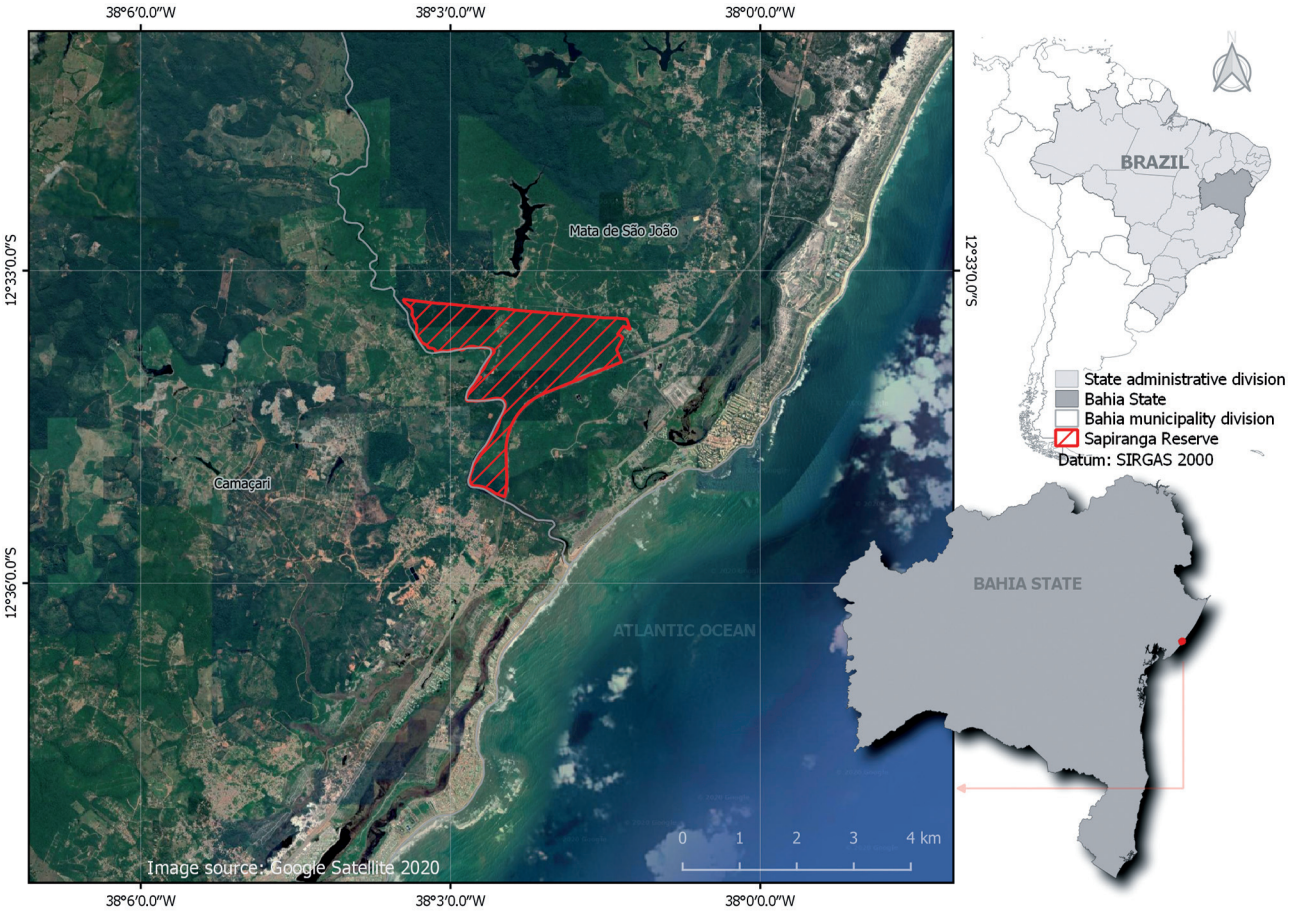


Figure 1: Location of Reserva Sapiranga, north coast of Bahia, Brazil. Map created using the Free and Open Source QGISMap (Version 3.14.0-Pi) with background image Google Satellite 2020.

have a forest remnant with approximately 483 hectares within the Área de Proteção Ambiental Litoral Norte (MSJ, 2018). Despite its history of degradation for planting monocultures, this locality currently presents a medium stage of regeneration (FGD, 2018).

The sampling took place from March to December 2015, totaling 50 nights. Seven mist nets were used per night, with a dimension of 9 m × 3 m height, 36 mm mesh, with four bags, open from 17:00 to 23:00 h and inspected every 30 minutes. Capture effort was calculated as suggested by Straube & Bianconi (2002) totaling 56,700 m².h.

The captured specimens were individually packed in cloth bags and identified with a field guide and identification keys (Gregorin & Taddei, 2002; Moratelli, 2008; Reis *et al.,* 2013; Reis *et al.,* 2017). We registered data about capture time, forearm, body and tail size, body mass, sex, age (visualization of the epiphysis ossification) and reproductive data (females: pregnancy detection, by the means of abdominal palpation, breast secretion, absence of hair around the breasts; males: abdominal or scrotal testicles) and each specimen was marked with necklaces (Esbérard & Daemon, 1999) made of stainless steel wire and colored beads, as well as with the Visible Implant Elastomer (NMT, 2008). A more detailed description of the protocol for marking bats with VIE is described below.

Step 1: Four colors are chosen to represent the numbers 1, 2, 4 and 7. Herein, the colors pink (№ 1), green (№ 2), blue (№ 4) and red (№ 7) were used. The right forearm corresponds to units (1-9) and the left to tens (10-90), the right leg to hundreds (100-900) and the left to thousands (1000-9000). Thus, the sum of the combination of colors and marking locations is equivalent to the number of each individual (Figure 2). The location on the bat where the VIE was applied was chosen due to the ease of visualizing the marking, the presence of muscles and the absence of hair, facilitating the visualization and insertion of the syringe. For example, individual six is shown (Figure 3) with marks on right forearms (represented by the sum of two (green) and four (blue).

Step 2: VIE was prepared by mixing the paint and curing agent (catalyst) in the proportions applied by NMT (2008). This process is simple and can be performed in the field by any professional after brief training. After mixing the paint and catalyst, syringes can be stored in the refrigerator or kept in a cooler with ice for several years (NMT, 2008). For markings in the individuals, they are performed with a sterilized 3 ml hypodermic syringe with needles 12.7 mm × 0.33 mm, that is inserted subcutaneously (laterally) in the internal regions of the forearm and legs, about 0.01 ml in each animal in the supine position (Figure 4), being visualized with the naked eye or with an ultraviolet flashlight. During animal handling, individual protection equipment was used, such as leather and latex gloves, in addition sterilizing needles changed for each procedure performed. All the material used was stored and disposed of correctly, according to biosecurity protocols (Lemos & D'Andrea, 2014).

The quality of the VIE and necklaces of recaptured individuals were also analyzed, checking for irritations or wounds in the bats' necks, rusting of wire and fading of bead colors. To verify the efficiency of the elastomer markings, the intensity and quantity of dye colors were visually assessed, as well as if application sites remained the same and if the polymer fragmented or disappeared. The animal captures and field procedures were authorized by ICMBIO according to SISBIO License № 47342-2.

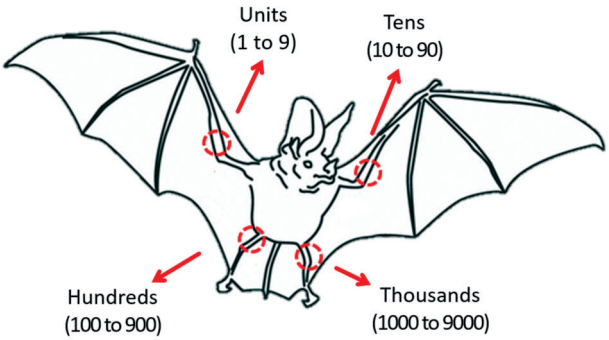


Figure 2: Schematic drawing of the marking with VIE in bats (the marking area is represented by the dashed red line).

Figure 3: Individual of *Artibeus planirostris* marked with VIE on right forearm, represented by the sum of 2 (green) and 4 (blue).

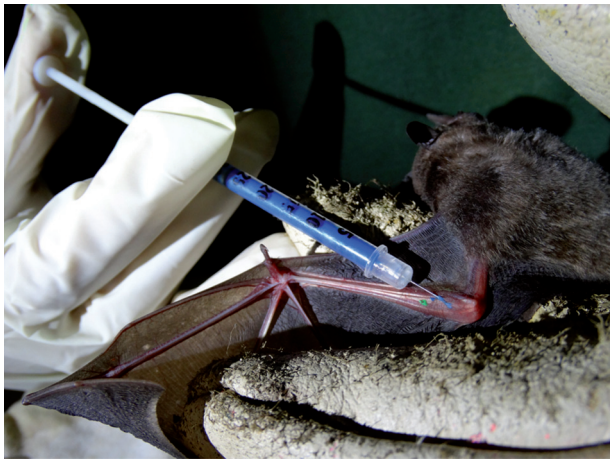


Figure 4: Marking procedure with VIE on *Carollia perspicillata* on the right forearm, with two colors (green and blue).

RESULTS

A total of 650 individuals were captured, distributed in 22 species and four families. Of these, 54 specimens (8.3%) of seven were recaptured. According to the number of individuals marked by species, the most recaptured were *Phyllostomus discolor* (25%), *Platyrrhinus lineatus* (22%), *Carollia perspicillata* (16%), followed by *Glossophaga soricina* (5%), *Sturnira lilium* (4%), *Myotis* sp. (3%) and *Artibeus planirostris* (1%) (Table 1).

During the study, seven individuals of *C. perspicillata* (17%) and one individual of *P. discolor* (33%) were recaptured without the necklace. In addition, fading of some bead colors (*e.g.,* pink and light blue) and rust on the wire were observed. All recaptured individuals had clearly visible VIE markings, maintaining the original colors and bats showed no apparent signs of skin irritation or rejection (Table 2).

DISCUSSION

The high quality of the VIE markings, defined by their legibility, absence of signs of injury, animal welfare, and individual coding, proved to be effective for marking bats. Another advantage is the relatively low cost when compared to other devices such as electronic tags or numbered metal rings. Such marking device has not yet been used in Brazil or abroad, but its use should be encouraged to improve data from recaptured individuals, especially for small species that present difficulties when using other devices such as necklaces. It is worth mentioning that the information regarding necklace loss was only possible due to the markings made by VIE.

The total recapture percentage in this study was 8.3%, which was quite expected, according to other studies that employed similar sampling effort and number of marked animals (Bianconi *et al.,* 2006; Mendes *et al.,* 2014). The species with the highest recapture frequency were *P. discolor, P. lineatus* e *C. perspicillata,* which is explained by its foraging behavior, preference for areas closer to diurnal roosts, high abundance in the tropics, preference for certain food items and also because they are easily captured through mist nets (Bernard & Fenton, 2011; Bredt *et al.,* 2012; Fleming, 1991). As for the other species, their low recapture rates were probably associated with high mobility and a larger feeding area (Bianconi *et al.,* 2006).

Through individual markings, information regarding displacement, areas of use, roost fidelity, resource availability, and population dynamics can be obtained (Bernard & Fenton, 2003; Bianconi *et al.,* 2006; Estrada & Coates, 2002). In our study, the rate of necklace loss at the Reserva de Sapiranga was 16.7% and observed due to VIE application in all specimens.

In 2010, the Brazilian Bat Research Society (SBEQ) diagnosed the current *status* of markings in Brazil, and found that 33% of the researchers interviewed claimed that they did not use marking because they felt insecure on choosing the method (Barros *et al.,* 2012). Other issues that may have influenced their device choice are related to the problems caused by the markings, since they can modify the species natural behavior and activity, as well as the rates of information and specificity loss (Balmori & Quetglas, 2000; Kunz & Weise, 2009; Zambelli *et al.,* 2009).

Other factors that hinders knowledge and improvement of marking devices are the lack of studies that mention the type of device used, the results obtained from recaptures and the damage caused by such devices. When considering a few studies carried out with bats, which mention the type of marking device used and the rates of recapture obtained, none or rare mention about the absence or the presence of injuries (Esbérard *et al.,* 2011; Melo *et al.,* 2013; Mendes *et al.,* 2014; Zambelli *et al.,* 2009).

According to the Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources – IBAMA – (Normative Instruction № 146 of January 10, 2007, article 8), fauna monitoring programs require the "details of the capture, the type of marking, screening and other procedures adopted to captured specimens, informing the type of individual identification, registration and biometrics", but there are no specifications or indications about the most suitable marking methods or devices (IBAMA, 2007). Thus, based on the marking protocol employed for the first time in this study, the use of VIE for marking bats in studies that involve handling and monitoring specimens proved promising. We are aware that the results presented herein are preliminary and need to be confirmed in the medium and long term, but VIE seems to be an efficient, non-harmful and low-cost option.

Table 1: Recaptured species, number (#) of marked individuals and number (#) of recaptures.

Species	# of Marked Individuals	# of Recaptures
Artibeus planirostris	124	2 (2%)
Carollia perspicillata	185	40 (22%)
Glossophaga soricina	19	1 (5%)
Myotis sp.	17	1 (6%)
Phyllostomus discolor	12	3 (25%)
Platyrrhinus lineatus	23	5 (22%)
Sturnira lilium	45	2 (4%)

Table 2: Species, number of recaptured specimens and irregularities in the device.

Species	Individuals	Necklace			VIE		
		Device	Colour	Damage	Device	Colour	Damage
Carollia perspicillata	8	absent	unavailable	unavailable	present	good	none
Carollia perspicillata	3	present	faded beads	none	present	good	none
Phyllostomus discolor	1	absent	unavailable	unavailable	present	good	none
Sturnira lilium	1	present	good	rust	present	good	none

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the ECOA / UCSAL for the institutional and technical support for the research, FAPESB for the scholarship, Projeto Floresta Sustentável for the support and structure in the field and friends who helped with the fieldwork and data analysis. We also thank Lander Alves for preparing the map.

REFERENCES

Balmori A, Quetglas J. 2000. Análisis de los daños por anillamiento en murciélagos. Barbastella 1: 22-26.

Barros M, Luz J, Esbérard C. 2012. Situação atual da marcação de morcegos no Brasil e perspectivas para a criação de um programa nacional de anilhamento. Chiroptera Neotropical 18: 1074-1088.

Bernard E, Fenton B. 2011. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests, and savannas in central Amazonia, Brazil. Canadian Journal of Zoology 80: 1124-1140. http://doi.org/10.1139/z02-094.

Bernard E, Fenton MB. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in Central Amazonia, Brazil. Biotropica 35(2): 262-277. http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00285.x.

Bianconi GV, Mikich SB, Pedro WA. 2006. Movements of bats (Mammalia, Chiroptera) in Atlantic Forest remnants in southern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 23: 1199-1206.

Bredt A, Uieda W, Pedro WA. 2012. Plantas e morcegos na recuperação de áreas degradadas e na paisagem urbana. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado.

Carvalho-Souza G, Browne-Ribeiro H, Nascimento I, Cerqueira R, Tinôco, M. 2010. Avaliação do Implante Visível de Elastômero Fluorescente (VIFE) em *Tricogaster trichopterus* (Pallas, 1770) em cativeiro, incluindo informações sobre a técnica utilizada. Brazilian Journal of Biosciences, 24-29.

Dietz C, Dietz I, Ivanova T, Siemers B. 2006. Effects of forearm bands on horseshoe bats (Chiroptera: Rhinolophidae). Acta Chiropterologica, 8: 523-535. http://doi.org/10.3161/150811006779398591.

Esbérard C, Daemon C. 1999. Um novo método para marcação de morcegos. Chiroptera Neotropical 5(1-2): 116-117.

Esbérard CEL, Freitas GP, Costa LM, Freitas LN. 2011. Intervalos máximos entre captura e recaptura de morcegos no estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Chiroptera Neotropical, 17(1): 957-962.

Estrada A, Coates R. 2002. Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. Biological Conservation 103: 237-245. http://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00135-5.

FGD – Fundação Garcia D'Ávila. 2018. Reserva Sapiranga, Bahia. Disponível em: www.fgd.org.br. Acesso em: 12 de agosto de 2018.

Fleming, TH. 1991. The Relationship between Body Size, Diet, and Habitat Use in Frugivorous Bats, Genus *Carollia* (Phyllostomidae). Journal of Mammalogy 72(3): 493-501. http://doi.org/10.2307/1382132.

Freitas R, Mesquita D, França FG. 2013. Uso do Implante Visível de Elastômero Fluorescente (IVE) para marcação de lagartos *Phyllopezus pollicaris* (Squamata: Phyllodactylidae). Biotemas 26. http://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n4p271.

Gannon, M. 1993. A new technique for marking bats. Bat Research News 34: 88-89.

Gregorin R, Taddei V. 2002. Chave artificial para a identificação de molossídeos brasileiros (Mammalia, Chiroptera). Mastozoologia Neotropical 9(1): 13-32.

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2007. Instrução Normativa № 146. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN146_2007_Empreendimentos.pdf. Acesso em: 13 de novembro de 2020.

Kunz TH, Weise TH. 2009. Methods and Devices for Marking Bats. In: Kunz TH, Parsons S (Eds.), Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats. 2. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.

Kunz TH, Richards GR, Tidemann CR. 1996. Capturing small volant mammals. Pp. 157-164, In: Wilson DE, Nichols J, Rudrin R, Cole R, Foster M (Eds.), Measuring and Monitoring Biological Diversity. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Lemos E, D'Andrea P. 2014. Trabalho de campo com animais: procedimentos, riscos e biossegurança. Editora Fiocruz, Rio de Janeiro, 180p.

Melo T, Carvalho-Souza G, Peres M, Browne-Ribeiro H, Dias M. 2013. The utilization of Visible Implant Fluorescent Elastomers in spiders (Araneae: Theraphosidae). Revista Ibérica de Aracnología 23: 99-101.

Mendes P, Vieira T, Oprea M, Pimenta V, Ditchfield A. 2014. Diferentes métodos de regeneração florestal podem interferir na comunidade local de morcegos? Mastozoologia Neotropical 21(2): 231-240.

MSJ – Prefeitura de Mata de São João. 2015. Disponível em: https://www.matadesaojoao.ba.gov.br. Acesso em: 04 de agosto de 2018.

Moratelli, R. 2008. Revisão taxonômica das espécies de *Myotis* Kaup, 1829 do Brasil (Mammalia, Chiroptera, Vespertilionidae): uma abordagem morfológica e morfométrica. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

NMT – Northwest Marine Technology, Inc. 2008. Visible Implant Elastomer Tag Project Manual. Guidelines on planning and conducting projects using VIE and associated equipment.

Regester, K. 2009. Marking Salamander Egg Masses with Visible Fluorescent Elastomer: Retention Time and Effect on Embryonic Development. The American Midland Naturalist 153: 52-60. http://doi.org/10.1674/0003-0031(2005)153[0052:MSEMWV]2.0.CO;2.

Reis N, Fregonezi M, Peracchi A, Shibatta, O. 2013. Morcegos do Brasil: guia de campo. Rio de Janeiro, RJ. Technical Books.

Reis N, Peracchi A, Batista C, Lima I, Pereira A. 2017. História Natural dos Morcegos Brasileiros. Guia de identificação de espécies. Rio de Janeiro, RJ. Technical Books, 1ª Edição.

Rodríguez-Posada ME, Santa-Sepúlveda MA. 2013. Reporte de lesiones en murciélagos causadas por el uso incorrecto de collares plásticos como método de marcaje. Therya 4(2): 395-400.

Stebbings R. 2004. Ringing and marking. Pp. 59-62, In: Mitchell-Jones AJ, McLeish AP (Eds.), Bat Workers' Manual. Joint Nature Conservation Comitee, 3ª Edição.

Straube F, Bianconi G. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. Chiroptera Neotropical 8: 150-152.

Zambelli N, Moretti M, Mattei-Roesli M, Bontadina F. 2009. Negative consequences of forearm bands that are too small for bats. Acta Chiropterologica 11: 216-219. http://doi.org/10.3161/150811009X465857.

Submetido em: 15/maio/2020
Aceito em: 29/outubro/2020

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 112-125, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

ARTIGOS

Medium and Large-Sized Mammals: Environmental Impact Study in the Valleys Jequitinhonha and Mucuri, Northeastern Minas Gerais, Brazil

Mariane C. Kaizer[1]*, Michel B. Faria[2]

[1] *Rede Eco-Diversa para Conservação da Biodiversidade.*
[2] *Departamento de Ciências Biológicas, Instituto Federal do Espírito Santo Campus Alegre.*
* *Corresponding Author: marikaizer@hotmail.com*

Abstract: Fauna inventory is a key element of impact assessment for environmental licensing, as it has the potential to provide important information about the species under influence of enterprises, leading to developing mitigation and conservation strategies. This study aimed to inventor the medium to large-size mammals for the environmental impact assessment (EIA) for the expansion of the Highway BR-116, in Minas Gerais. Data was collected during wet and dry seasons in 2015, in four forest remnants using transect census, camera traps, and sand-plot methods. In total, thirty species were recorded, including six threatened species. Although the number of species was similar for both seasons, some species were only recorded in one of the seasons. Species richness and community composition varied among study sites. Camera trap and transect census were the most efficient methods in detecting species richness, while sand-plot was significantly less efficient. These findings corroborate the importance of using efficient complementary methods and multi-season campaigns for sampling medium to large-mammals in EIA studies and indicate that mammal assemblage of this region, especially those threatened species, requires mitigation measures for its conservation and population maintenance along the highway.

Keywords: Camera-trap; Environmental Impact Assessment (EIA); Mammal inventory; Survey methods; Roads.

Resumo: Mamíferos de Médio e Grande Porte: Estudo de Impacto Ambiental nos Vales Jequitinhonha e Mucuri, Nordeste de Minas Gerais, Brasil. O levantamento de fauna é um elemento-chave da avaliação de impacto para o licenciamento ambiental, pois tem o potencial de fornecer informações relevantes sobre as espécies sob influência de empreendimentos, direcionando o desenvolvimento de estratégias de mitigação e conservação. Este estudo objetivou inventariar a comunidade de mamíferos de médio e grande porte para a avaliação de impacto ambiental da expansão da rodovia BR-116, em Minas Gerais. Os dados foram coletados durante as estações chuvosa e seca em 2015, em quatro remanescentes florestais através dos métodos de censo por transecção, armadilhas fotográficas e parcelas de areia. No total, trinta espécies foram registradas, incluindo seis ameaçadas. Embora o número de espécies tenha sido semelhante nas duas estações de amostragem, algumas espécies foram registradas apenas em uma das estações. A riqueza de espécies e a composição da comunidade variaram entre os locais estudados. Armadilhas fotográficas e o censo por transecção foram os métodos mais eficientes para detectar a riqueza de espécies, enquanto o método de parcelas de areia foi significativamente menos eficiente. Esses resultados corroboram a importância do uso de métodos complementares eficientes e diferentes campanhas para amostragem de mamíferos de médio a grande porte para EIA e indicam que a comunidade de mamíferos desta região, especialmente aquelas ameaçadas, requer medidas de mitigação para sua conservação e manutenção da população ao longo da rodovia.

Palavras-Chave: Armadilha-fotográfica; Estradas; Inventário de mamíferos; Estudo de Impacto Ambiental (EIA); Métodos de amostragem.

INTRODUCTION

Brazil is home of over 755 known species of mammals, holding one of the largest diversity of mammals on Earth (Abreu-Jr *et al.,* 2020; Costa *et al.,* 2005; Paglia *et al.,* 2012). Further to its high mammal species diversity, Brazil presents a high degree of endemism (30%), with Amazonia (~58%), Atlantic Forest (~30%) and Cerrado (~13%) holding the highest number of species and degree of endemism among the terrestrial biomes

(Costa *et al.,* 2005; Paglia *et al.,* 2012). However, land-use changes on natural habitats coupled with other anthropogenic activities have been threatening a range of terrestrial mammals (Dirzo *et al.,* 2014; ICMBIO, 2018), and leading to species loss and population decline, particularly on large-bodied mammals (Dirzo *et al.,* 2014; Galetti & Dirzo, 2013; Galetti *et al.,* 2017).

Among anthropogenic activities, roads, in particular, cause several pernicious negative effects on mammals (Pinto *et al.,* 2020; Trombulak & Frissell, 2000). Linear transportation infrastructures may increase deforestation rates and habitat fragmentation, and generate habitat disturbances, including extensive edge effects (Barber *et al.,* 2014; Casella & Paranhos-Filho, 2013; Freitas *et al.,* 2010). Dispersal of invasive species (Peters, 2001) and increase of hunting and illegal logging are also favoured by roads (Espinosa *et al.,* 2014; Pinto *et al.,* 2020). Roads cause changes in mammal species richness, in community structure and composition, as well as affect species behaviour, therefore altering species dispersal and gene flow (da Rosa *et al.,* 2018; Duarte *et al.,* 2018; Pinto *et al.,* 2020; Suárez *et al.,* 2013; Trombulak & Frissell, 2000). Moreover, roads directly affect mammal's community by changing species mortality rate. In Latin American, for example, the median road-kill rate of mammals is 3 ind*100 km^{-1}*$year^{-1}$ (Pinto *et al.,* 2020).

The BR-116 is one of the most important and highly trafficked Brazilian highways. It stretches longitudinally from the southernmost of Brazil, in the state of Rio Grande do Sul, to the northeastern region, in the state of Ceará (MInfra, 2020). It is the largest paved road in the country with 4998,6 km of length. In the state of Minas Gerais, the BR-116 has 829 km extending across southernmost, in the border with the state of Rio de Janeiro, to the northernmost region, in the border with Bahia state. In the Jequitinhonha and Mucuri Valleys in northeast Minas Gerais, the BR-116 cuts two Brazilian hotspots of biodiversity, the Atlantic Forest and Cerrado (Myers *et al.,* 2000). It also passes through the Caatinga, which is an exclusively xeric Brazilian biome (Leal *et al.,* 2003). Despite the Jequitinhonha and the Mucuri Valleys holding areas of high importance for biodiversity conservation, as stated in the Atlas of Biodiversity Conservation Priorities in Minas Gerais State (Drummond *et al.,* 2005), only a few areas have their fauna known or inventoried. Medium and large-sized mammals' inventories are still scarce (Chiarello *et al.,* 2010; Geise *et al.,* 2017; Lessa *et al.,* 2008; Melo, 2004; Melo *et al.,* 2018), which may hamper the understanding of the impacts of linear infrastructures on mammal fauna in this region.

The environmental impact assessments (EIA), a mandatory evaluation for the environmental licensing of several anthropogenic activities, including roads, provide important information about species richness and community composition, and represent a steppingstone for developing mitigation and conservation strategies (Gontier *et al.,* 2006). An inventory of medium to large-sized mammals for the environmental impact assessment (EIA) of the pre-licensed expansion of the BR-116 in the state of Minas Gerais, provided an opportunity to report the species richness and community composition of forest remnants in the Jequitinhonha and Mucuri Valleys. Additionally, it offered a chance to contribute to the studies of environmental impact assessment by comparing the efficiency of distinct methods used for surveying medium to large-sized mammals.

This study aimed to assess the species richness and composition of medium and large-size mammals at four forest remnants under the influence of the BR-116 in the Jequitinhonha and Mucuri Valleys, and to compare the efficiency of three distinct methods (sand-plot, camera trap and transect census) to survey mammal richness for environmental impact assessment studies.

MATERIALS AND METHODS

We conducted this research in the northeast of the state of Minas Gerais, encompassing areas between the biomes of Atlantic Forest, Cerrado, and Caatinga. We sampled four forest fragments under the influence of the federal highway BR-116 (Figure 1): Gissaras (15°46'51"S, 41°12'43"W, *datum* WGS-84; 875 m a.s.l.) and Pedra Azul (15°46'01"S, 41°11'40"W, *datum* WGS-84; 830 m a.s.l.) in the municipality of Pedra Azul, Cariri (15°50'47"S, 41°28'11"W, *datum* WGS-84; 890 m a.s.l.) in the municipality of Águas Vermelhas, and Itambacuri (17°59'57"S, 41°36'11"W, *datum* WGS-84; 597 m a.s.l.) in the municipality of Itambacuri. The sites Gissaras, Cariri and Pedra Azul are in the region known as the Jequitinhonha Valley, and Itambacuri is in the region of the Mucuri Valley. The sites in the Jequitinhonha Valley are characterized by heterogeneous vegetation in the transition of the Atlantic Forest, Cerrado, and Caatinga, whereas the site located in the Mucuri Valley is predominantly characterized by Atlantic Forest vegetation (see also Figure S1 in Supplemental Information). The regional landscape consists of a mosaic of croplands, cattle farms and grasslands, deciduous and semideciduous forest, and further north by semiarid lands and dry forests. Study sites will be hereafter referred to as: A1 (Gissaras), A2 (Cariri), A3 (Pedra Azul) and A4 (Itambacuri).

The survey of medium and large sized mammals was carried out during two field campaigns in 2015: wet season (March and April) and dry season (July and August). We used a combined approach of methodologies, including transect census, camera trapping and track stations, following IBAMA's Normative Instruction № 13 (MMA, 2013), which establishes the methodological standardization for fauna surveys in environmental impact assessments (EIA), a mandatory requirement for the environmental licensing (MMA, 2013). Standard modules of survey (Figure 2) were characterized by a main transect of 5-km length, used to survey medium and large-sized mammals by direct sighting standard walking, coupled to a parallel sand-plots of survey every 500 m, and a pair of camera-traps every 1 km. Only site A4 was sampled using a 3-km survey module during both campaigns. Site A3 was also sampled using a 3-km

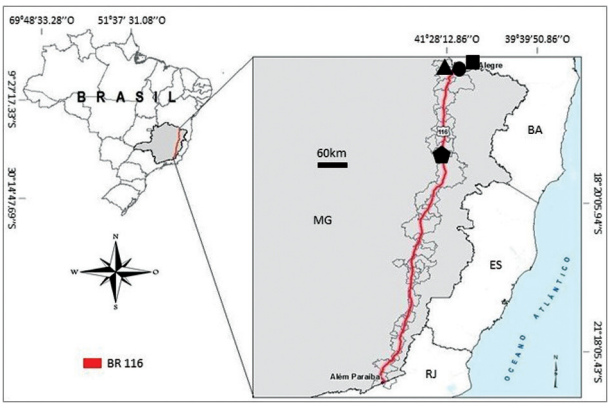


Figure 1: Study sites location along the federal highway BR-116 (red line) in the state of Minas Gerais, Brazil. Thin gray lines represent the boundaries of municipalities along the BR-116 within Minas Gerais state. Sites: A1 (circle); A2 (triangle); A3 (square); A4 (pentagon).

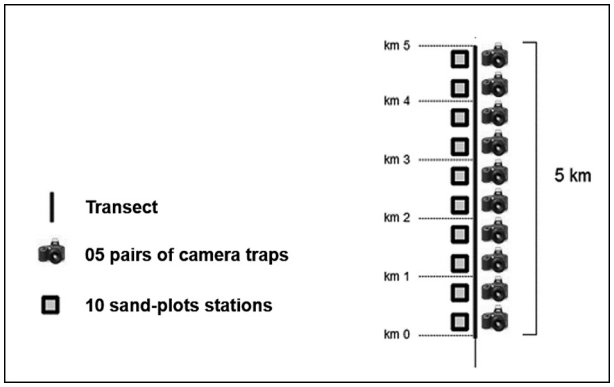


Figure 2: Standard sampling module design for mammal community surveys in environmental assessments, according to MMA (2013; adapted from the IN 2013).

length sampling module during the 2015 dry season due to logistic constraints.

Line transect census was carried out during seven consecutive days in each campaign, per module. Transects were walked at a pace between 0.5 and 1.0 km/h, during two periods a day: early in the morning (06:00-10:00 h) and in the evening (17:00-21:00 h). For all direct or indirect records of medium and large mammals, we recorded date and time, geographical coordinates, record category (vocalization, direct sighting, carcass, faeces etc.), and the number of individuals. We covered a total effort of 252 km during the rainy season and 224 km during the dry season.

For the camera trapping, we set one pair of infrared camera traps (Super Scouter) every 1-km along the main transect (Figure 2), totaling five pairs of camera traps in the standard modules and three pairs of camera traps in the 3-km length modules. We attached cameras to trees at 30-40 cm above the ground. Each camera was set to survey 24 h-day during 14 consecutive days per module in both seasons. To maximize detection probabilities, we placed cameras near to animal trails, fruiting trees, or water sources. No baits were used to attract mammals. Cameras were set to take multiple photographs per trigger, at an interval of 3s between triggers. We assumed a temporal independence of subsequent records of the same species for records after 1-hour interval (Sollmann *et al.,* 2018). In total, we performed 504 trap-days effort during the first campaign (rainy season) and 448 trap-days in the second campaign (dry season).

Sand-plots (track stations, 1 m × 1 m) were placed along to the main transect every 500 m intervals (Figure 2), totaling 10 track stations per standard module, and six stations in the 3-km length modules. Stations were prepared using cleaned local substrate (2-4 cm high) and baited with a mixture of sardine in oil, grains and bananas. We checked stations during seven consecutive days in each module per campaign. After every check, track stations were cleared to avoid recounting old tracks. In total, we performed 252 trap-days effort during the first campaign (rainy season) and 224 trap-days in the second campaign (dry season).

Non-systematic records, including direct (*e.g.,* sightings, carcasses of road-killed animals, vocalizations) and indirect (*e.g.,* tracks, skeletons, faeces) evidence of mammals found during fieldwork activities, were also recorded to compose species list.

Predicted species richness was calculated using the 1st order Jackknife method (Heltshe & Forrester, 1983) based on data obtained with the systematic surveys (transect, camera trap and sand-plot). Species accumulation curves and diversity estimators were calculated through 1000 randomizations without replacement in the software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013). Similarity among sites was calculated based on the Jaccard index in the R environment 3.6.3 (R Core Team, 2020), using the *vegan* package (Oksanen *et al.,* 2019). Sampling effort for camera trap and sand-plots was calculated as: number of traps × number of sampling days, and sampling success was calculated as: (number of independent records/ sampling effort) × 100 (Srbek-Araujo & Chiarello, 2005). One-way analysis of variance (ANOVA) was performed to test whether species richness differed among survey methods recommended in the IBAMA's Normative Instruction № 13 (MMA, 2013). A Levene's test was used when performing the ANOVA to check for homogeneity of variances, and a *post hoc* Tukey test was used to reveal where the significance lay. Significance level was 0.05.

We considered as medium and large sized mammals species greater than 1-Kg in body mass according to Paglia *et al.* (2012). The taxonomic nomenclature follows Wilson & Reeder (2005), Rylands *et al.* (2012) for Primates, Bornholdt *et al.* (2013) for the genus *Galicts,* and Trigo *et al.* (2013) for *Leopardus tigrinus.* The current conservation status of the species follows the Red List of Minas Gerais (COPAM, 2010), Brazil (MMA, 2014), and the IUCN (IUCN, 2020).

RESULTS

We recorded 30 species of mammals in the four forest remnants under the influence of the Highway BR-116 in the northeastern of Minas Gerais, including six native species threatened of extinction during the systematic survey (transect census, camera trap and sand-plots) and opportunistic records (Table 1, Figures 3-4). Of those, four species were exotic (*Bos taurus, Canis*

Table 1: Species list of medium and large-sized mammals recorded in four forest fragments under the influence of the federal highway BR-116 in northeastern Minas Gerais, Brazil, with respective types of records per site and conservation status according to the Red Lists of Minas Gerais (COPAM, 2010), Brazil (MMA, 2014; ICMBIO, 2018) and the IUCN (IUCN, 2020). Record type: CT: camera trap; SP: footprints in sand-plots; Si: sightings; Vo: vocalizations; Ca: carcass, Fe: faeces and Fo: footprints outside the sand-plots. Conservation status categories: CR: Critically Endangered, VU = Vulnerable, and NT = Near Threatened.

Taxon	Common name	Record Type				Conservation Status		
		A1	A2	A3	A4	MG	BR	IUCN
Order DIDELPHIMORPHIA								
Family Didelphidae								
Didelphis albiventris Lund, 1840	White-eared Opossum	CT	CT	Ca	CT			
Didelphis sp.	Opossum	CT	CT		CT			
Order ARTIODACTYLA								
Family Cervidae								
Mazama gouazoubira (G. Fischer, 1814)	South American Brow Brocket	CT, Si	CT, SP, Fe, Si	CT	Si			
Family Bovidae								
Bos Taurus Linnaeus, 1758	Domestic cow	CT	CT, SP, Si	CT, SP, Si	CT			
Order CARNIVORA								
Family Canidae								
Canis lupus familiaris Linnaeus, 1758	Domestic dog	CT, SP, Fo	CT, Si	CT, Fo	CT, SP, Si, Fo			
Cerdocyon thous (Linnaeus, 1766)	Crab-eating Fox	CT, Ca, Vo, Si	Si	CT, Ca, Fo, Si	CT			
Family Procyonidae								
Procyon cancrivorus (G. Cuvier, 1798)	Crab-eating Raccoon			Fo				
Nasua nasua (Linnaeus, 1766)	South American Coati	Si		CT, SP, Si	CT			
Family Mephitidae								
Conepatus semistriatus (Boddaert, 1785)	Striped Hog-nosed Skunk	CT	CT	CT				
Family Mustelidae								
Eira barbara (Linnaeus, 1758)	Tayra				CT			
Galictis cuja (Molina, 1782)	Lesser Grison				Fo			
Family Felidae								
Felis catus Linnaeus, 1758	Domestic cat				Si			
Leopardus pardalis (Linnaeus, 1758)	Ocelot	CT				CR		
Leopardus guttulus (Hensel, 1872)	Oncilla	CT		Ca, Si		VU*	VU	VU
Leopardus sp.	Small cat	CT, Fe		Fe				
Puma concolor (Linnaeus, 1771)	Cougar		CT, Fo	CT		VU	VU	
Puma yagouaroundi (É. Geoffroy, 1803)	Jaguarundi	CT					VU	
Order PILOSA								
Family Myrmecophagidae								
Tamandua tetradactyla (Linnaeus, 1758)	Southern Tamandua				CT			

Taxon	Common name	Record Type				Conservation Status		
		A1	A2	A3	A4	MG	BR	IUCN
Order CINGULATA								
Family Dasypodidae								
Cabassous sp.	Naked-tailed Armadillo	CT	CT		Si			
Dasypus novemcintus Linnaeus, 1758	Nine-banded Armadillo	CT		CT	CT, Ca			
Dasypus sp.	Armadillo			CT, SP				
Unidentified species	Armadillo	CT		CT				
Order PERISSODACTYLA								
Family Equidae								
Equus caballus Linnaeus, 1758	Domestic Horse	CT, Si						
Order PRIMATES								
FAMILY ATELIDAE								
Alouatta guariba (Humboldt, 1812)	Brown Howler Monkey		FE	Vo, Si	Fe	VU	CR	CR
Family Pitheciidae								
Callicebus sp.	Guigó			Vo, Si				
Family Callithrichidae								
Callithrix geoffroyi (Humboldt, 1812)	Geoffroy's Tufted-ear Marmoset				CA, VO, Si			
Callithrix penicillata (É. Geoffroy, 1812)	Black-tufted-ear Marmoset	Vo, Si	Vo, Si	Vo, Si				
Order RODENTIA								
Family Caviidae								
Cavia sp.	Guinea Pig		Si		Si			
Family Cuniculidae								
Cuniculus paca (Linnaeus, 1766)	Spotted Paca		CT					
Family Dasyproctidae								
Dasyprocta sp.	Agouti		Si	Si				
Family Erethizontidae								
Coendou sp.	Brazilian Porcupine			Ca				
Family Hydrochaeridae								
Hydrochoerus hydrochaeris (Linnaeus, 1766)	Capybara			Si				
Family Sciuridae								
Guerlinguetus ingrami (Thomas, 1901)	Southeastern Squirrel			Ca, Si	Si			
Order LAGOMORPHA								
Family Leporidae								
Sylvilagus brasiliensis (Linnaeus, 1758)	Tapeti	CT, Si	CT, V, Si	CT, Si	Si			EN

* Evaluated as Leopardus tigrinus

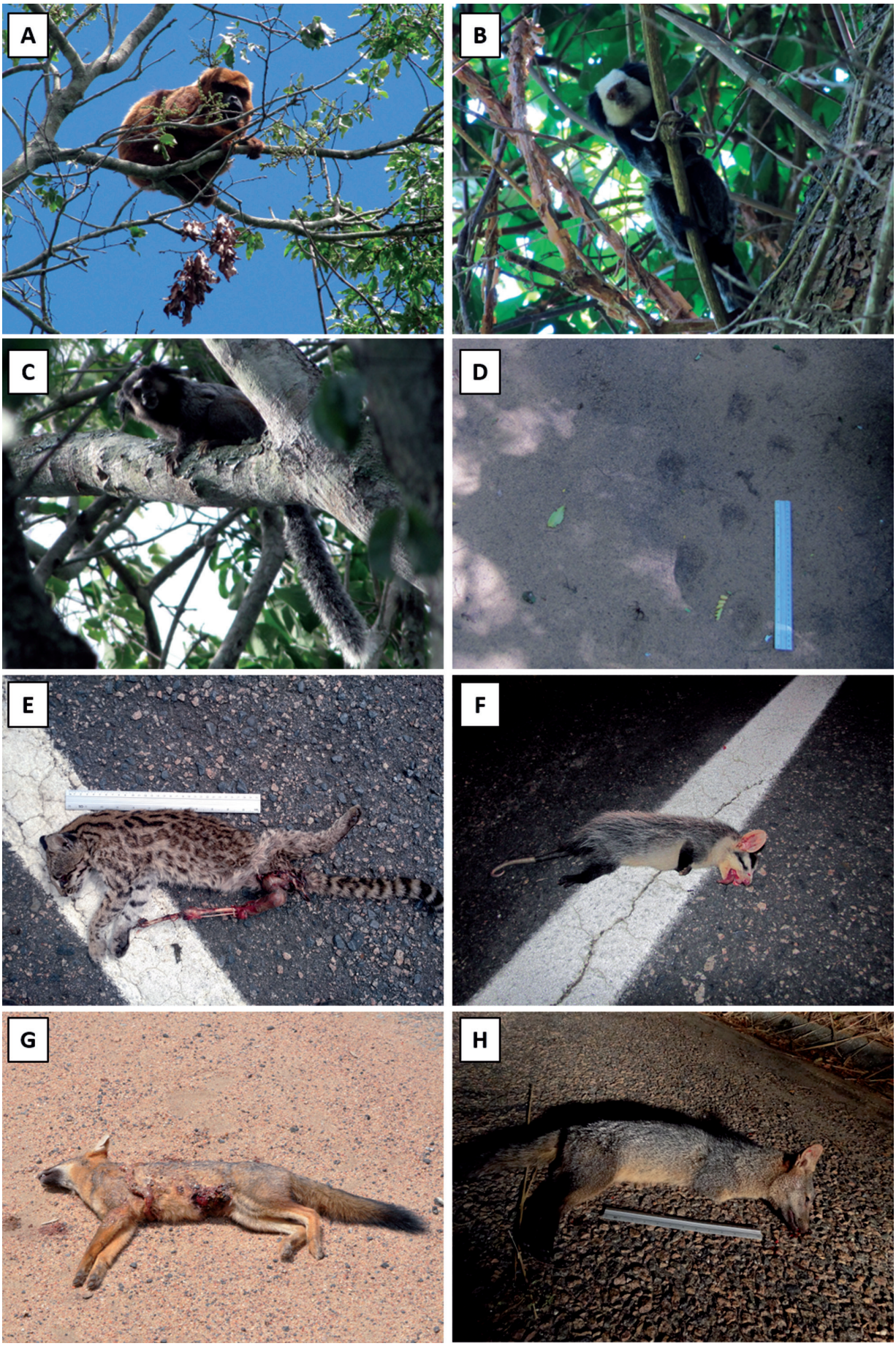


Figure 3: Mammals recorded by transect census (A-C), sand-plot (D) and opportunistic record (road killed animals, E-H). (a) *Alouatta guariba;* (b) *Callithrix geoffroyi;* (c) *Callithrix penicillata;* (d) foottprint of *Nasua nasua;* (e) *Leopardus guttulus;* (f) *Didelphis albiventris;* (g-h) *Cerdocyon thous.* Photo credits: Mariane Kaizer, Francisco Homem.

Figure 4: Terrestrial mammals detected by camera traps: (a) *Leopardus pardalis;* (b) *Leopardus gutullus;* (c) *Puma concolor;* (d) *Puma yagouaroundi;* (e) *Tamandua tetradactyla;* (f) *Sylvilagus brasiliensis.* Threatened species: a-d, f.

lupus familiaris, Felis catus, and *Equus caballus*). There was no expressive variation in the number of species recorded among sampling seasons: 254 records of 26 species in the rainy season, and 228 records of 23 species in the dry season. But regarding the species composition, eight species (*Callicebus* sp., *Cavia* sp., *Cuniculus paca, Puma yagouarundi, Galictis cuja, Guerlinguetus ingrami, Equs caballus* and *Felis catus*) were recorded exclusively during the rainy season, and four species (*Leopardus pardalis, Leopardus guttulus, Puma concolor* and *Tamandua tetradactyla*) were recorded exclusively in the dry season.

In general, the species accumulation curve of observed species (*Sobs*), based on the transect census, camera trap and sand-plots data, tended to show an asymptote around 27 species (Figure 5). However, the 95% confidence interval of *Sobs* did not include species richness predicted by the Jack 1 estimator (33 ± 2.8 species), indicating that only 81% of all medium and large-sized mammals that may occur in the study sites were recorded using the effort described. Among sampling sites, the species accumulation curve showed the lowest tendency for stabilization in the sites A1 and A4 (Figure 6). The 95% confidence interval of *Sobs* for the sites

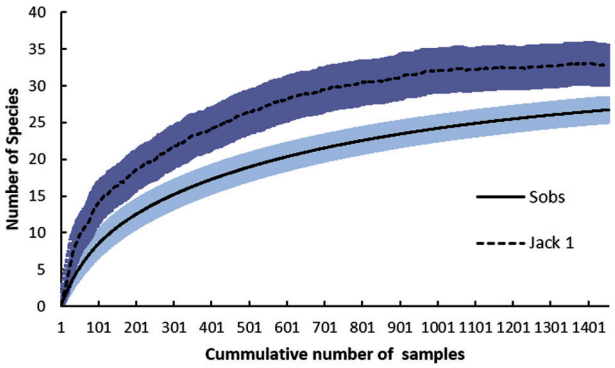


Figure 5: Accumulation curve of observed species – Sobs (Mao Tau) and species richness predicted by non-parametric sample-based Jack 1 estimator.

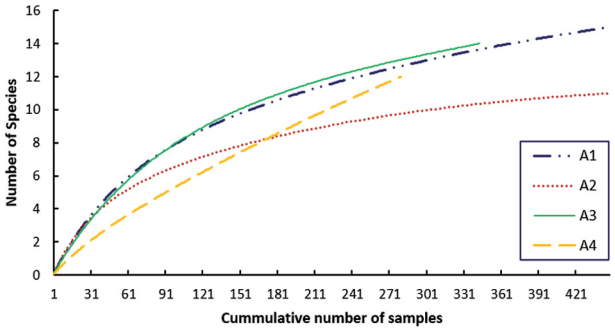


Figure 6: Accumulation curve of observed mammal species – Sobs (Mao Tau) among four forest fragments near highway BR-116, northeast Minas Gerais, Brazil.

A2 and A3 includes species richness predicted by Jack 1 (respectively, 13 ± 1.4 and 19 ± 2.6 species), but did not include species richness predicted by Jack 1 for the sites A1 and A4, which predicted 20 ± 2.2 and 21 ± 3.3 species, respectively.

In total, Carnivora was the richest order (N = 11 species), followed by Rodentia (N = 6), and Primates (N = 4) and Cingulata (N = 4). However, Primates was the order with the greater number of records, followed by Didelphimorphia and Carnivora. Species richness and mammal community composition also varied among study sites. The areas A3 and A1 were the richest sites with, respectively, 17 and 15 species recorded from seven orders, followed by sites A4 and A2 with 12 and 11 species from seven and six orders, respectively. Jaccard index revealed that site A4 presented higher dissimilarity between study sites (Table 2). *Cerdocyon thous* and *Sylvilagus brasiliensis* were the unique species shared among all sites (Figure 7). Whereas *Cavia* sp., *Cuniculus paca, Puma yagouarundi, Galictis cuja, Tamandua tetradactyla, Leopardus pardalis, Hydrochoerus hydrochaeris, Procyon cancrivorus,* and *Coendou* sp. were recorded at only one of the sites (Figure 7). Among exotic species, cattle and domestic dogs were the most frequent species recorded at all fragments (N = 69 and N = 49, respectively), followed by horse (N = 8) and domestic cat (N = 1), which were recorded at only one of the study sites.

With a sampling effort of 952 camera-days, camera traps revealed 264 records of mammals resulting in 28% of detection rate success. Sand-plots summed a sampling effort of 476 trap-days, resulting in 16 records of mammals and 3,4% of detection rate success. Transect census summed an effort of 476 km walked, resulting in 60 encounters of mammals and a 1,26 ind.*10 km^{-1} encounter rate. The species richness detected per survey method differed significantly between them (one-way ANOVA; $F_{3\text{-}61}$ = 26.47, p < 0.0001), with sand-plot method presenting a species richness significantly lower than that of camera traps and transect census (Tukey test; p < 0.001; Figure 8). There was no significant difference in species richness detected by camera trap and transect census (Tukey test; p = 0.16). Nine species (including all primates) were recorded exclusively by line transect census, twelve species were recorded exclusively by camera traps and the five species recorded in sand-plots were also detected by the other methods (Table 1, Figure 7). Three species (*Procyon cancrivorous, Coendou* sp., and *Hydrochoerus hydrochaeris*) were not detected by the aforementioned methods and were recorded exclusively by opportunistic encounters or vestiges (Table 1).

Table 2: Similarity of mammal community among four sites surveyed near the highway BR-116, based on Jaccard index.

	A1	A2	A3
A2	0.44		
A3	0.38	0.39	
A4	0.23	0.28	0.24

DISCUSSION

The species richness observed in the present study (n = 30) represents about 59% of the medium and large-sized mammals reported for the Jequitinhonha and Mucuri Rivers Basin (Geise *et al.,* 2017). Mammals' inventories conducted in other areas of Jequitinhonha and Mucuri Valleys ranged from 19 to 31 species of medium and large-sized mammals (Chiarello *et al.,* 2010; Geise *et al.,* 2017; Oliveira *et al.,* 2013; Pinho *et al.,* 2017). Of the three priority areas for biodiversity conservation in the Jequitinhonha and Mucuri Rivers Basin (N221, N213, and N212; Drummond *et al.,* 2005), two areas (N213 and N217) are around 60-140 km apart of our study sites A1, A2 and A3. The other one (N221) is about 32 km away from our study site A4. Compared with mammal inventory from these priority sites, Chiarello *et al.* (2010) reported a similar richness (N = 31 species), which 16 of them were also detected in our study. Species reported in those areas but not found in this study include: *Bradypus variegatus, Callithrix kuhlli, Callicebus melanochir, Brachyteles hypoxanthus, Sapajus robustus, S. xanthosternos, Potos flavus, Pecari tajacu, Tapirus terrestris, Euphractus sexcintus, Priodontes maximus, Chaetomys subspinosus, Lontra longicaudis, Panthera onca,* and *Leonthopithecus cayssara* (the last five species only reported by interview; Chiarello *et al.,* 2010). As we reported in this study, species richness and community composition varied among study sites surveyed, and the

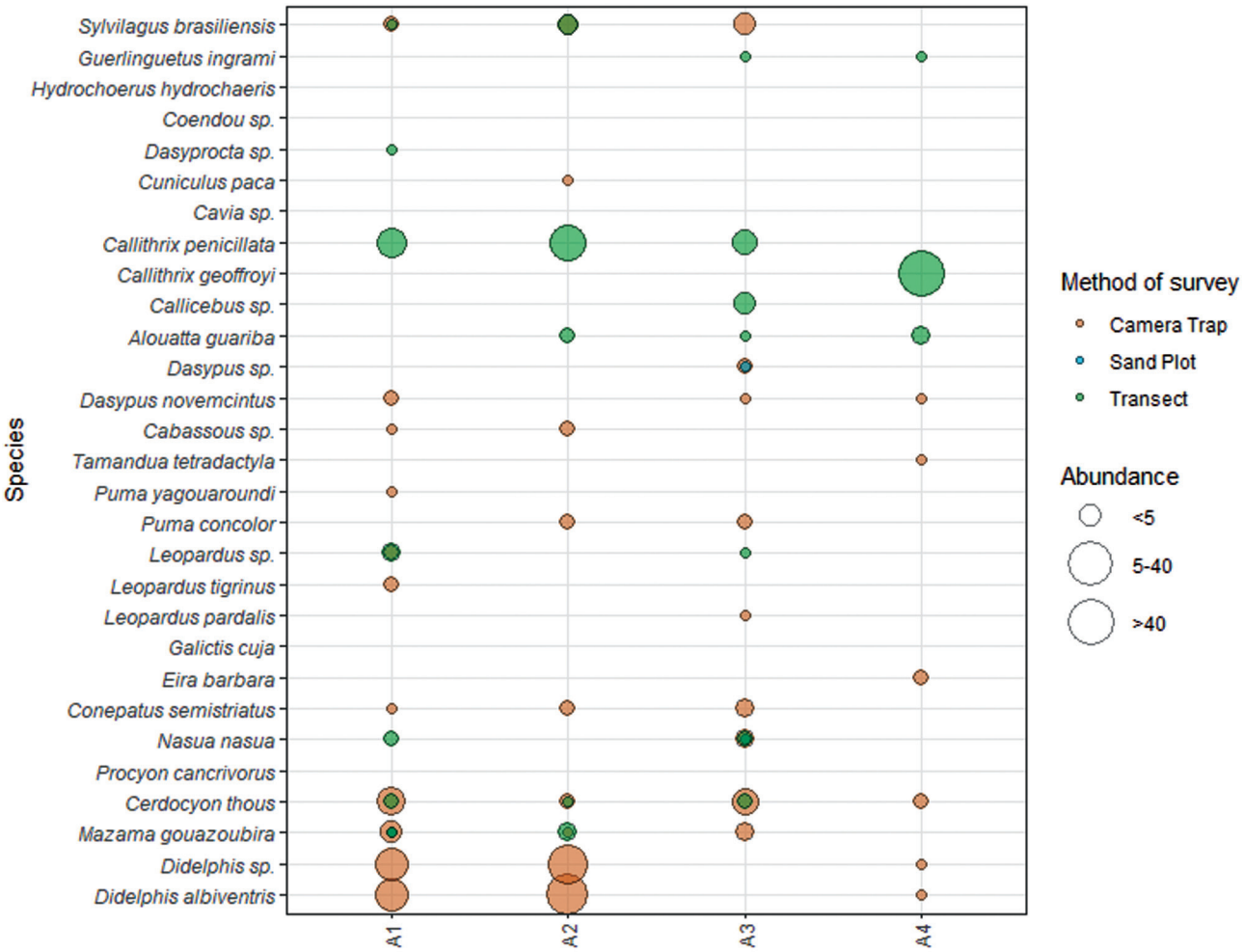


Figure 7: Bubble graph representing detections by camera-trap, transect census and sand-plot methods and abundance from each mammal species identified at each site (Areas A1, A2, A3, A4) in northeast Minas Gerais, Brazil.

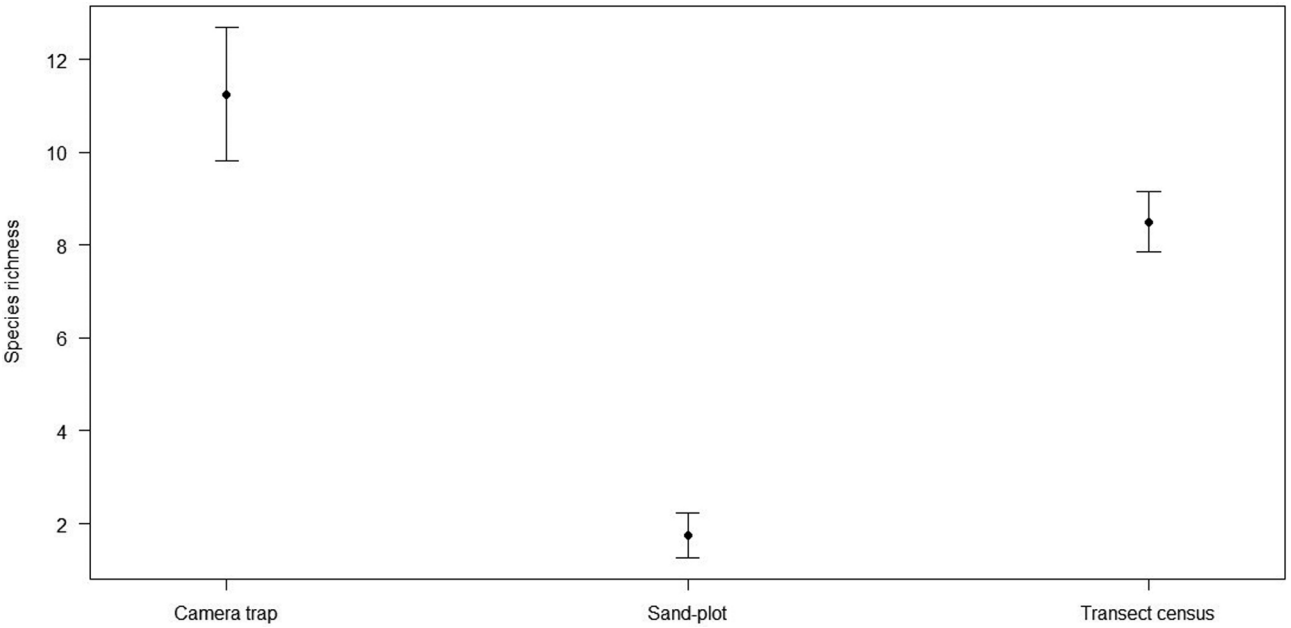


Figure 8: Species richness detected per survey methods (camera trap, sand-plot and transect census). Error bars depicting mean and confidence interval.

site inserted in the Mucuri Valley presented lower species richness (N221 = 17 species; this study: A4 = 12 species) than areas in the region of Jequitinhonha (Chiarello *et al.,* 2010).

This present study also reported a larger dissimilarity for the site in the Mucuri Valley (A4) compared to the other sites. Similar dissimilarity pattern was found for non-volant small mammal assemblages reported to

our same study sites (Faria & Kaizer, 2020; in this special issue). This result might be associated with its biogeographic and vegetation feature. While sites geographically closer (Figure 1), and therefore that share similar vegetation structure, tend to be more similar to each other, site A4 is located southernmost and outside the transition zones with other biomes, thus it is likely to reveal a peculiar mammal community composition characteristic of Atlantic rainforest. Additionally, forest dwelling mammals may be underestimated due to cryptic behaviours of some species, but also may be more sensitive to habitat disturbances and fragmentation (Canali *et al.,* 2012; Galetti *et al.,* 2017; Michalski & Peres, 2007). Hence, this finding corroborates the importance of EIA to take into account distinct areas along with linear infrastructures, such as the highway BR-116, to provide a better comprehension of the mammal assemblage that may be impacted, as well as to better guide the decision-making of impact mitigation and conservation strategies.

Although this study provides data obtained in the impact statements pre-approval for the expansion of the BR-116 highway, our results provided evidence of the occurrence of six threatened species persisting in habitats, which already suffer from long-term effects of this highway. The occurrence of predator species, such as the cougar (*P. concolor*) and the jaguarundi (*P. yagouaroundy*), both considered priority for conservation, remarks the importance of our study sites as mammal refuges and for these species' populations maintenance along the highway. The four felids detected in our study are included in at least one threatens category: ocelot (*L. pardalis*) is critically endangered in the state of Minas Gerais (COPAM, 2010), jaguarundi (*P. yagouaroundy*) is vulnerable in Brazil, and cougar (*P. concolor*) and oncilla (*L. guttulus*) are vulnerable at both regional and national level (MMA, 2014); the last one is also considered vulnerable at a global level (IUCN, 2020). These felids are of high importance for conservation since they play a key role in the top of the food chain and require large territory ranges (Michalski *et al.,* 2006; Murray & Gardner, 1997; Oliveira & Cassaro, 2005). Therefore, felids deserve special attention in the EIA studies for environmental licensing of linear transportation infrastructures, as well as in the mitigation measure planning since they travel larger distances within their territories.

Other species detected in this study that also deserve attention, is the howler brown monkey, *Aluatta guariba guariba*, which is threatened at a regional (COPAM, 2010), national (MMA, 2014) and global level (IUCN, 2020), and is now included among the world's 25 most endangered primates (Buss *et al.,* 2019) due to the last yellow fever outbreak in Southeastern Brazil (Bicca-Marques *et al.,* 2017). As a forest-dwelling primate, howler monkeys, likewise other arboreal species, are more susceptible to habitat disturbance than the terrestrial community (Whitworth *et al.,* 2019) and should be included in the monitoring programs of impact assessment (EIA) follow-up activities.

Medium and large-size mammals are diverse in ecological and behavioural features. Thus, temporal variability in the detection of terrestrial mammals are common, and consequently multi-season studies are required to describe the mammalian fauna in Atlantic forest remnants for environmental impact assessment (Beisiegel, 2010). Although we did not find an expressive difference in the number of species among two season campaigns, our findings demonstrated that while some species were only detected in the dry season, other species were detected exclusively during the rainy season. This result highlights the importance of temporal surveys for sampling medium and large-size mammals in environmental assessments. Seasonal surveys are important to detect patterns of space used by the mammal community and to complement the previous surveys, confirming the occurrence of some species and adding others (Beisiegel, 2010). Therefore, studies for environmental impact assessments that adopt only one field survey may be under-sampling the local diversity and can put in risk some mammal species (Beisiegel, 2010; Silveira *et al.,* 2010).

The establishment of the sampling design and sampling methods by the IBAMA's Normative Instruction № 13 (MMA, 2013), which consists basically of a combination of rapid inventories (RAP) based on the RAPELD technique (Magnusson *et al.,* 2005), enable an standardization of fauna inventories, allowing a better comparison and evaluation of the impacts among areas and between EIA studies. However, inventories of distinct taxa for EIA are generally conducted simultaneously, which may influence the detection of some mammal species during the survey campaigns as human disturbance may alter the space used by mammals along the sampling area. Among the systematic survey methods used in this study, no method adequately sampled all groups of medium to large-sized mammals (Table 1, Figure 7), and the complementary of them is important to survey the mammal diversity for environmental impact assessment studies adequately. However, the sand-plot method detected only five of the 30 mammal species, which were also detected by the other methods, and have proved to be the less efficient method for detecting species richness. Studies using this method in other sites also have reported a low number of species even in a longer period of survey: seven species in the savannas of Rio Preto State Park, located in the Upper Jequitinhonha (Oliveira *et al.,* 2013), six and ten species in the Atlantic forest of the Brigadeiro State Park (Nunes *et al.,* 2013; Oliveira *et al.,* 2013), and a maximum of 16 species in the Rio Doce State Park (Scoss *et al.,* 2004). Although sand-plot can be a low cost method, it is labour intensive and needs personnel with considerable experience to identify tracks of mammals (Scoss *et al.,* 2004; Silveira *et al.,* 2003). This method also may be biased due to environmental conditions, such as climate and the terrain, and too dry or too wet conditions for example may limit the detectability and identification of tracks (Silveira *et al.,* 2003). Since inventories for environmental impact assessment are generally conducted in a short period, more efficient methods of sampling the diversity are necessary to gather the greater number of species and

to provide reliable data that will enable well-founded decision-making (Silveira *et al.,* 2010).

Camera trapping was the most effective method and detected the highest number of species in our study. However, no significant difference was found between camera trapping and transect census in terms of species richness. Despite the high initial costs for camera-trapping, this method has proven to be the most appropriate for mammal inventory in a range of environmental conditions (Silveira *et al.,* 2003; Wearn & Glover-Kapfer, 2019), allowing a rapid inventory of mammal community in environmental impact assessment. It also allows for continuous survey during the day and night, requiring relatively little input from human operators, and enables to survey different areas simultaneously (Wearn & Glover-Kapfer, 2019). Considering that Brazil's mammals are mostly arboreal (29.3%), and some have scansorial behaviour (7.1%; Paglia *et al.,* 2012), mammal inventories for environmental impact assessments could also consider the use of camera traps to systematic survey this group, besides transect census. Recent studies have been proven the use of camera-traps as a powerful tool to survey arboreal species in the tropical forest canopy (Bowler *et al.,* 2017; Gregory *et al.,* 2017; Kaizer, 2019). For example, a pioneering survey applying camera-trap in the canopy of Atlantic Forest of Caparaó National Park provided evidence of greater efficiency of this method over transect census to detect arboreal mammals (Kaizer, 2019; Kaizer *et al.,* 2018, 2020), including cryptic species, such as porcupines (*Chaetomys subspinosus, Coendou spinosus*), carnivores (*Potos flavus, Leopardus guttulus*) as well as primates (*Callithrix flaviceps, Sapajus nigritus, Brachyteles hypoxanthus;* Kaizer, 2019; Kaizer *et al.,* 2020). Although the application of camera traps in the forest canopy may require a greater investment (Kaizer, 2019), such as qualified consultants in climbing techniques or platforms of survey, more accurate and effective methods should be used as arboreal mammals in tropical forest may be disproportionately impacted by the anthropogenic activities (Gregory *et al.,* 2014; 2017).

The results from this study indicated the occurrence of the medium and large-sized mammals in forest remnants in the northeast Minas Gerais that suffer long-term effects of existing roads, such as the BR-116, including four threatened species at a regional (*A. guariba, L. guttulus, L. pardalis,* and *P. conclor*) and national level (*A. guariba, L. guttulus, P. conclor,* and *P. yagouaroundy*), and three species in the global red list (*A. guariba, L. guttulus,* and *S. brasiliensis*). For the state of Minas Gerais, this result corresponds to 9% of threatened species, highlighting the importance of those areas for maintenance of species population. Finally, we conclude that the complementarity of effective methods and multi-season campaigns are essential to adequately survey the medium and large-sized mammals for environmental impact assessment (EIA). However, sand-plot methods may be a time-consuming and less effective method when camera-trapping and transect census are applied.

"Further information can be found at https://sbmz.org/publicacoes" Supplementary Information.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Serviços Técnicos de Engenharia S.A. (STE) for data sharing. We are grateful to Sara Machado, Aryanne Clyvia, Luiz Fernando, Francisco Homem, and Ariel Nascimento by collaboration in fieldwork activities.

REFERENCES

Abreu-Jr EF, Casali DM, Garbino GST, Loretto D, Loss AC, Marmontel M, Nascimento MC, Oliveira ML, Pavan SE, Tirelli FP. 2020. Lista de Mamíferos do Brasil. Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz). Disponível em: https://www.sbmz.org/mamiferos-do-brasil. Acessado em: 23 de Novembro 2020.

Barber CP, Cochrane MA, Souza CM, Laurance WF. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. Biological Conservation 177: 203-209. http://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004.

Beisiegel BDM. 2010. Case Studies 1-Seasonal and Infra-Annual Variations in Sampling Land Animals by Use of Camera Traps In: Silveira LF *et al.,* What use do fauna inventories serve. Estudos Avançados 24(68): 179-186.

Bornholdt R, Kristofer H, Klaus-Peter K, Oliveira L, Lucherini M, Eizirik E. 2013. Taxonomic revision of the genus *Galictis* (Carnivora: Mustelidae): species delimitation, morphological diagnosis, and refined mapping of geographical distribution. Zoological Journal of the Linnean Society 167: 449-472. http://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2012.00859.x.

Bowler MT, Tobler MW, Endress BA, Gilmore MP, Anderson MJ. 2017. Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. Remote Sensing in Ecology and Conservation 3(3): 146-157. http://doi.org/10.1002/rse2.35.

Buss G, Oklander LI, Bicca-Marques JC, Hirano ZB, Chaves OM, Mendes SL, Neves LG, Melo FR, Rylands AB, Jerusalinsky L. 2019. Brown Howler Monkey *Alouatta guariba* Humboldt, 1812. Pp. 94-97. In: Schwitzer C, Mittermeier RA, Rylands AB, Chiozza F, Williamson EA, Byler D, Wich S, Humle T, Johnson C, Mynott H, McCabe G. (eds.), Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2018-2020. IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Washington, DC.

Canale GR, Peres CA, Guidorizzi CE, Gatto CAF, Kierulff MCM. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. PloS One 7(8): e41671. http://doi.org/10.1371/journal.pone.0041671.

Casella J, Paranhos-Filho AC. 2013. The influence of highway Br262 on the loss of Cerrado vegetation cover in Southwestern Brazil. Oecologia Australis 17: 77-85. http://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.07.

Chiarello AG, Melo FR, Oliveira PA. 2010. Mamíferos das áreas prioritárias dos Rios Jequitinhonha e Mucuri. Pp. 194-228, In: LPS Pinto, LC Bede (Eds.), Biodiversidade e conservação nos Vales dos Rios Jequitinhonha e Mucuri. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

Colwell RK. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Disponível em: http://purl.oclc.org/estimates.

COPAM Conselho Estadual de Política Ambiental. 2010. Deliberação Normativa Copam № 147, de 30 de abril de 2010: Aprova a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais. Diário do Executivo do Estado de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Costa LP, Leite YR, Mendes SL, Ditchfield Ad. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. Megadiversidade 1(1): 103-112.

da Rosa CA, Secco H, Carvalho N, Maia AC, Bager A. 2018. Edge effects on small mammals: Differences between arboreal and ground-dwelling species living near roads in Brazilian fragmented landscapes. Austral Ecology 43(1): 117-126. http://doi.org/10.1111/aec.12549.

Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. Science 345(6195): 401-406. http://doi.org/10.1126/science.1251817.

Drummond GM, Martins CM, Machado ABM, Sebaio FA, Antonini Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Duarte MHL, Kaizer MC, Young RJ, Rodrigues M, Sousa-Lima RS. 2018. Mining noise affects loud call structures and emission patterns of wild black-fronted titi monkeys. Primates. 59(1): 89-97. http://doi.org/10.1007/s10329-017-0629-4.

Espinosa S, Branch LC, Cueva R. 2014. Road development and the geography of hunting by an Amazonian indigenous group: consequences for wildlife conservation. PLoS One 9(12): e114916. http://doi.org/10.1371/journal.pone.0114916.

Bicca-Marques JC, Calegaro-Marques C, Rylands AB, Strier KB, Mittermeier RA, Almeida MAB, Castro PHG, Chaves ÓM, Ferraz LP, Fortes VB, Hirano ZMB, Jerusalinsky L, Kowalewski M, Martins WP, Melo FR, Mendes SL, Neves LG, Passos FC, Port-Carvalho M, Ribeiro S, Romano APM, Ruiz-Miranda CR, Santos EO, Souza-Jr JC, Teixeira DS. 2017. Yellow fever threatens Atlantic Forest primates. Science Advances 3(1): e1600946.

Faria MB, Kaizer MC. 2020. Pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia e Rodentia): estudo de impacto ambiental em uma região de ecótono entre a Mata Atlântica e a Caatinga. Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia 89: 1-9.

Freitas SR, Hawbaker TJ, Metzger JP. 2010. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic. Forest Ecology and Management 259: 410-417. http://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.036.

Fuentes-Montemayor E, Cuarón AD, Vázquez-Domínguez E, Benítez-Malvido J, Valenzuela-Galván D, Andresen E. 2009. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. Journal of Animal Ecology 78(4): 857-865. http://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01551.x.

Galetti M, Brocardo CR, Begotti RA, Hortenci L, Rocha-Mendes F, Bernardo CSS, Bueno RS, Nobre R, Bovendorp RS, Marques RM, Meirelles F, Gobbo SK, Beca G, Schmaedecke G, Siqueira T. 2017. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. Animal Conservation 20(3): 270-281. http://doi.org/10.1111/acv.12311.

Galetti M, Dirzo R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. Biological Conservation 163: 1-6. http://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.020.

Geise L, Pereira LG, Astúa D, Aguieiras M, Lessa LG, Asfora PH, Dourado F, Esberárd CE. 2017. Terrestrial Mammals of the Jequitinhonha River Basin, Brazil: A Transition Area Between Atlantic Forest and Cerrado. Mastozoología Neotropical 24(1): 95-119.

Gontier M, Balfors B, Mörtberg U. 2006. Biodiversity in environmental assessment-current practice and tools for prediction. Environmental Impact Assessment Review 26(3): 268-286. http://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.09.001.

Gregory T, Carrasco Rueda F, Deichmann J, Kolowski J, Alonso A. 2014. Arboreal camera trapping: Taking a proven method to new heights. Methods in Ecology and Evolution 5(5): 443-451. http://doi.org/10.1111/2041-210X.12177.

Gregory T, Carrasco-Rueda F, Alonso A, Kolowski J, Deichmann JL. 2017. Natural canopy bridges effectively mitigate tropical forest fragmentation for arboreal mammals. Scientific Reports 7: 1-11. http://doi.org/10.1038/s41598-017-04112-x.

Heltshe JF, Forrester NE. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. Biometrics 39(1): 1-11.

ICMBIO Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II – Mamíferos. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. ICMBio, Brasília.

IUCN International Union for Conservation of Nature. 2020. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-1. https://www.iucnredlist.org.

Kaizer MC. 2019. Non-invasive monitoring for population assessments of a critically endangered Neotropical primate. PhD Thesis, University of Salford-Manchester, Manchester, United Kingdom. http://usir.salford.ac.uk/id/eprint/56242.

Kaizer MC, Alvim THG, Novaes CL, Young RJ. 2018. Applying camera trapping as a novel method for conservation/behaviour research of arboreal mammals. Pp. 284-285. In: Measuring Bebahiour – 11th International Conference on Methods and Techniques in Behavioral Research, 2018, Manchester. Measuring Behaviour 2018 Conference Proceedings. Manchester Metropolitan University, Manchester.

Kaizer MC, McDevitt A, Sutherland C, Alvim THG, Melo FR, Boubli JP, Young RJ. 2020. Canopy Camera Traps as an Efficient Tool to Advance Neotropical Primate Monitoring and Conservation. Folia Primatolica 91: 260-261. http://doi.org/10.1159/000502392.

Leal IR, Tabarelli M, da Silva JMC. 2003. Ecologia e conservação da caatinga. Editora Universitária da UFPE, Recife.

Lessa LG, Costa BM, Rossoni DM, Tavares VC, Dias LG, Moraes-Júnior EA, Silva JA. 2008. Mamíferos da Cadeia do Espinhaço: riqueza, ameaças e estratégias para conservação. Megadiversidade 4(2): 218-232.

Magnusson WE, Lima AP, Luizão R, Luizão F, Costa FR, Castilho CVD, Kinupp VF. 2005. RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites. Biota Neotropica 5(2): 19-24. http://doi.org/10.1590/S1676-06032005000300002.

Melo FR. 2004. Primatas e Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade no Vale do Rio Jequitinhonha, MG. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Melo FR, Lima F, Ferraz DS, Faria MB, de Oliveira PA, Soares PC, Chiarello AG. 2018. Primates of the Valleys of the Rios Jequitinhonha and Mucuri, Brazil: Occurrence and Distribution. Primate Conservation, 32: 1-14.

Michalski F, Crawshaw PG, Oliveira TG, Fabián ME. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. Mammalia 70: 52-57. http://doi.org/10.1515/mamm.70.1-2.52.

Michalski F, Peres CA. 2007. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. Conservation Biology 21(6): 1626-1640. https://www.jstor.org/stable/4621006.

MInfra Ministério da Insfraestrutura. 2020. Disponível em: https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br.

MMA Ministério do Meio Ambiente. 2013. Instrução Normativa № 13, DE 19 de julho de 2013. DOU de 23/07/2013, № 140, Seção 1, pág. 62.

MMA Ministério do Meio Ambiente. 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. Portaria № 444, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial Da União, 245(1), 121-126.

Murray JL, Gardner GL. 1997. *Leopardus pardalis.* Mammalian Species, 548, 1-10. http://doi.org/10.2307/3504082.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858. http://doi.org/10.1038/35002501.

Nunes AV, Scoss LM, Prado MR, Lessa GM. 2013. Survey of large and medium-sized terrestrial mammals in the Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, Brazil. Check List 9: 240-254. http://doi.org/10.15560/9.2.240.

Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H, Szoecs E, Wagner H. 2019. vegan: Community Ecology Package. R package Version 2.5-4. Available in: https://CRAN.R-project.org/package=vegan.

Oliveira TG, Cassaro K. 2005. Guia de campo dos felinos do Brasil. Instituto Pró-Carnívoros.

Oliveira VB, Linares AM, Castro-Corrêa GL, Chiarello AG. 2013. Inventory of medium and large-sized mammals from Serra do Brigadeiro and Rio Preto State Parks, Minas Gerais, southeastern Brazil. Check List 9(5): 912-919. http://doi.org/10.15560/9.5.912.

Paglia AP, Da Fonseca GA, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LM, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. Occasional Papers in Conservation Biology, N6. Conservation International, Arlington, VA.

Peters HA. 2001. *Clidemia hirta* invasion at the Pasoh Forest Reserve: an unexpected plant invasion in an undisturbed tropical forest. Biotropica 33: 60-68. http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00157.x.

Pinho FF, Ferreira GB, Paglia AP. 2017. Influence of vegetation physiognomy, elevation and fire frequency on medium and large

mammals in two protected areas of the Espinhaço range. Zoologia 34: e11921. http://doi.org/10.3897/zoologia.34.e11921.

Pinto FAS, Clevenger AP, Grilo C. 2020. Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America. Environmental Impact Assessment Review 81: 106337. http://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106337.

R Core Team. 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Disponível em: https://www.R-project.org.

Rylands AB, Mittermeier RA, Silva-Jr JS. 2012. Neotropical primates: taxonomy and recently described species and subspecies. International Zoo Yearbook 46(1): 11-24. http://doi.org/10.1111/j.1748-1090.2011.00152.x.

Scoss LM, de Marco-Júnior P, Silva E, Martins SV. 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. Revista Árvore 28(1): 121-127. http://doi.org/10.1590/S0100-67622004000100016.

Silveira L, Jácomo ATA, Diniz-Filho JAF. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: A comparative evaluation. Biological Conservation 114: 351-355. http://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00063-6.

Silveira LF, Beisiegel BDM, Curcio FF, Valdujo PH, Dixo M, Verdade VK, Mattox GMT, Cunningham PTM. 2010. Para que servem os inventários de fauna? Estudos Avançados 24(68): 173-207. http://doi.org/10.1590/S0103-40142010000100015.

Sollmann R. 2018. A gentle introduction to camera-trap data analysis. African Journal of Ecology 56(4): 740-749. http://doi.org/10.1111/aje.12557.

Srbek-Araujo AC, Chiarello AG. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. Journal of Tropical Ecology 21: 121-125. https://www.jstor.org/stable/4091991.

Suárez E, Zapata-Ríos G, Utreras V, Strindberg S, Vargas J. 2013. Controlling access to oil roads protects forest cover, but not wildlife communities: A case study from the rainforest of Yasuní biosphere reserve (Ecuador). Animal Conservation 16: 265-274. http://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00592.x.

Trigo TC, Schneider A, Oliveira TG, Lehugeur LM, Silveira L, Freitas TRO, Eizirik E. 2013. Molecular data reveal complex hybridization and a cryptic species of Neotropical wild cat. Current Biology 23(24): 2528-2533. http://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.046.

Trombulak SC, Frissell CA. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology, 14(1), 18-30. http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.

Wearn OR, Glover-Kapfer P. 2019. Snap happy: camera traps are an effective sampling tool when compared with alternative methods. Royal Society Open Science 6: 181748. http://doi.org/10.1098/rsos.181748.

Whitworth A, Beirne C, Pillco Huarcaya R, Whittaker L, Serrano Rojas SJ, Tobler MW, MacLeod R. 2019. Human disturbance impacts on rainforest mammals are most notable in the canopy, especially for larger-bodied species. Diversity and Distributions 25(7): 1166-1178. http://doi.org/10.1111/ddi.12930.

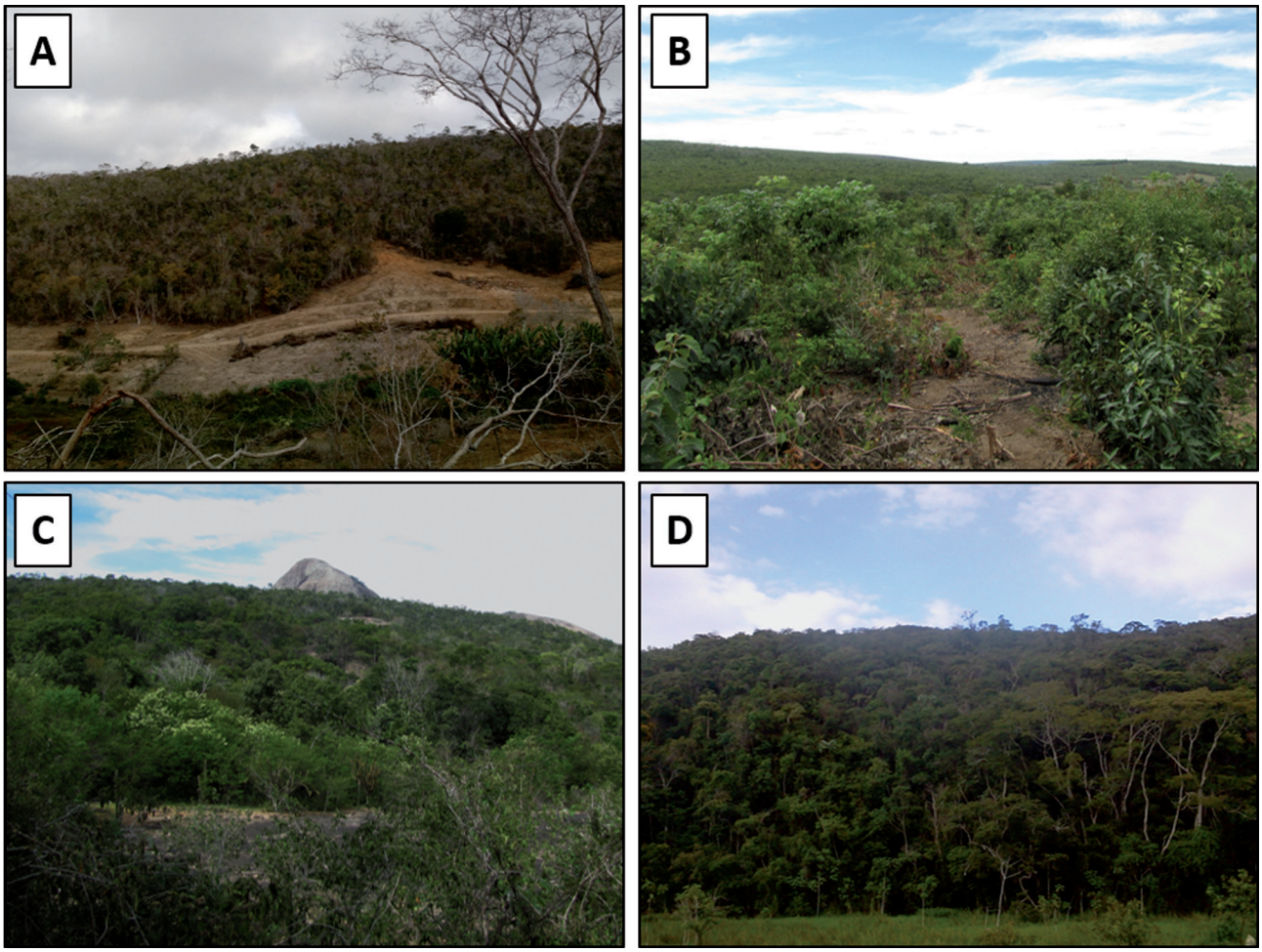
Wilson DE, Reeder DM. (Eds.) 2005. Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference. 3rd edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.

Submetido em: 15/maio/2020

Aceito em: 07/dezembro/2020

APPENDIX S1

Examples of four sampling areas along highway BR-116, in the Valleys of Jequitinhonha: A = Cariri (A1), B = Gissaras (A2), and D = Pedra Azul (A3); and Mucuri: Itambacuri (A4), northeast Minas Gerais, Brazil.



Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 126-134, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

ENSAIOS

Análise de relevância de cavernas: uma revisão da IN 02/2017 sob a perspectiva dos morcegos

Jennifer de Sousa Barros[1,2], Augusto Milagres e Gomes[3], Maricélio Medeiros Guimarães[4], Leonardo Dias-Silva[5], Patrício Adriano da Rocha[6,7], Valéria da C. Tavares[6], Enrico Bernard[1,8]*

[1] *Laboratório de Ciência Aplicada à Conservação da Biodiversidade, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, Recife, Pernambuco, Brasil.*
[2] *Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, Recife, Pernambuco, Brasil.*
[3] *Andirá Imagens, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.*
[4] *Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade, Núcleo Regional de Marabá, SEMAS/NURE Marabá, Pará, Brasil.*
[5] *Buriti Socioambiental, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.*
[6] *Laboratório de Mamíferos, Departamento de Sistemática e Ecologia, CCEN/DSE, Universidade Federal da Paraíba, UFPB, Paraíba, Brasil.*
[7] *Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, CCEN/DSE, Universidade Federal da Paraíba, UFPB, Paraíba, Brasil.*
[8] *Presidente, Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros – SBEQ.*
* *Autor para correspondência: enricob2@gmail.com*

Resumo: A relação entre várias espécies de morcegos e ecossistemas cavernícolas é altamente especializada, complexa e frágil. Comunidades de invertebrados cavernícolas são, frequentemente, dependentes do guano dos morcegos para sua sobrevivência, assim como os próprios morcegos dependem também destes abrigos para atividades sociais, proteção, descanso e reprodução. No Brasil, espécies associadas a cavernas tornaram-se mais susceptíveis a impactos decorrentes da destruição de seus abrigos, principalmente após alterações na legislação que flexibilizaram a proteção desses ambientes. A atual legislação determina que cavernas inseridas em áreas passíveis de licenciamento ambiental devem passar por um processo de classificação quanto ao seu grau de relevância. Estas regras estão incluídas na Instrução Normativa 02/2017 do Ministério do Meio Ambiente. Avaliamos aqui as disposições na IN 02/2017 considerando o grupo dos morcegos como foco específico, e considerando a clareza, objetividade, e aplicabilidade prática da normativa, bem como pontos frágeis e critérios subjetivos que necessitam de modificações. Identificamos trechos cuja redação é subjetiva, vaga ou imprecisa, tornando alguns dos critérios apontados para a designação de relevância problemáticos quando analisados sob o enfoque do grupo dos morcegos. Sugerimos que a IN passe por extensa atualização, com alterações de redação, exclusão de alguns critérios (*e.g.,* espécies com função ecológica importante; troglóxenos obrigatório) e inclusão de outros (*e.g.,* presença de fêmeas grávidas e filhotes).

Palavras-Chave: Cavernas; Chiroptera; Instrução Normativa 02/2017; Licenciamento Ambiental.

Abstract: Analysis of cave relevance: a review of IN 02/2017 from the perspective of bats. The relationship between bats and cave ecosystems is highly specialized, complex and fragile. Cave invertebrate communities are often dependent on bat guano for their survival, just as bats themselves also depend on these shelters for social activities, protection, rest and reproduction. In Brazil, bat species associated with caves have become more susceptible to the destruction of their roosts, mainly after recent changes in the cave protection policies. The current legislation sets that caves in areas subject to environmental licensing must undergo a classification process to assess their relevance, whose rules are in the Norm 02/2017 of the Ministry of the Environment. Here, we evaluate IN 02/2017 having bats as a focal target, and considering the clarity, objectivity, and practical applicability of the regulation, as well as its pros and cons. We identified parts of the IN 02/2017 whose wording is subjective, vague or imprecise, compromising some of the criteria. We recommend that IN 02/2017 should be revised, with the adaptation of some sections, removal of some criteria (*e.g.,* species with important ecological function; mandatory trogloxens) and inclusion of others (*e.g.,* presence of pregnant females and young).

Key-Words: Caves; Chiroptera; Environmental Licensing; Norm 02/2017.

INTRODUÇÃO

A relação entre morcegos e ecossistemas cavernícolas é altamente especializada, complexa e frágil. A manutenção de comunidades de invertebrados em ambientes cavernícolas depende em grande parte, da presença, frequência e da quantidade de morcegos e de seu guano (Ferreira, 2004; Gnaspini-Netto, 1992).

Perturbações nas colônias de morcegos ou na estrutura de seus abrigos podem resultar no total colapso de ecossistemas cavernícolas, incluindo eventos de extinção local de populações de troglóbios (espécies que habitam estritamente ambientes subterrâneos), quando ocorre elevada redução no input de guano (Ferreira, 2004; Gnaspini-Netto, 1992). Portanto, a proteção das cavernas é fundamental para os morcegos e para as demais comunidades cavernícolas. Além disso, várias espécies de morcegos que se abrigam em cavernas atuam em processos ecológicos fundamentais para a manutenção de ecossistemas em meio epígeo (externo), incluindo a polinização, dispersão de sementes e controle biológico. Processos que frequentemente ocorrem distantes das cavernas, mas são mediados por morcegos que nelas se abrigam (Boyles *et al.,* 2011; Kunz *et al.,* 2011; Lobova *et al.,* 2009).

Ao menos 72 das 182 espécies de morcegos reconhecidas para o Brasil têm sido registradas utilizando cavernas no país (Guimarães & Ferreira, 2014; Oliveira *et al.,* 2018), um valor alto, porém provavelmente subestimado, considerando o grande potencial cavernícola do país e 60% do território nacional nunca ter sido amostrados para morcegos (Bernard *et al.,* 2011). Estima-se que o Brasil abrigue mais de 310.000 cavernas (Piló & Auler, 2011), mas apenas cerca de 21.000 delas compõem atualmente o banco de dados do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas, ligado ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Brasil, 2020). Entretanto, menos de 3% destas cavernas foram amostradas em estudos sobre morcegos (Oliveira *et al.,* 2018).

Até 2008, a legislação brasileira responsável sobre o subsolo baseava-se no Decreto 99556/1990, que previa a preservação total do subterrâneo, incluindo, portanto, as cavidades naturais como parte do patrimônio nacional. Entretanto, o Decreto Presidencial 6640 de 07 de novembro de 2008 (Brasil, 2008) alterou a legislação permitindo a exploração de cavernas no âmbito do licenciamento ambiental mediante análise de relevância das cavidades naturais em áreas de empreendimentos. Esta análise deve ser determinada pela avaliação de atributos biológicos, geológicos, hidrológicos, paleontológicos, cênicos, histórico-culturais e socioeconômicos, avaliados sob os enfoques local e regional (Brasil, 2008). As normas para esta classificação foram descritas posteriormente na Instrução Normativa 02 de 20 de agosto de 2009, e atualizadas na Instrução Normativa 02 de 30 de agosto de 2017 (daqui por diante IN 02/2017), publicada pelo Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2017).

Na prática, o Decreto 6640 criou um novo cenário para proteção das cavernas brasileiras, uma vez que, após a sua publicação, apenas as cavernas consideradas de "máxima relevância" passavam a contar com a prerrogativa de proteção integral, enquanto que as cavidades de "alto, médio e baixo grau" podem ser objeto de impactos negativos irreversíveis, mediante algum tipo de compensação ambiental. Estas alterações têm elevado potencial de impacto sobre a fauna cavernícola e, não por acaso, a proteção de cavernas é apontada como prioridade máxima para a conservação de morcegos no Brasil (Bernard *et al.,* 2012).

Contextualização Legal

De acordo com a IN 02/2017, a classificação de relevância de cada caverna é fruto de uma combinação dos níveis de importância da cavidade obtidos sob os enfoques local e regional (Figura 1). Vale destacar que uma cavidade classificada como de importância local acentuada terá, independente da classificação regional, uma classe de relevância resultante no mínimo média.

Na análise sob os enfoques local e regional, o primeiro passo é a classificação regional caracterizada por uma unidade espeleológica que compreende "a área com homogeneidade fisiográfica, geralmente associada à ocorrência de rochas solúveis, que pode congregar diversas formas do relevo cárstico e pseudocárstico tais como dolinas, sumidouros, ressurgências, vale cegos, lapiás e cavernas, delimitada por um conjunto de fatores ambientais específicos para a sua formação". Posteriormente ocorre a classificação local que abrange uma "Unidade geomorfológica que apresente continuidade espacial, podendo abranger feições como serras, morrotes ou sistema cárstico, o que for mais restritivo em termos de área, desde que contemplada a área de influência da cavidade". A determinação das escalas local e regional não é tão objetiva e frequentemente seus limites deverão ser determinados por profissionais das áreas de geociências. É importante que profissionais especialistas em morcegos, com formação e experiência em ecologia, taxonomia e licenciamento trabalhem em conjunto. Ou então trocando informações com os profissionais que irão delimitar as áreas de estudo dentro dos contextos local e regional, para que atributos específicos relacionados aos morcegos sejam reconsiderados (*e.g.,* espécies raras, população residente).

A IN 02/2017 determina que, mesmo classificada como de máxima relevância de acordo com um dos atributos físicos ou biológicos, a cavidade deve passar pelo processo de classificação sob enfoques local e regional, o que seria justificado pela necessidade de avaliação de impactos decorrentes de empreendimentos/atividades próximas (Ferreira *et al.,* 2011).

Ainda no âmbito do licenciamento ambiental, a área de influência direta de uma cavidade é definida como a "área que compreende os elementos bióticos e abióticos, superficiais e subterrâneos, necessários à manutenção do equilíbrio ecológico e da integridade física do ambiente cavernícola" (Resolução CONAMA Nº 347/2004, Art. 2º, item IV). A mesma Resolução CONAMA determina no § 2º que "a área de influência sobre o patrimônio espeleológico será definida pelo órgão ambiental competente que poderá, para tanto, exigir estudos específicos, a expensas do empreendedor". Mas logo no § 3º, ela também especifica que "até que se efetive o previsto no parágrafo anterior, a área de influência das cavidades naturais subterrâneas será a projeção horizontal da caverna acrescida de um entorno de duzentos e cinquenta metros, em forma de poligonal convexa". Na prática, o que se tem observado é que tem prevalecido um *buffer* de 250 m ao redor da caverna, e raros são os estudos que indicaram que a área de influência deve ser

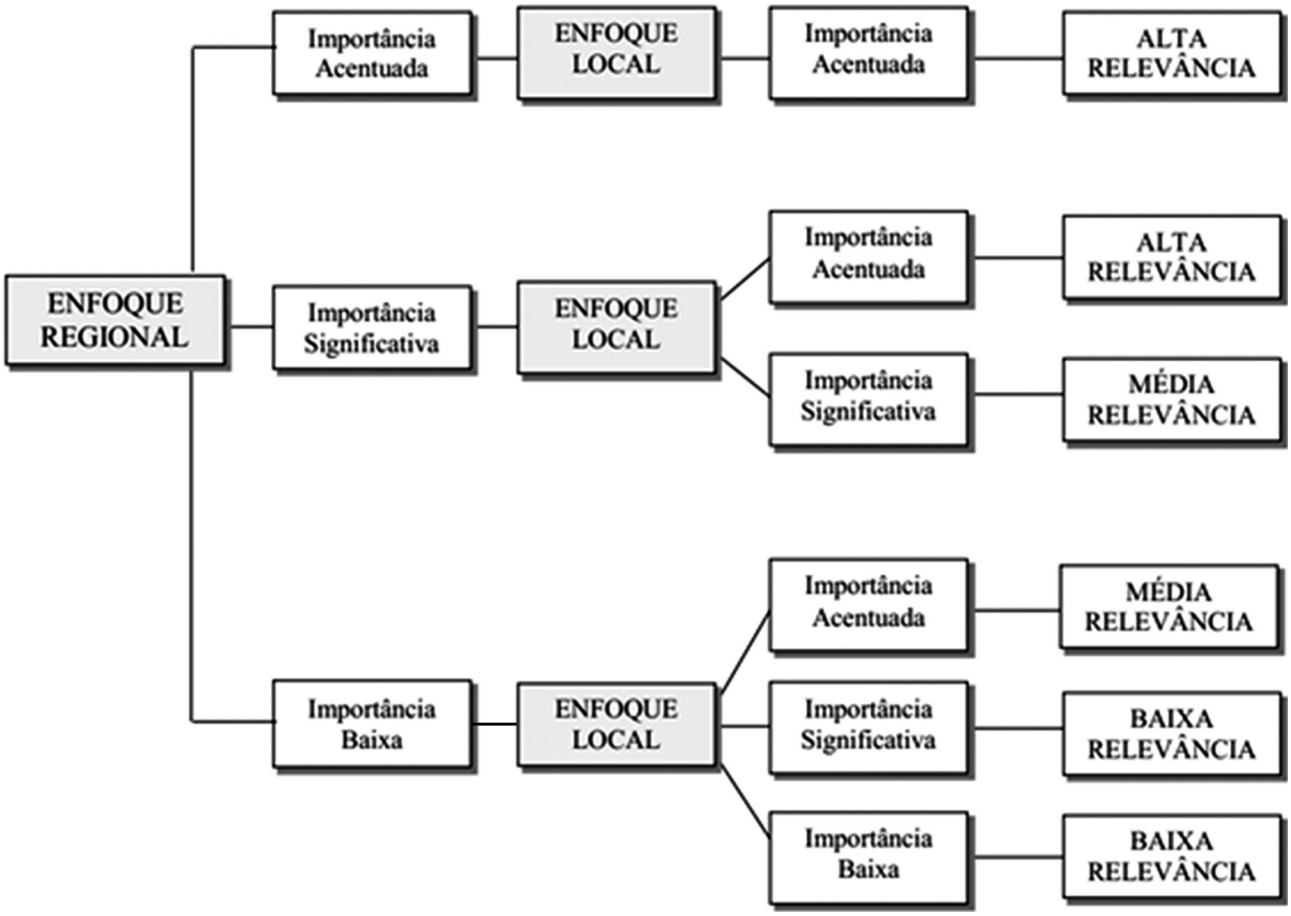


Figura 1: Chave de classificação do grau de relevância de cavidades naturais brasileiras segundo a Instrução Normativa 02/2017 do Ministério do Meio Ambiente. A Classe de Relevância resultante depende de uma combinação das categorias obtidas sob os enfoques local e regional.

efetivamente maior. Para morcegos, a possibilidade de que estudos específicos possam apontar a delimitação de um novo polígono abre uma discussão importante: a mobilidade dos morcegos pode ser extensa e os 250 m não são suficientes para representar tal influência. Os estudos com rádio telemetria com morcegos no Brasil apontam deslocamentos frequentes de até mais de 10 km a partir do abrigo (*e.g.,* Aguiar *et al.,* 2014; Bernard & Fenton, 2003; Trevelin *et al.,* 2013). Além disso, um estudo recente demonstrou que *Furipterus horrens* (Cuvier, 1828), uma espécie cavernícola e ameaçada no país, responde positivamente a áreas preservadas quando analisados em *buffers* de 1.000 metros (Barros *et al.,* 2020).

Neste sentido, para morcegos a área de influência das cavidades deveria ser exclusivamente maior do que 250 metros. Portanto, a distância estabelecida pela legislação vigente é inadequada e insuficiente para a proteção de morcegos nesses ambientes. O cenário ideal para a conservação dos morcegos incluiria a cobrança obrigatória, dentro do processo de licenciamento, de estudos específicos de telemetria ou marcação/recaptura que apontassem quanto os indivíduos abrigados naquela cavidade se deslocam e como utilizam a matriz, ou ainda a implementação obrigatória de estudos similares em propostas de compensação ambiental. Tal abordagem é fundamental para a delimitação de áreas de influência corretas.

Atributos específicos envolvendo morcegos

Cavernas que apresentam atributos importantes envolvendo a biologia dos morcegos devem ser consideradas de importância acentuada sob o enfoque local. A seguir comentamos de tais critérios e suas definições como na IN 02/2017, e concluímos com uma avaliação concisa e detalhada, em relação ao emprego e proposições, quando pertinentes.

1. Critério: Abrigo essencial para a preservação de populações geneticamente viáveis de espécies animais em risco de extinção, constantes de listas oficiais

Conceito: Cavidade que compreenda um abrigo, ou parte importante do habitat de espécies constantes de lista oficial, nacional ou do estado de localização da cavidade, de espécies ameaçadas de extinção.

Avaliação: O tamanho populacional mínimo para a manutenção da variabilidade genética de uma espécie (e, portanto, para sua perpetuação) deve ser avaliado caso a caso, pois depende de análises ecológicas e moleculares direcionadas a cada espécie. Sendo assim, o termo "populações geneticamente viáveis" não é claro e objetivo. Mais além, apenas a presença de espécies ameaçadas é suficiente para que a caverna seja categorizada como de "máxima relevância", acentuando a dubiedade deste critério.

Tabela 1: Espécies de morcegos ameaçados de extinção presentes em listas oficiais dos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Pará e Bahia.

Espécies	Estados
Myotis ruber (É. Geoffroy, 1806)	RS (VU), RJ (VU)
Histiotus alienus Thomas, 1916	SC (CR)
Lasiurus egregius (Peters, 1870)	SC (CR)
Tonatia bidens (Spix, 1823)	SC (CR)
Artibeus cinereus (Gervais, 1856)	PR (VU)
Peropteryx macrotis (Wagner, 1843)	PR (VU)
Noctilio leporinus (Linnaeus, 1758)	PR (VU)
Noctilio albiventris Desmarest, 1818	PR (VU)
Trachops cirrhosus (Spix, 1823)	PR (VU)
Phyllostomus hastatus (Pallas, 1767)	PR (VU)
Sturnira tildae De la Torre, 1959	PR (VU)
Cynomops abrasus (Temminck, 1827)	PR (VU)
Eumops bonariensis (Peters, 1874)	PR (EN)
Eumops hansae Sanborn, 1932	PR (VU)
Molossops neglectus Willians & Genoways, 1980	PR (EN)
Promops nasutus (Spix, 1823)	PR (VU)
Chiroderma villosum Peters, 1860	PR (VU), SP (VU)
Chiroderma doriae Thomas, 1891	PR (VU), RJ (VU)
Platyrrhinus recifinus (Thomas, 1901)	PR (VU), RJ (VU)
Peropteryx kappleri Peters, 1867	SP (CR)
Saccopteryx leptura (Schreber, 1774)	SP (EN)
Lonchophylla peracchii Dias, Esbérard & Moratelli, 2013	SP (VU)
Platyrrhinus incarum (Thomas, 1912)	SP (VU)
Phylloderma stenops (Peters, 1865)	SP (CR), RJ (VU), MG (EN)
Dermanura cinerea Gervais, 1856	RJ (VU)
Mimon bennettii (Gray, 1838)	RJ (VU)
Gardnerycteris crenulatum (É. Geoffroy, 1803)	RJ (VU)
Thyroptera tricolor Spix, 1823	RJ (EN)
Lonchophylla bokermanni Sazima, Vizotto & Taddei, 1978	RJ (VU), MG (EN)
Diaemus youngii (Jentink, 1893)	RJ (VU), MG (VU)
Glyphonycteris sylvestris Thomas, 1896	MG (VU)
Lionycteris spurrelli Thomas, 1913	MG (EN)
Choeroniscus minor (Peters, 1868)	MG (EN), ES (VU)
Lampronycteris brachyotis (Dobson, 1879)	ES (VU)
Micronycteris hirsuta (Peters, 1869)	ES (VU)
Lichonycteris degener Miller, 1931	ES (VU)
Carollia brevicauda (Schinz, 1821)	ES (VU)

Uma cavidade com ocorrência de *Eptesicus taddeii* Miranda, Bernardi & Passos, 2006, *Furipterus horrens, Glyphonycteris behnii* (Peters, 1865), *Lonchorhina aurita* Tomes, 1863, *Natalus macrourus* (Gervais, 1856), *Lonchophylla dekeyseri* Taddei, Vizotto & Sazima, 1983, ou *Xeronycteris vieirai* Gregorin & Dietchfield, 2005 deve ser automaticamente classificada como de máxima relevância, pois estas espécies constam da atual Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (ICMBio, 2018). Nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Pará e Bahia, que dispõem de listas oficiais estaduais (Bahia, 2015; FATMA, 2010; FZB, 2014; IAP, 2010; IPMA 2007; Rio de Janeiro, 1997; São Paulo, 2018; SEMAD, 2010; SEMAS, 2007), outras espécies devem ainda ser consideradas (Tabela 1).

Posicionamento e proposições: Com um ajuste de redação (a supressão de "populações geneticamente viáveis") este critério pode ser considerado objetivo, e facilmente aplicável, dessa forma deve ser mantido. Salientamos que a lista nacional vigente de espécies ameaçadas está passando por processo de revisão e atualização, e tão logo uma nova lista seja homologada esta deve passar a ser considerada como referência. O mesmo deve ocorrer para eventuais atualizações em listas estaduais.

2. Critério: Interações ecológicas únicas

Conceito: Ocorrência de interações ecológicas duradouras raras ou incomuns, incluindo interações tróficas, considerando-se o contexto ecológico-evolutivo.

Avaliação: Este critério garante proteção integral às cavernas, entretanto a subjetividade do termo "interações ecológicas únicas" dificulta sua aplicação prática em diagnósticos ambientais, e faz-se estritamente necessária a proposição de uma definição clara, da apresentação de exemplos, ou de parâmetros para a valoração de atributos que individualmente ou em conjunto possam caracterizar tais interações.

Interações ecológicas únicas podem incluir um amplo leque de situações, desde a dependência ou preferência específica por um determinado tipo de abrigo ou de condição ambiental dentro do abrigo, até eventos de predação, parasitismo ou comensalismo, por exemplo. No caso dos morcegos, Rocha (2013) apresenta dados relacionados à ecologia termal e a reprodução de *Pteronotus gymnonotus* (Wagner, 1843) e *Pteronotus personatus* (Wagner, 1843) ambos aqui considerados estritamente cavernícolas. Fêmeas destas duas espécies são seletivas na escolha desse tipo de abrigo e o sucesso reprodutivo das suas populações depende, incondicionalmente, da estabilidade microclimática propiciada pelas cavernas. Esta íntima associação entre o ambiente reprodutivo destas duas espécies de *Pteronotus* e tais cavernas com condições climáticas bastante específicas configura um exemplo de interação ecológica única. Outro fator a ser levado em consideração é que, mesmo em uma larga escala de paisagem, pouquíssimas cavernas possuem as condições climáticas ideais para abrigarem populações de fêmeas reprodutivas de *Pteronotus.* Em Sergipe, por exemplo, apenas três das mais de 100 cavidades registradas são colonizadas por estas espécies (Rocha, 2013), reforçando o caráter de interações ecológicas únicas nestas cavernas e tornando-as, literalmente, insubstituíveis.

Posicionamento e proposições: Este critério necessita de melhor definição sobre o que é uma "interação ecológica única", e como esta interação pode ser caracterizada, incluindo ainda possíveis exemplos deste tipo de interações envolvendo morcegos.

3. Critério: Espécies com função ecológica importante

Redação: Presença de populações estabelecidas de espécies com função ecológica importante (polinizadores, dispersores de sementes e morcegos insetívoros) que possuam relação significativa com a cavidade.

Avaliação: A redação atual da IN 02/2017 é problemática, pois permite inferir que a presença de populações de espécies de morcegos nectarívoros, frugívoros ou insetívoros em uma cavidade seria suficiente para considerá-la de importância acentuada sob o enfoque local. Seria possível, portanto, argumentar que qualquer cavidade que contenha alguns indivíduos das famílias Emballonuridae, Vespertilionidae, Mormoopidae, Furipteridae, Thyropteridae, Natalidae e Molossidae – cujas espécies são obrigatoriamente insetívoras – permitiria a sua classificação como de relevância local acentuada. O mesmo poderia ocorrer com algumas espécies de Phyllostomidae e Noctilionidae, e ainda com espécies frugívoras e nectarívoras. Posteriormente, a redação menciona "função ecológica importante" e uma "relação significativa com cavidade", duas menções subjetivas.

Posicionamento e proposições: Este é um critério subjetivo e que pouco acrescenta ao processo de classificação. Sugerimos que este critério seja excluído, ou absorvido pelo critério que menciona interações únicas. Caso seja mantido, este trecho da IN deve ser melhor redigido, com a definição clara tanto de "função ecológica importante", quanto de "relação significativa com a cavidade".

4. Critério: População residente de quirópteros

Conceito: Conjunto de indivíduos pertencentes à mesma espécie, cuja presença contínua na cavidade seja observada por um período mínimo de um mês, caracterizando a inter-relação com o ecossistema cavernícola para a sua sobrevivência.

Avaliação: *A priori,* a definição deste critério parece objetiva, e aponta que a existência de uma "população" de morcegos no interior da cavidade por um período de ao menos um mês é suficiente para classificar esta cavidade como tendo importância acentuada sob o enfoque local. Entretanto, a questão aqui seria a necessidade de monitoramento da caverna para certificar que esta população é residente por um período de mais de 30 dias. A IN menciona ainda que, no caso de levantamentos biológicos estes deverão atender um mínimo de um ciclo anual com pelo menos duas amostragens por ano (seca e chuva). Então, profissionais que forem executar estes inventários devem estar atentos, pois para atender ao critério de verificação de população residente pelo menos uma destas duas amostras mínimas deveria idealmente se estender por um período de 30 dias.

Mas, posteriormente a definição de "residente" abre a possibilidade para alguns questionamentos importantes: E se esta população for residente apenas durante um período do ano (*e.g.,* apenas estação chuvosa)? Como se enquadrariam as situações extremas, (*e.g.,* secas prolongadas por vários anos)? Além disso, é importante ressaltar que, frequentemente, as espécies utilizam um conjunto regional de cavernas, transitando entre abrigos próximos em um intervalo de tempo relativamente curto (Gomes, 2017). Portanto, não necessariamente uma população residente será encontrada em uma mesma caverna em campanhas consecutivas, ainda que esteja utilizando aquele abrigo de forma permanente e que este abrigo seja importante para a manutenção das populações. Morcegos podem utilizar como abrigos "fixos" um conjunto de cavernas em uma escala regional, de modo que a residência de determinada população pode ser afetada caso uma das várias cavidades utilizadas por tal população seja impactada.

Outro ponto importante a ser considerado é que, de acordo com a IN, cavernas com menos de cinco metros serão classificadas com baixo grau desde que não possuam zona afótica, destacada relevância histórico-cultural ou religiosa, ou presença de depósitos químicos, clásticos ou biogênicos de significativo valor científico, cênico ou ecológico, ou função hidrológica expressiva para o sistema cársico. Entretanto, essa determinação não considera a existência de registros de agrupamentos de *F. horrens* e *X. vieirai* – espécies listadas como ameaçadas – em cavernas com menos de cinco metros de desenvolvimento linear (A. Gomes e M. Guimarães, *com. pess.*). Ao ignorar estes registros, cavernas que deveriam ser consideradas como de máxima relevância seriam erroneamente consideradas de baixa relevância simplesmente por um critério de projeção horizontal, sem considerar seus atributos biológicos.

Posicionamento e proposições: Este critério necessita de melhor definição do conceito de populações residentes. A definição exata deve abranger um conjunto de cavidades quando necessário, e também a temporalidade das amostragens e do ciclo de vida das espécies de morcegos. Além disso, necessita-se de padronização das metodologias a serem aplicadas para esta caracterização.

5. Critério: Táxons novos

Conceito: Ocorrência de animais pertencentes à *taxa* ainda não descritos formalmente.

Avaliação: São vedados impactos negativos irreversíveis em cavidades que apresentem ocorrência de táxon novo até sua descrição científica formal. Assim, deveríamos considerar e discutir, para a proteção da cavidade e da espécie nova, que o processo de descrição e a localização do novo registro devem tomar publicidade e que o descritor do novo táxon tenha liberdade para conduzir o processo de descrição até a sua conclusão. Isso seria mais relevante no caso de novo táxon em local que já experimenta impactos decorrentes de atividades irreversíveis, como a mineração. Há casos de novas espécies de morcegos para o Brasil que se encaixam exatamente nesta situação, mas cuja publicidade e descrição encontram-se embargadas ou retardadas em função dos

dados terem sido gerados em consultorias que envolvem cláusula de sigilo. Além disso, outro aspecto importante a ser discutido é que alguns dos novos táxons podem corresponder a animais ameaçados de extinção em algum grau. Neste caso, a situação seria composta não apenas por uma espécie nova, mas também por uma espécie ameaçada.

Posicionamento e proposições: Critério objetivo, entretanto embargos decorrentes de cláusulas contratuais de sigilo precisam ser revistos passando por um questionamento de sua validade legal. Estes embargos parecem ferir a Constituição Federal (Brasil, 1988), que no Inciso IV do 1º Parágrafo do Artigo 225 assim estabelece: "exigir, na forma da lei, para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental, a que se dará publicidade (grifo nosso)".

Mais além, a Resolução CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986, explicita em seu Artigo 7º que o estudo de impacto ambiental será realizado por equipe multidisciplinar habilitada, não dependente direta ou indiretamente do proponente do projeto (grifo nosso) e que será responsável tecnicamente pelos resultados apresentados. Esta mesma Resolução, em seu Artigo 11 ainda menciona que, respeitado o sigilo industrial, assim solicitado e demonstrado pelo interessado, o RIMA será acessível ao público. Assim, entendemos que 1) o processo de licenciamento, em especial seu EIA, são de interesse público, 2) cláusulas de confidencialidade e embargos de divulgação referentes à ocorrência de espécies novas ferem o princípio de interesse público, e 3) a ocorrência de uma espécie não descrita pela Ciência não pode, de maneira alguma, ser vista como "sigilo industrial". Portanto, a conclusão aqui é: estes embargos não encontram respaldo legal, pois tratam na verdade de cláusula meramente comercial/contratual e que, portanto, não podem suplantar a Constituição Federal e as Resoluções do CONAMA. Contudo, essas afirmações precisam ser analisadas sob o ponto de vista jurídico. Propomos também que as atividades que geram impactos irreversíveis nas cavidades sejam vetadas até que seja feita a descrição formal das espécies em questão, e até que seja constatado que elas não se enquadram nas categorias de ameaça previstas pela IUCN, seja em nível nacional ou regional.

6. Critério: Riqueza de espécies

Conceito: Estimativa do número de espécies presentes na caverna.

Avaliação: A IN aponta que a riqueza de espécies de morcegos na caverna deve ser classificada em "baixa", "média" ou "alta", sem, contudo, indicação dos respectivos valores. A falta destes valores compromete a objetividade e aplicabilidade deste critério.

Posicionamento e proposições: Critério objetivo, porém carece de uma especificação sobre os valores e métodos analíticos específicos, considerando ainda diferentes litologias e desenvolvimentos lineares. Analisando dados para 269 cavernas com inventários de morcegos disponíveis no Brasil, Guimarães & Ferreira (2014) propuseram que podem ser classificadas como cavernas de baixa riqueza aquelas que abrigam de zero a três espécies de morcegos, média riqueza de quatro a seis espécies, alta riqueza de sete a nove espécies, e elevada riqueza quando abrigarem mais de nove espécies. O conhecimento sobre a riqueza de espécies de morcegos nas cavernas brasileiras ainda é bastante incompleto, mas as categorias de Guimarães & Ferreira (2014) poderiam ser utilizadas como um balizador. Ainda assim, seria necessária uma discussão a respeito de particularidades, como uma possível variação nesses valores, de acordo com as litologias e desenvolvimentos lineares diferentes das cavernas.

7. Critério: Diversidade de espécies

Conceito: Medida da diversidade local da caverna (ou diversidade alfa), considerando a variedade (riqueza de espécies) e a abundância relativa de espécies (equitabilidade).

Avaliação: A questão de riqueza de espécies foi previamente discutida no tópico anterior. A IN 02/2017 classifica a diversidade de espécies em "alta", "média", ou "baixa", atribuindo pesos para cada uma delas sem, contudo, indicar as respectivas categorias de valores e metodologias adequadas. Esta classificação vai demandar cuidado especial, pois dependendo da situação há grande chance de erro no cálculo de abundância relativa para morcegos.

Se a estimativa for obtida visualmente, o erro pode decorrer de vários fatores: a) espécies com maior coesão social ou necessidades fisiológicas particulares e cujos indivíduos ficam mais densamente juntos, dificultando contagem precisas; b) a estrutura da caverna, com existência de câmaras utilizadas pelos morcegos, mas inacessíveis por humanos, ou ainda; c) o tipo da superfície das paredes e teto, se liso ou com reentrâncias que podem esconder indivíduos (Kloepper *et al.,* 2016). Se as estimativas forem obtidas por captura com redes na saída das cavernas, deve-se levar em consideração: a) a existência de saídas alternativas, b) a seletividade das redes para diferentes espécies, ou até c) mesmo possíveis diferenças de horário na saída das espécies.

Posicionamento e proposições: Critério necessita de especificação de valores, e melhorias e padronização na metodologia empregada na estimativa de abundância. Necessita-se ainda, e com urgência, de um protocolo detalhado para acessar a abundância de morcegos em cavernas de uma forma sistematizada e padronizada para que diferentes sítios possam ser comparados com precisão. As peculiaridades intrínsecas à diferentes tipos de litologia precisam ser obrigatoriamente consideradas, e a comparação entre diversidades oriundas de diferentes litologias deve ser evitada. Experiências com o uso de imagens termo-sensíveis e algoritmos de detecção de

movimento para a contagem mais precisa dos morcegos em uma cavidade já estão sendo realizadas no país há pelo menos quatro anos (Otálora-Ardila *et al.,* 2019). Os resultados já obtidos são muito superiores às contagens manuais, com taxas de erro inferiores a 1% em alguns casos e contagens que ultrapassam, em alguns casos, 150 mil morcegos, feitos de maneira padronizada e replicável.

O caminho a ser buscado deve passar pela padronização dos censos, pela independência de um observador humano, com consequente redução de erro nas contagens, e pelo caráter menos invasivo da abordagem. Ressaltamos a importância da precaução na utilização de redes de neblina em entradas de cavernas, uma vez que tal metodologia pode ser prejudicial em cavernas com grandes colônias de morcegos. Abordagens que busquem a automatização e padronização das contagens, respeitando o rigor científico necessário, devem ser estimuladas, e consideradas para a adoção preferencial em estudos de impacto ambiental, por exemplo.

8. Critério: Troglóxeno obrigatório

Conceito: Troglóxeno que precisa necessariamente utilizar a cavidade para completar seu ciclo de vida.

Avaliação: Morcegos são frequentemente classificados como troglóxenos, i.e., organismos que utilizam frequentemente ambientes cavernícolas, mas necessitam de ambientes de superfície para completar seu ciclo de vida (Sket, 2008). A IN 02/2017 menciona troglóxeno obrigatório, que é o troglóxeno que precisa necessariamente utilizar a cavidade para completar seu ciclo de vida. Entretanto, não há menção sobre quais são essas espécies. Neste sentido, nem todas as espécies de morcegos poderiam assim ser classificadas (Guimarães & Ferreira, 2014), e novamente o conhecimento limitado sobre a biologia das espécies de morcegos no Brasil torna também tal classificação imprecisa.

Posicionamento e proposições: Este critério necessita de melhor especificação quanto às espécies que se enquadram na categoria de troglóxeno obrigatório. Sugerimos a substituição do critério "troglóxeno obrigatório" por outros parâmetros ecológicos e/ou referentes à biologia das espécies mais eficazes para mensurar a importância das cavidades para determinados morcegos residentes. Por exemplo, a existência de fêmeas grávidas ou com filhotes no interior da cavidade. Este atributo é mais objetivo, de fácil diagnose, e indica que as cavidades escolhidas por fêmeas de certas espécies para a gestação e cuidado parental pós-natal são essenciais para a sobrevivência e recrutamento de novas gerações nas populações estudadas. Se constatado que estas cavernas são usadas com fins reprodutivos frequentemente, isso já seria suficiente para considerar que a cavidade em questão tem importância acentuada. Neste cenário, cavernas identificadas como essenciais ou muito importantes para a reprodução de populações deveriam contar com proteção máxima, independente do seu status de ameaça.

9. Critério: População excepcional em tamanho

Conceito: Conjunto de indivíduos da mesma espécie com número excepcionalmente grande de indivíduos.

Avaliação: Sítios que concentram grandes congregações animais têm elevada importância para a conservação por pelo menos três razões: 1) valor desproporcional para a sobrevivência das espécies; 2) estas espécies podem ser particularmente vulneráveis quando presentes em tais congregações; e 3) o elevado número de indivíduos presentes nestas congregações promove sua ampla participação em interações ecológicas (Mittermeier *et al.,* 2003). Cavernas com populações excepcionais de morcegos cumprem estes requisitos e não resta dúvida que estes abrigos devam gozar de máxima proteção.

Entretanto, a classificação de uma população de morcegos como excepcional carrega um componente subjetivo, e que pode variar entre espécies, locais e litologias. Nesse sentido, a discussão a respeito do número acima do qual uma população seria considerada excepcional se torna necessária. Estudos recentes em Sergipe, Pernambuco e Pará apontam que algumas cavernas ultrapassam os 150 mil indivíduos em seu interior (E. Bernard, *com. pess.*). Mas até o momento, estas concentrações excepcionais são formadas basicamente por espécies do gênero *Pteronotus.* Colônias de dezenas ou até centenas de milhares de indivíduos apontam que essas "cavernas especiais" são fundamentais para a dinâmica ecossistêmica em nível de paisagem, pois interagem e predam com populações de diversas espécies de insetos. Outros estudos no Rio Grande do Norte também já apontaram concentrações de mais de 8.000 *Phyllostomus discolor* (Wagner, 1843), um valor muito inferior às concentrações de *Pteronotus,* mas não menos excepcional considerando que a literatura relata abrigos com cerca de, no máximo, 400 indivíduos (Kwiecinski, 2006). Da mesma forma, uma caverna que contenha, por exemplo, 30 a 50 *N. macrourus* ou 300 indivíduos de *Lonchophylla* certamente contém uma população excepcional para estas espécies.

O tamanho que atribuirá excepcionalidade à população em uma caverna precisará ser considerado caso a caso, e esse sem dúvida deverá ser objeto de discussão por parte da Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (SBEQ). Não obstante tal critério classifica as cavernas apenas no nível de "alta" relevância, de maneira que estas poderiam ainda sofrer impactos negativos irreversíveis mediante algum tipo de compensação, o que acaba sendo um dano inconcebível para tais populações.

Posicionamento e proposições: Com ajustes, este critério pode se tornar objetivo e aplicável. Propõe-se aqui que os valores que determinam a excepcionalidade de uma população sejam vinculados ao contexto regional. Assim, poderia ser considerada excepcional aquela população cujo número de indivíduos supera em pelo menos cinco vezes a média regional. Tal abordagem retiraria a subjetividade da classificação de excepcionalidade,

consideraria diferenças espécie-específicas, e litologia-específicas. Tal abordagem exigiria ainda que populações de outras cavidades precisariam ser avaliadas para a determinação da excepcionalidade de uma dada cavidade. Permitindo assim, a ampliação do conhecimento sobre populações, riqueza e raridade locais e regionais, melhorando a qualidade do processo de avaliação de impactos.

10. Critério: Espécie rara

Conceito: Ocorrência de organismos representantes de espécies cavernícolas não troglóbias com distribuição geográfica restrita e pouco abundante.

Avaliação: Novamente a redação menciona apenas a presença do organismo, sem vinculação a valor específico. Assim como na discussão do atributo anterior, o mais indicado é que a classificação da raridade deveria ser avaliada caso a caso, sem a abordagem de "único valor para todos". Além de variar entre espécies, locais e litologias, a raridade depende frequentemente do método de amostragem. A predominância do uso de redes majoritariamente armadas até três metros de altura distorce as amostragens, tornando-as tendenciosas para o registro de espécies de Phyllostomidae (Cunto & Bernard, 2012).

Estudos baseados no registro de sinais de ecolocalização têm mostrado que espécies que eram até então consideradas raras são abundantes e amplamente distribuídas (*e.g.,* Hintze *et al.,* 2019). A verdade é que, infelizmente, o conhecimento sobre a distribuição e tamanho populacional das espécies de morcegos brasileiros está bem aquém do ideal (Bernard *et al.,* 2012). Poucos foram os locais inventariados de maneira sistematizada e completa, e menos ainda são os sítios que recebem monitoramento padronizado de médio-longo prazo. Ainda, o critério de raridade exige que outras cavernas sejam amostradas em escala local ou regional para permitir comparações.

Posicionamento e proposições: Com ajustes, este critério pode se tornar objetivo e aplicável. Uma alternativa para mitigar o problema poderia ser a elaboração de uma "lista nacional de espécies raras", chancelada pela SBEQ. O "Checklist of Brazilian bats" (Nogueira *et al.,* 2018), que organizou sobremaneira a ocorrência e validade de registros para espécies no Brasil, é um modelo a ser seguido e mostra que a mobilização da comunidade quiropterológica para assuntos aplicados pode gerar excelentes resultados.

CONCLUSÕES

Conforme mostrado nesta análise, desde a IN 02/2009 – e com a atual IN 02/2017 – houve alterações significativas nos processos de geração de impactos sobre cavernas no Brasil. Reconhecemos os progressos entre a publicação da IN 02/2009 e 02/2017 e que a intenção dessas instruções normativas é tornar o processo de licenciamento envolvendo cavidades mais objetivo e baseado em variáveis mensuráveis. Entretanto, a redação e melhor definição destas variáveis necessitam de aprimoramento. A análise apresentada aqui deve ser vista como um diagnóstico feito por profissionais com experiência na interface entre morcegos e cavernas. Entretanto, ela é inicial e não esgota uma discussão sobre a melhoria da IN 02/2017. Sugerimos futuras discussões sejam ampliadas e trabalhadas de forma mais específica e especializada. Considerando que o atual presidente é também um dos autores deste ensaio, a Sociedade Brasileira para o Estudo dos Quirópteros – SBEQ se propõe a cumprir tal tarefa.

A IN 02/2017 estabelece que ela deverá ser revista em um prazo máximo de cinco anos. Em tempos de forte ataque sobre a legislação ambiental brasileira por setores contrários, é importante que o processo de redação de Instruções Normativas – documentos essenciais para aplicação dos decretos – seja liderado pelo CECAV/ICMBio, e conte com a ampla participação da sociedade e comunidade científica, para que os pontos aqui mencionados sejam discutidos, esclarecidos, melhorados e aplicados. Certamente vários dos argumentos aqui apresentados podem ter interpretações diferentes das que expusemos e a opinião de outros profissionais é fundamental. Um marco legal claro e efetivo faz-se necessário, e a IN deve ser considerada neste sentido. Se bem conduzido, com a ampla participação da comunidade quiropterológica brasileira, há a possibilidade de que a IN 02/2017 evolua, o que é essencial para a proteção dos morcegos brasileiros, sobretudo no contexto dos processos de licenciamento ambiental.

REFERÊNCIAS

Aguiar LMS, Bernard E, Machado RB. 2014. Habitat use and movements of *Glossophaga soricina* and *Lonchophylla dekeyseri* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a Neotropical savannah. Zoologia 31(3): 223-229. http://doi.org/10.1590/S1984-46702014000300003.

Bahia. Secretaria do Meio Ambiente. 2015. Lista de espécies ameaçadas da Bahia. Disponível em: http://www.meioambiente.ba.gov.br/gestor/Consultas/ConsultaPublicacao.php?pub_id=4512. Acessado em: 22 de agosto de 2019.

Barros JS, Bernard E, & Ferreira RL. 2020. Ecological preferences of Neotropical cave bats in roost site selection and their implications for conservation. Basic and Applied Ecology. http://doi.org/10.1016/j.baae.2020.03.007.

Bernard E, Aguiar LMS, Brito D, Cruz-Neto AP, Gregorin R, Machado RB, Oprea M, Paglia AP, Tavares VC. 2012. Uma análise de horizontes sobre a conservação de morcegos no Brasil. Pp. 19-35, In: Freitas TRO, Vieira EM (Eds.), Mamíferos do Brasil: genética, sistemática, ecologia e conservação. Vol. II. Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Rio de Janeiro, Brasil.

Bernard E, Aguiar LMS, Machado RB. 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? Mammal Review 41: 23-39. http://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2010.00164.x.

Bernard E, Fenton MM. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. Biotropica 35(2): 262-277. http://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2003.tb00285.x.

Boyles JG, Cryan PM, Mccracken GF, Kunz TH. 2011. Economic importance of bats in agriculture. Science 332: 41-42. http://doi.org/10.1126/science.1201366.

Brasil. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm.

Brasil. 2008. Decreto Federal № 6.640, de 07 de novembro de 2008. Relevância de cavernas. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 10 nov. 2008. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6640.htm. Acessado em: 21 de agosto de 2019.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2009. Instrução Normativa MMA № 002, de 20 de agosto de 2009. Estabelece uma metodologia específica para a determinação do grau de relevância das cavidades naturais subterrâneas. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cecav/images/download/in%2002_mma_comentada.pdf. Acessado em: 21 de agosto de 2019.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2017. Instrução Normativa № 2 de 30 de Agosto de 2017. Define a metodologia para classificação do grau de relevância das cavidades naturais subterrâneas. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2020. Relatório estatístico cavernas por unidade federativa. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/cecav/index.php?option=com_icmbio_canie&controller=relatorioestatistico&itemPesq=true. Acessado em: 20 de abril de 2020.

Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. 1986. Resolução CONAMA № 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para avaliação de impacto ambiental. Disponível em: http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1986_001.pdf. Acessado em: 23 de outubro de 2019.

Ferreira CF, Cruz JB, Reino JCR. 2011. Instrução Normativa № 2, de 20 de Agosto de 2009 – Comentada. Pp. 180-188, In: Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas (CECAV), Instituto Terra Brasilis (Orgs.), III Curso de Espeleologia e Licenciamento Ambiental. ICMBio/CECAV, Brasília, DF.

Ferreira RL. 2004. A medida da complexidade ecológica e suas aplicações na conservação e manejo de ecossistemas subterrâneos. Tese Doutorado em Ciências Biológicas (Ecologia), Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade de Minas Gerais, Lavras, Brasil.

Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. FATMA. 2010. Lista das espécies de fauna ameaçada de extinção de Santa Catarina. Relatório Técnico Final. Disponível em: http://www.fatma.sc.gov.br/upload/Fauna/relat9500rio_t9500cnico_final_lista_esp9500cies_amea9500adas.pdf. Acessado em: 22 de agosto de 2019.

Fundação Zoobotanica do Rio Grande do Sul. FZB. 2014. Lista das espécies de fauna ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul. Disponível em: http://www.fzb.rs.gov.br/upload/1396361250_lista_categoria.pdf. Acessado em: 22 de agosto de 2019.

Gnaspini-Netto P. 1992. Bat guano ecosystems: a new classification and some considerations with special references to Neotropical data. Memoirs de Biospéologié 19: 135-138.

Gomes AM. 2017. Uma luz na escuridão: Desvendando os processos estruturadores da fauna cavernícola via partição de variância. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas (Ecologia), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade de Minas Gerais, Lavras, Brasil.

Guimarães MM, Ferreira RL. 2014. Morcegos cavernícolas do Brasil: Novos registros e desafios para conservação. Revista Brasileira de Espeleologia 2(4): 1-33.

Hintze F, Arias-Aguilar A, Dias-Silva L, Delgado-Jaramillo M, Silva CR, Jucá T, Ramos Pereira MJ. 2019. Molossid unlimited: extraordinary extension of range and unusual vocalization patterns of the bat, *Promops centralis.* Journal of Mammalogy. http://doi.org/10.1093/jmammal/gyz167.

Instituto Ambiental do Paraná. IAP. 2010. Lista de fauna ameaçada do Paraná. Disponível em: https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=56582&indice=1&totalRegistros=15. Acessado em: 17 de julho de 2020.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. ICMBIO. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I/– 1. ed. – Brasília, DF: ICMBio/MMA. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf. Acessado em: 15 de julho de 2020.

Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica. IPMA. 2007. Espécies de Fauna ameaçada de extinção no Estado do Espirito Santo. Disponível em: http://www.herpetologiamuseunacional.com.br/pdfs/carlos_cruz/Gasparini_et_al_2007_Especias_da_Fauna_Amea%C3%A7adas_do_ES.pdf. Acessado em: 22 de agosto de 2019.

Kloepper LN, Linnenschmidt M, Blowers Z, Branstetter B, Ralston J, Simmons JA. 2016. Estimating colony sizes of emerging bats using acoustic recordings. Royal Society Open Science 3(3): 160022. http://doi.org/10.1098/rsos.160022.

Kunz TH, Murray SW, Fuller NW. 2011. Bats. Pp. 45-54, In: White WB and DC Culver (Eds.), Encyclopedia of caves. Second Edition. Academic Press. MA, USA.

Kwiecinski GG. 2006. *Phyllostomus discolor.* Mammalian Species 801: 1-11. http://doi.org/10.1644/801.1.

Lobova TA, Geiselman CK, Mori AS. 2009. Seed Dispersal by Bats in the Neotropics. Memoirs of The New York Botanical Garden. The NYBG Press, New York.

Mittermeier RA, Gil PR, Mittermeier CG, Brooks T, Hoffmann M, Konstant WR, Fonseca GAB, Mast RB. 2003. Wildlife spectacles. CEMEX-Agrupación Sierra Madre-Conservation International. Mexico.

Nogueira MR, Lima IP, Garbino GST, Moratelli R, Tavares VC, Gregorin R, and Peracchi AL. 2018. Updated checklist of Brazilian bats: versão 2018. Comitê da Lista de Morcegos do Brasil – CLMB. Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros (Sbeq). Disponível em: http://www.sbeq.net/updatelist. Acessado em: 11 de maio de 2020.

Oliveira HFM, Oprea M, Dias RI. 2018. Distributional patterns and ecological determinants of bat occurrence inside caves: A broad scale meta-analysis. Diversity 10: 49. http://doi.org/10.3390/d10030049.

Otálora-Ardila A, Torres JM, Barbier E, Pimentel NT, Leal ESB, Bernard, E. 2019. Thermally-assisted monitoring of bat abundance in an exceptional cave in Brazil's Caatinga drylands. Acta Chiropterologica 21(2): 411-423. http://doi.org/10.3161/15081109ACC2019.21.2.016.

Piló LB, Auler A. 2011. Introdução à Espeleologia. Pp. 7-23, In: Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas (CECAV), Instituto Terra Brasilis (Orgs.), III Curso de Espeleologia e Licenciamento Ambiental. ICMBio/CECAV, Brasília, DF.

Rio de Janeiro. 1997. Decreto 15.793 de 04 de Junho de 1997. Dispõe sobre a criação Rio-Diversidade – Programa de conservação das espécies raras e ameaçadas de extinção. Disponível em: https://institutolife.org/wp-content/uploads/2018/11/Lista-da-Fauna-Ameacada-de-Extincao-RJ.pdf. Acessado em: 11 de maio de 2020.

Rocha PA. 2013. Quiropterofauna cavernícola: composição, estrutura de comunidade, distribuição geográfica. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia), Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil.

São Paulo. 2018. Lista de espécies ameaçadas de extinção em São Paulo. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63853-27.11.2018.html. Acessado em: 22 de agosto de 2019.

Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. SEMAD. 2010. Lista de espécies da fauna ameaçadas de extinção de Minas Gerais. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192. Acessado em: 22 de agosto de 2019.

Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade. SEMAS. 2007. Resolução 054/2007. Homologa a lista de espécies ameaçadas de flora e fauna do estado do Pará. Disponível em: https://ideflorbio.pa.gov.br/wp-content/uploads/2015/09/lista-de-esp%C3%A9cies-amea%C3%A7adas-de-extin%C3%A7%C3%A3o.pdf. Acessado em: 22 de agosto de 2019.

Sket B. 2008. Can we agree on an ecological classification of subterranean animals? Journal of Natural History 42: 1549-1563. http://doi.org/10.1080/00222930801995762.

Trevelin LC, Silveira M, Port-Carvalho M, Homem DH, Cruz-Neto AP. 2013. Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. Forest Ecology and Management 291: 136-143. http://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.013.

Submetido em: 11/maio/2020
Aceito em: 06/outubro/2020

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 135-145, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

Atividades de derrocagem subaquática e potenciais impactos em golfinhos costeiros: avaliação, monitoramento e medidas de mitigação

Daiane Santana Marcondes[1], Tawane Yara Nunes[1], Gabriel Fraga da Fonseca[1], Stephane P.G. de Moura[1], Tara Van Belleghem[1], Camila Domit[1]*

[1] Laboratório de Ecologia e Conservação, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pontal do Paraná, Brasil.
** Autor para correspondência: cadomit@gmail.com*

Resumo: Obras de derrocagem são executadas para garantir navegabilidade em áreas portuárias, entretanto geram impactos ao ambiente e à fauna marinha. Estas obras ocorrem em áreas com atividades antropogênicas e somam efeitos aos múltiplos estressores ecossistêmicos. Efeitos cumulativos causam desde a degradação ambiental até efeitos individuais e populacionais à fauna. Diversas espécies costeiras de golfinhos estão ameaçadas de extinção e são vulneráveis a esses impactos. Entre as espécies que ocorrem no Brasil, populações de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na região sudeste e sul são de extrema preocupação em relação a impactos portuários e derrocagens, assim como outras espécies de golfinhos costeiros. Para botos-cinza, há registro de alterações sociais e de uso de área, além de imunossupressão relacionadas a exposição à estressores em áreas portuárias. Considerando estas informações, propomos que licenciamentos de obras de derrocagem abordem métodos com diretrizes que visem à prevenção e mitigação de impactos aos cetáceos. Visando auxiliar tecnicamente o processo de avaliação e monitoramento no âmbito do licenciamento ambiental, este artigo apresenta uma revisão sistemática da literatura científica quanto aos principais impactos em golfinhos causados por explosões subaquáticas vinculadas a derrocagem e métodos de avaliação e redução de danos. Os resultados obtidos destacam efeitos que incluem injúrias físicas; alterações comportamentais como abandono de área e afugentamento; e alterações na comunicação social por mascaramento sonoro ou perdas auditivas temporárias/permanentes. Ainda, foram levantados e avaliados métodos para elaboração de programas ambientais destas atividades, seguido por sugestões de procedimentos a serem aplicados para redução de impactos.

Palavras-Chave: Boto-cinza; Degradação ambiental; Explosões subaquáticas; Impactos cumulativos; Licenciamento ambiental.

Abstract: Underwater explosion and potential impacts on costal dolphins: evaluation, monitoring and mitigation actions. Underwater explosions are carried out to ensure navigability in port areas; however, they generate many impacts on the marine environment and fauna. Underwater blasting often occurs in areas with many anthropogenic activities, consequently bringing together multiple ecosystem stressors. Cumulative impacts can range from degradation of the ecosystem as a whole, to impacts on both population and individual level. Several endangered coastal dolphin species are exposed to these impacts, such as the populations of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in south-eastern and southern Brazil, which are vulnerable to port impacts and underwater explosions. This species has been observed to change its social behavior and habitat use patterns and has even presented immunosuppression due to the exposure to port stressors. In order to avoid and mitigate these impacts, the licensing for underwater explosions must be built upon efficient environmental management guidelines. This study presents a systematic literature review to identify the main impacts of underwater explosions on small coastal cetaceans, supporting the assessment and monitoring of the environmental licensing process. Results highlighted effects that included physical injuries, such as damage to auditory and gas-filled organs; behavioral disturbances, such as avoidance and displacement; and disruption of social communication, caused by acoustic masking and temporary or permanent hearing loss. In this light, methods for environmental licensing programs were evaluated and possible impact reducing procedures are presented. This broad overview provides crucial perspectives on how underwater explosions are impacting small coastal cetaceans, and how these impacts can be reduced through the environmental licensing process.

Key-Words: Cumulative impacts; Ecosystem degradation; Environment licensing; Guiana dolphin; Underwater explosions.

INTRODUÇÃO

Obras de derrocagem são intervenções da engenharia que removem obstáculos rochosos no leito de rios ou mares para garantir a navegabilidade, sendo geralmente associadas a atividades portuárias em zona costeira. Em geral os empreendimentos utilizam explosivos para fragmentação ou remoção das rochas e o processo de detonação libera ondas de pressão compostas por um pulso primário e uma série de pulsos secundários de menor intensidade. O pulso primário é o principal responsável por danos diretos à fauna marinha e pode alcançar grandes distâncias do ponto inicial da explosão (Viada *et al.,* 2008).

Além disso, explosões subaquáticas são consideradas uma fonte impulsiva de ruído, alcançando 280 dB re 1 µPa de energia dissipada em ambientes costeiros (Santos *et al.,* 2010). O intenso ruído produzido pode causar à fauna marinha danos auditivos, mascaramento acústico, estresse fisiológico, estimular fuga e mesmo levar os animais à morte (Merchant *et al.,* 2020). Conforme o ruído da explosão se propaga para longe da fonte, os riscos de danos auditivos diminuem, no entanto, o ruído remanescente e aqueles gerados pela movimentação de embarcações na área, necessárias aos preparativos prévios à explosão, ou mesmo após a detonação para limpeza do local, têm potencial de causar outros efeitos, além dos citados anteriormente (Merchant *et al.,* 2020).

Os cetáceos estão entre os animais mais impactados pelos ruídos subaquáticos gerados por explosões, uma vez que utilizam o som como principal ferramenta de comunicação social, busca de alimento, localização e percepção do meio. Os golfinhos emitem sons em diferentes faixas de frequência, variando de dezenas de hertz (Hz) a centenas de quilohertz (kHz) (Richardson *et al.,* 1995), reflexo de suas características e capacidades físicas e fisiológicas, e das condições ecossistêmicas nas quais se encontram (Bittencourt *et al.,* 2017; Deconto, 2018; Parks *et al.,* 2009).

Neste sentido, a adição de ruídos subaquáticos antropogênicos em áreas de ocorrência de cetáceos pode interferir ou até impedir a realização de comportamentos inerentes à sobrevivência das espécies, pois há sobreposição das faixas de frequência de emissão sonora dos animais (Erbe *et al.,* 2016; Richardson *et al.,* 1995). Os valores de energia dissipada podem ultrapassar os limiares de sensibilidade auditiva das espécies podendo também causar danos físicos ou a morte direta dos animais (Richardson *et al.,* 1995).

As consequências e impactos gerados por esta atividade são mais evidentes para espécies costeiras e que demandam de ecossistemas de baías e estuários para alimentação e reprodução, tais como o boto-cinza (*Sotalia guianensis,* Van Bénéden, 1864), a toninha (*Pontoporia blainvillei,* Gervais & d'Orbigny, 1844) e o golfinho nariz-de-garrafa do sul (*Tursiops gephyreus,* Lahille, 1908). Nas regiões sudeste e sul do Brasil as populações destes golfinhos costeiros tendem a ser residentes, apresentam alta dependência destes habitats e de recursos pesqueiros associados às regiões costeiras e estuarinas (Cremer *et al.,* 2008; Daura-Jorge *et al.,* 2012; Espécie *et al.,* 2010; Flores *et al.,* 2018; Fruet *et al.,* 2015; Hardt *et al.,* 2010; Oliveira & Monteiro-Filho, 2008; Santos *et al.,* 2010; Wedekin *et al.,* 2008; Wickert *et al.,* 2016).

No entanto, devido às características geomorfológicas, estes ambientes costeiros protegidos também abrigam portos, estaleiros e marinas, os quais são fontes de estressores ambientais (Bittencourt *et al.,* 2017; Cremer *et al.,* 2009; Silva *et al.,* 2015). As atividades náuticas relacionadas a estas estruturas geram alterações físicas ao ambiente, e a dependência de condições seguras à navegação demandam ações de dragagem e derrocagem (Hildebrand, 2005).

Ações de derrocagem vêm sendo executadas e licenciadas em estuários e baías ao longo da costa brasileira, em geral associadas ao licenciamento de operações portuárias. Devido ao alto potencial de degradação do meio, as atividades de derrocagem no Brasil, segundo a resolução CONAMA № 237/97, estão sujeitas a processos específicos de licenciamento ambiental. No entanto, até o momento não existem diretrizes legais direcionadas e efetivas para auxiliar a mitigação e o monitoramento dos impactos causados por tais atividades sobre os golfinhos costeiros. Em geral, devido às dificuldades intrínsecas de trabalhos em ambiente aquático e às lacunas de conhecimento, as ações vinculadas ao licenciamento são direcionadas a avaliação de danos causados, mas sem a aplicação de medidas de prevenção ou mitigação de impactos à fauna. Ainda, não há análise dos efeitos dos impactos cumulativos oriundos das ações de derrocagem em um ambiente onde existem outras múltiplas fontes de estressores à biodiversidade.

Neste cenário, o presente estudo teve por objetivo: I) levantar os principais impactos, potenciais e efetivos, causados a golfinhos costeiros por explosões subaquáticas listados na literatura, especialmente em atividades de derrocagem; II) avaliar, na condição de estudo de caso, a exposição da população de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) em relação a obras de derrocagem previstas em atividades portuárias; e III) apresentar métodos com maior potencial de efetividade para elaboração de programas ambientais relacionados ao licenciamento ambiental destas atividades.

Impactos potenciais e efetivos para golfinhos relacionados às atividades de derrocagem

Uma revisão sistemática da literatura foi conduzida na plataforma Google Acadêmico, empregando as palavras-chaves: *underwater explosion, underwater noise pollution, anthropogenic noise,* associadas a *marine mammals* e *marine environment.* Foram compiladas as publicações até março de 2020, resultando em 25 estudos/avaliações de interesse. Destas, apenas duas tratavam especificamente do impacto de explosões subaquáticas em mamíferos marinhos.

O total de publicações encontradas foi utilizado para compilar os principais danos potenciais e efetivos aos golfinhos em decorrência de atividades explosivas.

Os danos, de acordo com a atividade estressora, caráter de dano, potencialidade e probabilidade de ocorrência, são sumarizados na Tabela 1.

As consequências citadas para golfinhos incluem respostas físicas e fisiológicas, tais como lesões em órgãos preenchidos por gases, como os pulmões e intestino, perda auditiva temporária e permanente, mascaramento sonoro dos sinais emitidos pelos golfinhos; e alterações acústicas nas emissões. Essas consequências físicas podem potencializar mudanças de uso de área, como por exemplo afugentamento e abandono de área, distúrbios comportamentais e de interações sociais, e danos à saúde dos animais (vide a Tabela 1).

Tabela 1: Revisão da literatura específica referente à impactos, potenciais e efetivos, de atividades de derrocagem que afetam de maneira crônica ou aguda, espécies de golfinhos costeiros.

Atividade	Estressor	Impacto	Tipo de impacto	Probabilidade	Consequência	Tipo de Consequência	Efeito	Referência
Derrocagem	Explosão / Embarcações operacionais	Ruído intenso	Direto	Efetivo	Afugentamento	Mudança de uso de área	Agudo	Richardson *et al.*, 1995
Derrocagem	Explosão / Embarcações operacionais	Ruído intenso	Direto	Efetivo	Distúrbios comportamentais	Mudança de uso de área e fisiológica	Agudo e crônico	Ng & Leung, 2003
Derrocagem	Explosão / Embarcações operacionais	Ruído intenso	Direto	Efetivo	Mascaramento sonoro	Fisiológico	Agudo	Erbe *et al.*, 2016; Williams *et al.*, 2014
Derrocagem	Explosão	Ruído intenso	Direto	Potencial	Perda auditiva temporária	Física e fisiológica	Agudo	Danil *et al.*, 2011; Nowacek *et al.*, 2007
Derrocagem	Explosão	Ruído intenso	Direto	Potencial	Perda auditiva permanente	Física e fisiológica	Crônico	Danil *et al.*, 2011
Derrocagem	Explosão	Ruído intenso	Direto	Potencial	Abandono de área	Mudança de uso de área	Crônico	Cremer *et al.*, 2009
Derrocagem	Explosão / Embarcações operacionais	Ruído intenso	Direto	Potencial	Alterações acústicas	Física e fisiológica	Crônico	Nowacek *et al.*, 2007
Derrocagem	Explosão	Onda de choque	Direto	Potencial	Lesões em órgãos preenchidos por gases (*ex.*, pulmões e intestinos)	Física e fisiológica	Agudo e crônico	Baker K, 2008

Botos-cinza em áreas portuárias do sudeste e sul do Brasil

O boto-cinza é o principal cetáceo em áreas de baías e estuários do sudeste e sul do Brasil, tais como na Baía de Guanabara, Sepetiba e Ilha Grande no litoral do estado do Rio de Janeiro (Azevedo *et al.,* 2007; Flach *et al.,* 2008), na região de Ilha Bela e Cananéia, litoral de São Paulo (Santos & Rosso, 2007), no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) no litoral do Paraná (Domit *et al.,* 2009; Filla & Monteiro-Filho, 2008), e na Baía da Babitonga em Santa Catarina (Cremer *et al.,* 2009; 2011). Estas regiões são consideradas importantes ecossistemas para a espécie, uma vez que abrigam populações residentes em atividades de alimentação e reprodução (Flores *et al.,* 2018).

Estudos realizados nestas regiões demonstram que o boto-cinza é acusticamente caracterizado por emitir sons tonais de comunicação (majoritariamente assobios), em faixa de frequência entre 0,7 e 78,3 kHz, variando de acordo com a área de ocorrência das populações (Tabela 2). Emissões sonoras desta categoria são reportadas principalmente durante atividades de interação social e alimentação, incluindo a execução de estratégias em grupo para a captura de presas (Bittencourt *et al.,* 2017; Deconto & Monteiro-Filho, 2013; Pais *et al.,* 2018).

No entanto, é importante destacar que estas regiões, à exclusão de Cananéia (em São Paulo), abrigam estrutura e atividades portuárias ou estaleiros, envolvendo trânsito intenso de navios, obras de expansão de *píeres,* dragagem e outras ações necessárias à manutenção de portos (Figura 1). A utilização de regiões portuárias pelo boto-cinza (Figura 2) pode estar relacionada à agregação de presas e a facilidade em sua captura (Domit *et al.,* 2009; Filla & Monteiro-Filho, 2008), mas expõe constantemente os animais a riscos, sendo que estas populações estão listadas nacional e internacionalmente como de maior vulnerabilidade quanto à conservação (IUCN, 2020; PAN/ICMBIO 2019).

Atividades portuárias rotineiras geram ruídos intensos (Hildebrand, 2004) que sobrepõem a faixa de frequência de comunicação dos botos-cinza (Pais *et al.,* 2018). Com base em espécies anátomo-fisiologicamente semelhantes ao boto-cinza, distúrbios comportamentais

Tabela 2: Faixas de frequência de assobios emitidos pelo boto-cinza (*Sotalia guianensis*), de acordo com suas áreas de ocorrência, nas regiões do sudeste e sul do Brasil.

Área de ocorrência	Frequência mínima (kHz)		Frequência máxima (kHz)		Referência
	mínima	máxima	mínima	máxima	
Baía de Sepetiba (RJ)	1,87	15,46	4,31	44,90	Andrade *et al.,* 2014
Baía de Guanabara (RJ)	1,10	26,50	5,70	46,20	Bittencourt *et al.,* 2017
Cananéia (SP)	1,89	37,21	4,41	44,64	Deconto & Monteiro-Filho 2017
Guaraqueçaba (PR)	2,42	44,32	4,83	46,85	Deconto & Monteiro-Filho 2017
Baía da Babitonga (SC)	0,70	—	—	78,30	Holz *et al.,* 2010

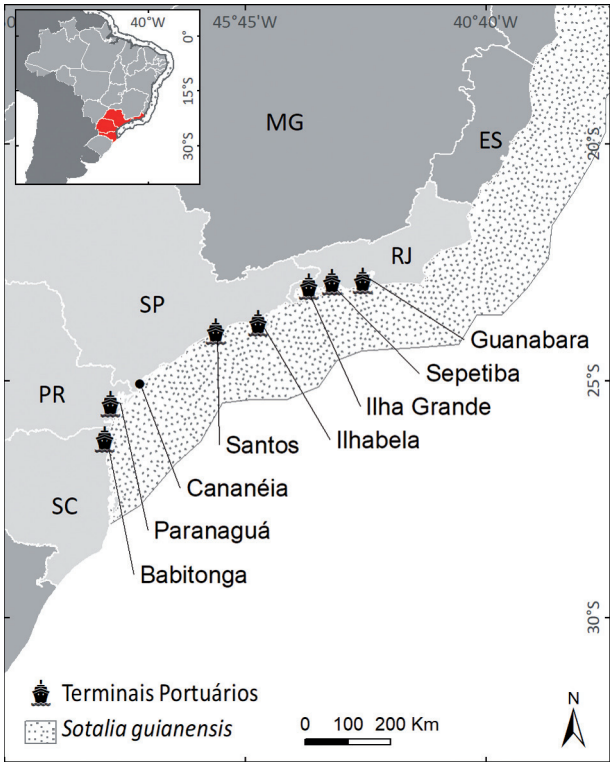


Figura 1: Área de ocorrência do boto-cinza (*Sotalia guianensis:* hachurado) na região sudeste e sul do Brasil, evidenciando as principais baías/estuários com uso por populações da espécie (linhas), além da presença de terminais portuários que se sobrepõem à distribuição da espécie.

Figura 2: Grupo de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) em atividade de alimentação em frente aos navios na área portuária de Paranaguá, Paraná, Brasil. Foto: Laboratório de Ecologia e Conservação (LEC-CEM/UFPR).

podem ser observados quando a energia acústica dissipada no ambiente ultrapassa 120 dB re 1 µPa, além de perda auditiva temporária acima de 178 dB re 1 µPa e permanente acima de 198 dB re 1 µPa, em situações de exposição prolongada à fonte sonora (Lossent *et al.,* 2018) (Figura 3).

As ações de derrocagem, dragagem, ampliação portuária e o consequente aumento no fluxo de navios podem intensificar os impactos já existentes em relação às populações de botos-cinza e demais espécies costeiras que utilizam áreas submetidas a tais atividades. Efeitos populacionais em botos-cinza causados por obras de ampliação dos portos foram registrados na Baía da Babitonga (SC), em 1999. Neste caso, ocorreu o abandono de área pelos animais durante e após a execução das obras (Cremer *et al.,* 2009). Recentemente, em março de 2018, foi apresentada a minuta do plano de elaboração de estudo de impacto ambiental e relatório de impacto ambiental referente à derrocagem para a área portuária do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) – Processo de número 02001.004765/2016-18 no IBAMA. O procedimento de derrocagem foi justificado pela garantia de segurança à navegabilidade e acesso aos portos de Paranaguá. Entretanto, mesmo sendo a região de uso contínuo por uma população residente de botos-cinza, o processo não apresenta suporte técnico para garantir a prevenção e a mitigação adequada ou efetiva de impactos aos golfinhos na região.

Possíveis efeitos de atividades de derrocagem sobre a população de golfinhos costeiros (efeitos diretos e indiretos)

Efeitos diretos:

(A) Ruídos na magnitude daqueles emitidos pela derrocagem (Santos *et al.,* 2010) ultrapassam a faixa de comunicação de diversas espécies de cetáceos, como *por exemplo* o boto-cinza, e são considerados suficientemente intensos para causar injúrias físicas, danos auditivos, tanto em ações de pulsos únicos quanto periódicos, e até mesmo levar os animais à morte (Lossent *et al.,* 2018; McCauley *et al.,* 2000; Richardson *et al.,* 1995; Southall *et al.,* 2007).

(B) Comumente áreas portuárias são áreas de concentração de golfinhos em atividades de alimentação, e as barreiras físicas da estrutura são utilizadas para encurralar os cardumes (Atkins *et al.,* 2004; Chen *et al.,* 2008, Moura *et al.,* 2019). No entanto, a poluição sonora dos portos, devido principalmente, às obras de dragagem e derrocagem, pode provocar o abandono temporário ou permanente de área pelos animais conforme exposto por Cremer e colaboradores (2009). Essa alteração no comportamento e uso de habitat, pode ser responsável pela perda de

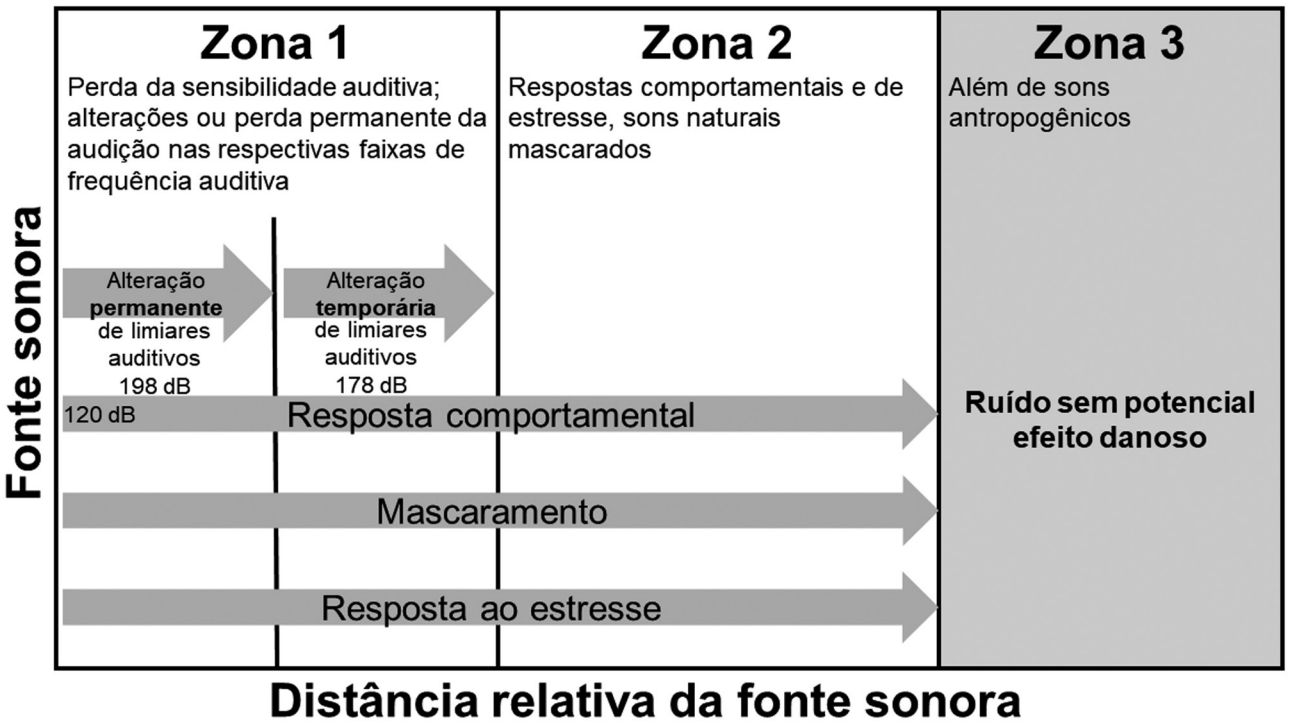


Figura 3: Exemplos dos efeitos do ruído nos mamíferos marinhos em relação à distância da fonte sonora. A zona 1 representa áreas mais próximas da fonte sonora, com níveis recebidos de som de intensidade relativamente alta que podem causar perda de sensibilidade auditiva: alteração permanente de limiares auditivos comportamentais (valor limite de energia dissipada no ambiente de 198dB) ou alteração temporária de limiares auditivos comportamentais (valor limite de energia dissipada no ambiente de 178dB). A Zona 2 representa áreas mais distantes da fonte sonora, onde os indivíduos podem mostrar respostas comportamentais (valor limite de energia dissipada no ambiente de 120dB), respostas ao estresse e (ou) experimentar mascaramento acústico (interferência na capacidade do indivíduo de detectar, reconhecer e (ou) discriminar sons) . A zona 1 pode incluir todos os tipos de impacto. A zona 2 inclui apenas impactos de longo alcance. A Zona 3 representa áreas além daquelas em que os impactos são esperados. Adaptado da fig. 1 de Gomez et al., 2016; valores de Lossent et al., 2018.

áreas de alimentação e consequente a diminuição da área de vida. Além destes efeitos, ainda pode influenciar indiretamente na viabilidade de realização de atividades vitais e mesmo intensificar competição por áreas e recursos alimentares, afetando a dinâmica populacional dos golfinhos costeiros (*ex.,* declínio populacional observado por Azevedo *et al.,* 2017).

(C) Ainda, as reações comportamentais dos golfinhos a pulsos explosivos repentinos podem variar, de fuga a mergulhos rápidos, aumento de frequência respiratória, a até mesmo atração dos animais para próximo da fonte sonora (Nowacek *et al.,* 2007; Richardson *et al.,* 1995), aumentando o risco de danos físicos, como lesões de órgãos internos causadas pelas ondas de pressão (Baker, 2008).

Efeitos indiretos:

(A) Efeitos cumulativos quanto à degradação ecossistêmica. Estes efeitos podem ser agrupados, conforme segue:

(a) Efeitos imunológicos: a degradação do ecossistema pelos diversos estressores, incluindo derrocagens, reduzem a disponibilidade de alimento, aumentam o nível de estresse e expõem a fauna a elementos químicos nocivos que sinergicamente causam imunossupressão dos indivíduos, expondo-os a diversas patologias (Van Bressem *et al.,* 2009). Além de deixá-los susceptíveis a outras ameaças, tais como colisão com embarcações e captura incidental por atividades pesqueiras (Domiciano *et al.,* 2016).

(b) Alterações sociais e reprodutivas: para evitar interações negativas, com atividades pesqueiras ou portuárias, os golfinhos podem alterar a forma de uso de área e mudar o padrão de comunicação (Bittencourt *et al.,* 2017; Cremer *et al.,* 2011; Martins *et al.,* 2008). Os comportamentos reprodutivos em mamíferos marinhos são associados à produção de som, às interações sociais e ao padrão e qualidade de alimentação, sendo as alterações no padrão acústico de comunicação fator crucial para dificultar e ou impedir estes comportamentos e a manutenção da dinâmica populacional (Erbe *et al.,* 2016).

(c) Aumento de outras interações com atividades antropogênicas (deslocamento de efeito) e de competição intra- e interespecífica: em um ecossistema degradado, a falta de recurso alimentar pode levar a competição intra- e interespecífica para as espécies residentes. Mudanças no uso de área pelos indivíduos também podem os expor a outras atividades antrópicas na área (Cremer *et al.,* 2018). Entre as atividades está a interação com pescarias e o potencial de aumento na frequência de capturas acidentais de golfinhos costeiros em detrimento da sobreposição de uso de área entre os animais e a pesca.

Além dos efeitos diretos e indiretos da atividade de derrocagem, os golfinhos costeiros, considerados sentinelas ambientais, revelam que a biodiversidade local está exposta aos impactos das atividades pesqueiras, de turismo, agrícolas, industriais e demais práticas portuárias (Moore, 2008). Essas atividades, somadas ao crescimento desordenado de áreas urbanas, contribuem de forma sinérgica com a poluição, perda de recursos alimentares, de habitat e da saúde dos ecossistemas costeiros. A combinação simultânea destes estressores resulta em impactos cumulativos sobre a fauna, sendo a inserção de novos estressores no ecossistema um catalisador de efeitos indiretos na saúde, dinâmica populacional e resiliência das populações de golfinhos costeiros e demais espécies marinhas locais (Figura 4).

Desta forma, os efeitos cumulativos a múltiplos impactos, que são particulares a cada região, devem ser considerados quando na elaboração de Estudos de Impacto Ambiental e dos programas de monitoramento ambientais, em regiões de baías, enseadas e demais áreas portuárias. Para avaliar melhor os possíveis impactos cumulativos para os cetáceos, devem ser implementadas avaliações integradas e estratégicas de impactos que considerem simultaneamente vários projetos/obras/licenciamentos. As colaborações entre gestores, indústria e a ciência, e uma melhor incorporação das incertezas e medidas de precaução na tomada de decisões também podem ajudar a limitar e reduzir os impactos cumulativos das várias atividades antrópicas que incidem numa determinada região e biodiversidade. Essas avaliações são cruciais para o planejamento territorial e para a conservação, incluindo o planejamento espacial marinho e de gestão costeira, e podem ser usadas para apoiar futuros esforços de gestão com base ecossistêmica (Wright & Kyhn, 2014).

Considerando a atual exposição dos golfinhos costeiros a múltiplos estressores ecossistêmicos, a ausência de protocolos de avaliação e monitoramento da poluição acústica no licenciamento ambiental aplicado a obras portuárias, além dos efeitos imunológicos já observados em algumas populações, é crucial fornecer suporte científico e ampliar a discussão técnica entre

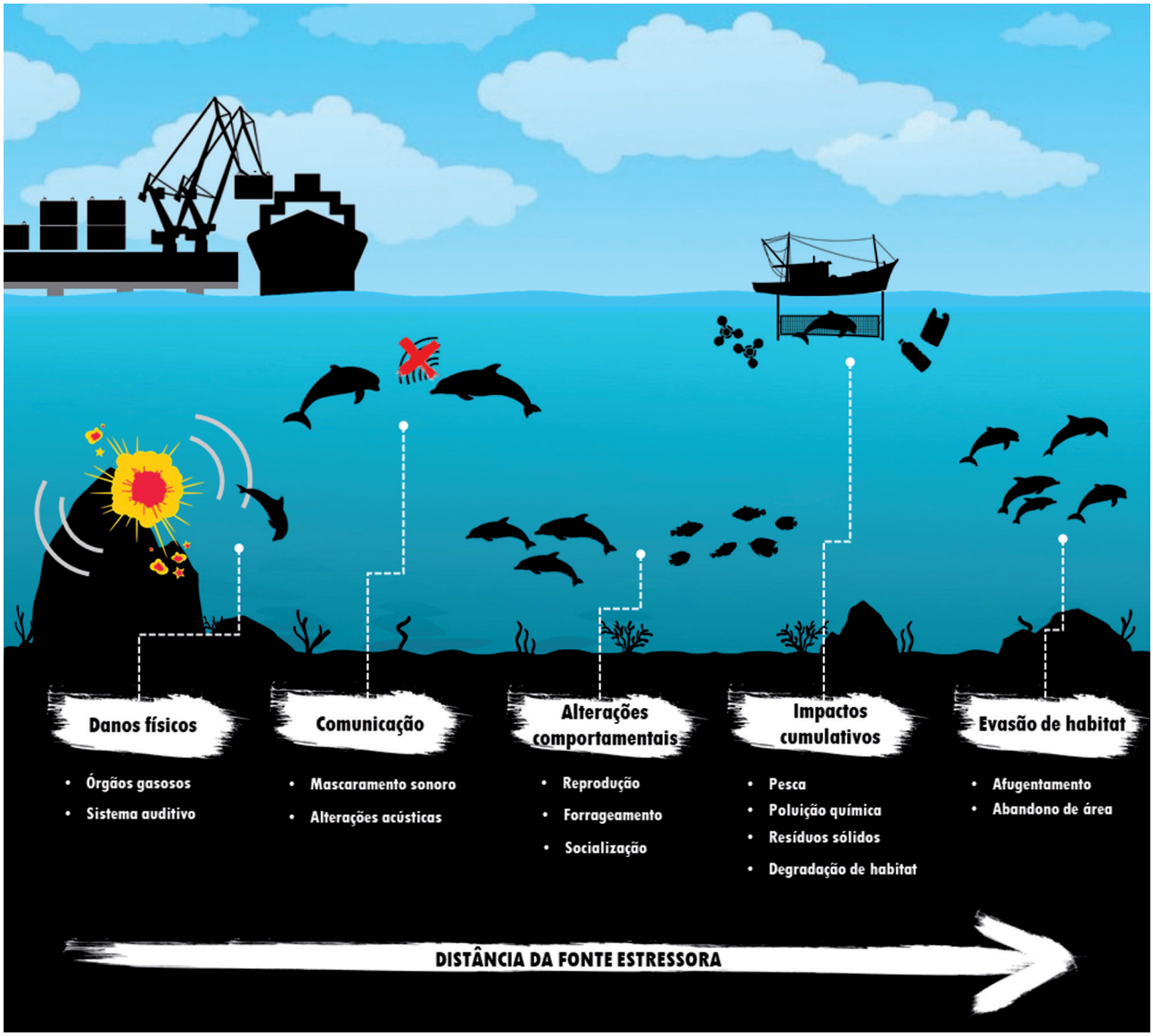


Figura 4. Representação geral dos impactos potenciais que afetam golfinhos em áreas portuárias em relação à atividade de derrocagem. Figura produzida com imagens de creazilla.com, pt.pngtree.com, freepik.com e google.com.

ciência, governo e empresas sobre o tema. Desta forma, é essencial que o conhecimento exposto na literatura mundial seja considerado como linha de base de impactos potenciais no planejamento de ações de avaliação, monitoramento, prevenção e mitigação de impactos. Além disso, é importante avaliar os parâmetros ecológicos e de saúde das populações locais de forma sistêmica, considerando investigações prévias, durante e após a execução de obras de derrocagem.

Neste contexto, na sequência são apresentadas recomendações, incluindo abordagens metodológicas que podem servir de base para planos de avaliação, monitoramento e mitigação/minimização de impactos de atividades de derrocagem (com ênfase no impacto causado por ruídos impulsivos) em populações de golfinhos costeiros. Para auxiliar na elaboração desses planos e no processo de tomada de decisão pelos diversos atores envolvidos no procedimento de derrocagem, estabelecemos as recomendações como: Altamente Prioritárias (*AP*), Prioritárias (*PR*) e complementares (*CO*); considerando demandas de investigação científica, viabilidade metodológica e tempo de execução.

Métodos para avaliação e monitoramento, assim como para prevenção e mitigação de impactos

Considerando a probabilidade que ações de explosão subaquática e movimentação portuária, como a derrocagem, têm de intensificar impactos cumulativos que afetam a fauna marinha, evitar a execução de procedimentos dessa natureza se caracteriza como a alternativa ideal para a conservação da dinâmica ecologia ambiental e da saúde e resiliência da fauna marinha. Em situação na qual a derrocagem é considerada essencial, a implementação de medidas de prevenção/mitigação no licenciamento do procedimento se faz necessária. Assim seguem, algumas sugestões:

(A) Avaliação e monitoramento de impactos

— **AP:** É fundamental a realização, prévia à derrocagem, de levantamentos e atualização de dados de ocorrência, uso de área e dinâmica populacional, e das causas de mortalidade das espécies de mamíferos marinhos que ocorrem no local. Devem ser obtidos os valores estimados de densidade populacional das espécies para a área, mesmo que em escala de curto período de amostragem (mínimo 4 meses). Quando possível, avaliar a dinâmica temporal e espacial demográfica (*ex.,* avaliação de emigração/imigração, de sobrevivência percebida, entre outros parâmetros) e de uso da área ao longo do tempo (*ex.,* índices de residência) com base na integração de dados pretéritos, por meio de dados obtidos em publicações anteriores, ou mesmo por avaliações diretas com especialistas locais). Durante e após o procedimento de derrocagem, o monitoramento da dinâmica populacional e de uso da área por estas espécies devem ser mantidos, objetivando análises comparativas entre os dados anteriores, concomitantes e posteriores ao período do derrocamento; este monitoramento pode auxiliar na avaliação quanto à interferência provocada pelo efeito contributivo da derrocagem entre os impactos existentes e que potencialmente afetam as populações de golfinhos costeiros;

— **AP:** Elaboração de protocolos para monitoramentos de encalhes e avaliação de carcaças de golfinhos costeiros com metodologia padronizada a outros estudos em andamento na região analisada. Recomenda-se o uso de protocolos similares ao que é preconizado pela Rede de Encalhe e de Informação de Mamíferos Aquáticos do Brasil (REMAB-ICMBio) e exigido pelo IBAMA em relação aos empreendimentos dentro do contexto do Projeto de Monitoramento de Praias da Bacia de Santos, executado em parte da costa brasileira (*ex.,* PMP-BS, 2019). Sugere-se a utilização de embarcações ou aeronaves não-tripuladas, com vistorias constantes em áreas de praias no continente e ilhas, assim como de planícies de maré onde as carcaças possam encalhar, sendo estas varreduras realizadas em período anterior, durante e posterior às ações de derrocagem. Deve-se levar em consideração na elaboração do protocolo a coleta de dados ambientais que permitem estabelecer modelos ecológicos de ocorrência das espécies e de influencia no encalhe das carcaças encontradas (*ex.,* fatores que influenciam na deriva de carcaças), assim como os protocolos para necropsia para avaliação de saúde e injúrias associadas a danos sonoros (ver orientações referentes à monitoramento sísmico; Silva *et al.,* 2020);

— **AP:** Realizar a necropsia e exames complementares, de todos os espécimes de mamíferos marinhos que venham a encalhar na região em que se realizará o procedimento de derrocagem, assim como de áreas costeiras adjacentes, durante e após o seu período de execução, a fim de avaliar possíveis injúrias físicas em estruturas e órgãos suscetíveis à impactos da explosão (*ex.,* sistema e aparato auditivo, respiratório, gastrointestinal e reprodutivo). Esta avaliação deverá ser realizada por médicos veterinários/profissionais especialistas e capacitados, para avaliação de bulas timpânicas e de outras estruturas com lesões sugestivas de interação com atividades antrópicas por meio de um protocolo previamente estabelecido e validado internacionalmente;

— **AP:** Monitorar e caracterizar acusticamente as atividades geradoras de ruídos rotineiros na área, assim como coletar as informações de parâmetros acústicos dos cetáceos, previamente à atividade de derrocamento. Ainda, executar monitoramento acústico com múltiplos instrumentos de mensuração, equivalentes em termos de precisão e capacidade de mensuração acústica, durante e após operação de derrocagem, possibilitando a integração dos resultados. Avaliar o conjunto de informações,

considerando para esta integração todos os dados disponíveis, inclusive pretéritos, para comparação e avaliação de possíveis alterações e impactos acústicos sobre populações locais de golfinhos costeiros;

— **AP:** Estabelecer um protocolo de monitoramento de tráfego de embarcações durante os procedimentos de derrocagem, realizando uma avaliação quanto a paisagem acústica local e evidenciando fatores de risco de colisões de golfinhos costeiros com embarcações, durante esse período;

— ***PR:*** Realizar anteriormente ao procedimento de derrocamento, levantamento dos dados disponíveis sobre as taxas de encalhe de mamíferos marinhos no litoral em questão, incluindo suas variações temporais, áreas de concentração de encalhes e principais causas de mortalidade associada;

— ***PR:*** Identificar equipamentos e elaborar métodos de avaliação da eficácia dos dispositivos a serem utilizados para o afastamento de mamíferos marinhos na área de derrocagem. Dispositivos tais como *pingers* normalmente são considerados para esta função, mas é de extrema importância ressaltar que apresentam ampla variação de tipo, frequência e energia dissipada, e para várias espécies, como é o caso do boto-cinza e a toninha, não existe histórico teste de efeitos e respostas. Ao considerar o uso destes dispositivos, as respostas comportamentais devem ser previamente avaliadas, considerando as características e capacidades acústicas das espécies, principalmente em relação à limiares de sensibilidade auditiva e potenciais comportamentos de atração ao ruído emitido;

— ***CO:*** Avaliar a dinâmica das relações sociais entre grupos e pares de mãe e filhote de golfinhos costeiros, anteriormente às atividades de derrocagem, a fim de estabelecer métodos e ações menos invasivos e de baixa interferência a comportamentos sociais e de cuidado parental; e assim monitorá-los durante e posteriormente às atividades de derrocagem, utilizando a dinâmica social como um fator indicador de alterações em resposta a impactos relacionados às atividades de derrocagem.

(B) Prevenção

— **AP:** Modelar previamente e avaliar durante a obra, a distância de propagação das ondas acústicas provocadas pelas explosões, levando em consideração as características geomorfológicas (batimetria, sedimento e topologia de fundo) e físico-químicas (correntes, marés, salinidade) do local, bem como o tipo e carga do explosivo a ser utilizado, em cenário distintos de variações pluviométricas, lunar e de marés. A partir destes modelos, é crucial o delineamento das áreas diretamente afetadas, de influência direta e indireta da propagação das ondas acústicas (áreas quentes). Com base neste delineamento, e considerando o potencial de uso de área e a dispersão dos golfinhos, assim como sensibilidade acústica, será possível estabelecer um raio prioritário (de segurança) a ser monitorado quanto à presença dos animais antes, durante e após as explosões (Figura 3). Caso seja detectada a presença de mamíferos marinhos dentro do raio de segurança, por monitoramento visual ou acústico (Monitoramento Acústico Passivo – MAP), em período anterior à execução da derrocagem, a continuidade do procedimento deve ser suspensa por período suficiente para que os animais saiam da área e não sejam mais detectados visual e acusticamente (Keevin & Hempen, 1997);

— ***PR:*** Maximizar o uso de atrasos entre as explosões individuais, criando explosões discretas, uma vez que tal procedimento visa reduzir a sobreposição de ondas sonoras e de pressão hidroacústica no meio, além de mostrar-se efetivo na redução da zona de influência (Baker, 2008);

— ***CO:*** Utilizar durante todo o evento de explosões, o método de "Cortina de bolhas" que auxilia na absorção dos choques e dos sons da explosão (Jefferson *et al.,* 2009; Würsig *et al.,* 2000).

(C) Mitigação

— **AP:** Com o intuito de minimizar e mitigar os impactos acústicos sobre os mamíferos marinhos durante as atividades de derrocagem devem ser adotados métodos não nocivos à fauna local, como o uso de Monitoramento Acústico Passivo (MAP). Esta ferramenta é complementar à observação visual realizada durante a execução da atividade de pesquisa sísmica, nos períodos noturno e diurno, e apresenta boa eficácia na detecção de mamíferos marinhos nas proximidades da área de atividade (Bittencourt *et al.,* 2018). O método é aplicado tanto quando há atividades geradoras de ruídos, como quando estas estão cessadas: durante os períodos dessas atividades, caso um cetáceo seja detectado pelo MAP até um raio de 500 metros ao redor da fonte de ruído, as atividades devem ser suspensas e apenas autorizadas a retornar após um período mínimo de 30 minutos para que ocorra o afastamento dos animais, que deverá ser confirmado pela ausência de detecções acústicas e visuais. No período sem execução de ruídos, o MAP pode ser utilizado para identificação dos parâmetros acústicos das espécies de cetáceos presentes e dos padrões de vocalização, assim como para auxiliar na caracterização da paisagem acústica regional. A técnica de mitigação utilizada em atividades sísmicas pode ser testada e aplicada para o monitoramento em atividades de derrocagem, assim como de outras atividades de interferência acústica (*ex.,* dragagem, uso de martelos para bate-estaca e outras obras costeiras);

— **AP:** Ainda, se utilizados dispositivos, como *pingers,* que gerem ruídos subaquáticos para o afugentamento da fauna, que suas características acústicas e amplitude de propagação sonora sejam

conhecidas, evidenciadas, e respeitem os valores de limiares acústicos para a geração de impactos sobre as espécies envolvidas (Lossent *et al.,* 2018; McCauley *et al.,* 2000). Faz-se necessário o teste prévio do método na área de interesse, por especialistas em bioacústica, para avaliar as respostas regionais obtidas aos cetáceos e demais espécies marinhas ameaçadas de extinção ou consideradas recursos pesqueiros, assim viabilizando a adequação da mitigação de impactos.

CONCLUSÃO

A partir da avaliação dos impactos potenciais e efetivos causados por explosões subaquáticas, como as provocadas pela derrocagem, e dos impactos cumulativos gerados por múltiplos estressores presentes nas áreas costeiras e de ocorrência do boto-cinza, é evidente a necessidade de avaliação e formalização legal de diretrizes com embasamento científico para orientar ações de monitoramento, prevenção e mitigação de impactos de derrocagem para populações de golfinhos costeiros em abrangência nacional. Também consideramos de extrema importância a análise integrada quanto aos demais procedimentos relacionados ao empreendimento total na área para a elaboração dessas ações. Um olhar sistêmico e estratégico quanto aos múltiplos processos de licenciamentos ambientais permite a identificação de efeitos cumulativos e a proposição de medidas de monitoramento e conservação com maior potencial de efetividade.

Algumas diretrizes foram estabelecidas no estado da Flórida, Estados Unidos e na Irlanda, para mitigar os impactos das explosões subaquáticas em relação a mamíferos marinhos (NPWS, 2014; U.S. Fish & Wildlife Service, 2006). No entanto, tais diretrizes possuem aspectos gerais, não especificando métodos a serem aplicadas, principalmente no monitoramento da presença dos animais na zona de impacto. Além disso, uma mera replicação dos guias utilizados nesses locais não seria garantia de efetividade nos ambientes costeiros brasileiros, devido tanto às divergências geomorfológicas da região quanto às biológicas e ecológicas das populações de golfinhos costeiros locais. As ações precisam partir de uma base técnica robusta e serem regionalizadas, principalmente considerando a realidade local de atividades antrópicas e vulnerabilidade atual das populações de golfinhos.

A compilação de conhecimento e os métodos aqui propostos trazem uma linha de base quanto à interferência das obras de derrocagem sobre os pequenos cetáceos e a dinâmica metodológica para avaliação e mitigação de impactos antes, durante e após as explosões e obras de derrocagem. Com enfoque aos botos-cinza na região sudeste e sul do Brasil, os quais estão expostos a múltiplas ameaças antropogênicas costeiras, a derrocagem é uma importante fonte aguda de impactos, a qual pode ter consequências agudas e crônicas na dinâmica populacional e saúde dos animais. A integração ciência-governança-empresas, principalmente fortalecendo a rede de especialistas locais, é essencial para aproximar a aplicação do conhecimento técnico nas tomadas de decisão e proposição de ações efetivas de conservação frente ao desenvolvimento econômico e de novos empreendimentos.

REFERÊNCIAS

Andrade LG, Lima IM, da Silva Macedo H, Carvalho RR, Lailson-Brito Jr J, Azevedo AF. 2015. Variation in Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) whistles: using a broadband recording system to analyze acoustic parameters in three areas of southeastern Brazil. Acta Ethologica 18: 47-57. http://doi.org/10.1007/s10211-014-0183-7.

Atkins S, Pillay N, Peddemors VM. 2004. Spatial distribution of Indo-pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*) at Richards Bay, South Africa. Environmental Aquatic Mammals 30(1): 84-93. http://doi.org/10.1578/AM.30.1.2004.84.

Azevedo AF, Carvalho RR, Kajin M, Van Sluys M, Bisi TL, Cunha HA, Brito Jr JL. 2017. The first confirmed decline of a delphinid population from Brazilian waters: 2000-2015 abundance of *Sotalia guianensis* in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. Ecological Indicators 79: 1-10. http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.045.

Azevedo AF, Oliveira AM, Viana SC, Van Sluys M. 2007. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 87(1): 201-205. http://doi.org/10.1017/S0025315407054422.

Baker K. 2008. Assessment and mitigation of marine explosives: guidance for protected species in the Southeast U.S. Disponível em: https://www.doi.gov/sites/doi.gov/files/migrated/deepwaterhorizon/adminrecord/upload/Draft-Assessment-and-Mitigation-of-Marine-Explosives-Guidance-for-Protected-Species-in-the-Southeast-U-S-Version-1-prepared-by-Kyle-Baker-NMFS-February-2008.pdf. Acessado em: 13 de maio de 2020.

Bittencourt L, Lima IMS S, Andrade lG, Carvalho RR, Bisi TL, Brito Jr JL, Azevedo AF. 2017. Underwater noise in an impacted environment can affect Guiana dolphin communication. Marine Pollution Bulletin 114(2): 1130-134. http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.10.037.

Bittencourt L, Soares-Filho W, Lima IMS, Pai S, Brito Jr JL, Barreira LM, Azevedo FA, Guerra LAA. 2018. Mapping cetacean sounds using a passive acoustic monitoring system towed by an autonomous Wave Glider in the Southwestern Atlantic Ocean. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 142: 58-68. http://doi.org/10.1016/j.dsr.2018.10.006.

Chen B, Zheng D, Zhai F, Xu X, Sun P, Wang Q, Yang G. 2008. Abundance, distribution and conservation of Chinese white dolphins (*Sousa chinensis*) in Xiamen, China. Mammalian Biology 73(2): 156-164. http://doi.org/10.1016/j.mambio.2006.12.002.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1997. Resolução № 237. Versão 1997.1. Disponível em: http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html. Acessado em: 13 de maio de 2020.

Cremer MJ, Hardt FA, Tonello-Júnior AJ, Simões-Lopes PC. 2011. Distribution and status of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga bay, Southern Brazil. Zoological Studies 50(3): 327-337.

Cremer MJ, Holz AC, Sartori CM, Schulze B, Paitach RL, Simões-Lopes PC. 2018. Behavior and ecology of endangered species living together: long-term monitoring of resident sympatric dolphin populations. Pp. 321-366, In: Rossi-Santos M, Finkl C (Eds), Advances in marine vertebrate research in Latin America. Coastal Research Library, Springer, Cham. http://doi.org/10.1007/978-3-319-56985-7_17.

Cremer MJ, Simões-Lopes PC, Pires JSR. 2008. Distribution, abundance and density estimates of franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga bay, southern Brazil. Revista Brasileira de Zoologia 25(3): 397-402. http://doi.org/10.1590/S0101-81752008000300003.

Cremer MJ, Simões-Lopes PC, Pires JSR. 2009. Occupation pattern of a harbor inlet by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (PJ Van Bénéden, 1864) (Cetacea, Delphinidae). Brazilian Archives of

Biology and Technology 52(3): 765-774. http://doi.org/10.1590/S1516-89132009000300029.

Danil K, Leger ST, Judy A. 2011. Seabird and dolphin mortality associated with underwater detonation exercises. Marine Technology Society 45(6): 89-95. http://doi.org/10.4031/MTSJ.45.6.5.

Daura-Jorge FG, Ingram SN, Simões-Lopes PC. 2012. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. Marine Mammal Science 29(2): 293-311. http://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2012.00571.x.

Deconto LS, Monteiro-Filho ELA. 2013. High initial and minimum frequencies of *Sotalia guianensis* whistles in the southeast and south of Brazil. Journal of the Acoustical Society of America 134: 3899-3904. http://doi.org/10.1121/1.4823845.

Deconto LS. 2018. Importância e Influência de fatores ambientais na propagação de sons de *Sotalia guianensis* (Van Bénéden, 1864). Tese de Doutorado em Zoologia, Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

Domiciano IG, Domit C, Broadhurst MK, Koch MS, Bracarense APF. 2016. Assessing disease and mortality among small cetaceans stranded at a world heritage site in southern Brazil. PloS One 11(2): e0149295. http://doi.org/10.1371/journal.pone.0149295.

Domit C, Filla GF, Guebert FM, Rosa L, Monteiro-Filho ELA. 2009. Planos de Conservação para o boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Benédén, 1864). Pp. 13-33, In: Instituto Ambiental do Paraná (Org.), Plano de Conservação para Tetrápodes Marinhos no Paraná, IAP/Projeto Paraná Biodiversidade, Curitiba.

Erbe C, Reichmuth C, Cunningham K, Lucke K, Dooling R. 2016. Communication masking in marine mammals: A review and research strategy. Marine Pollution Bulletin 103(1): 15-38. http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.

Espécie MDA, Tardin RH, Simão SM. 2010. Degrees of residence of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Ilha Grande Bay, south-eastern Brazil: a preliminary assessment. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 90(8): 1633-1639. http://doi.org/10.1017/S0025315410001256.

Filla GF, Monteiro-Filho ELA. 2008. Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays on the coast of Parana State, south of Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingston 89: 985-993. http://doi.org/10.1017/S0025315409002926.

Flach L, Flach PA, Chiarello AG. 2008. Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. Marine Mammal Science 24(3): 503-515. http://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2008.00198.x.

Flores PAC, Vera MFS, Fettuccia, DC. 2018. Tucuxi and Guiana Dolphin – *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis.* Pp. 1188-1192, In: Perrin WF, Würsig B, Thewissen JGM (Eds.) Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, Amsterdam. http://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00264-8.

Fruet PF, Daura-Jorge FG, Möller LM, Genoves RC, Secchi ER. 2015. Abundance and demography of bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary in the Southwestern Atlantic Ocean. Journal of Mammalogy 96(2): 332-343. http://doi.org/10.1093/jmammal/gyv035.

Hardt FAS, Cremer MJ, Tonello Jr AJ, Simões-Lopes PCA. 2010. Residence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga Bay, south coast of Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals 8(1-2): 117-121. http://doi.org/10.5597/lajam00160.

Hildebrand J. 2004. Sources of anthropogenic noise in the marine environment. Technical report, report to the policy on sound and marine mammals: an international workshop. U.S. Marine Mammal Commission and Joint Nature Conservation Committee, UK. London, England.

Hildebrand JA. 2005. Impacts of anthropogenic sound. Pp. 101-124, In: Reynolds III JE, Perrin WF, Reeves RR, Montgomery S, Ragen TJ (Eds.), Marine Mammal Research: Conservation Beyond Crisis. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.

Holz AC, Schulze B, Dias CP, Cremer MJ. 2010. Efeito da poluição sonora sobre o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Babitonga. In: Anais de Resumos – 6º Seminário Integrado de Ensino, Pesquisa e Extensão. 6º Seminário Integrado de Ensino, Pesquisa e Extensão – UNIVILLE, Joinville.

IUCN. 2020. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2020.1. Disponível em: http://www.iucnredlist.org. Acessado em: 13 de maio de 2020.

Jefferson TA, Hung SA, Wursig B. 2009. Protecting small cetaceans from coastal development: Impact assessment and mitigation experience in Hong Kong. Marine Policy 33(2): 305-3011. http://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.07.011.

Keevin TM, Hempen GL. 1997. The environmental effects of underwater explosions with methods to mitigate impacts. Manual. Missouri, United States of America.

Lossent J, Lejart M, Folegot T, Clorennec D, Lorio L, Gervaise C. 2018. Underwater operational noise level emitted by a tidal current turbine and its potential impact on marine fauna. Marine Pollution Bulletin 141(5): 323-334.

Martins DTL, Rossi-Santos MR, Lima FJ. 2008. Effects of anthropogenic noise on the acoustic behaviour of *Sotalia guianensis* (Van Bénéden, 1864) in Pipa, North-eastern Brazil. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 98(2): 215-222. http://doi.org/10.1017/S0025315416001338.

Mccauley RD, Fewtrell J, Duncan AJ, Jenner C, Jenner M, Penrose JD, Prince RIT, Adhitya A, Murdoch J, Mccabe K. 2000. Marine seismic surveys – a study of environmental implications. APPEA Journal 40(8): 692-708. http://doi.org/10.1071/AJ99048.

Merchant ND, Andersson MH, Box T, Le Courtois F, Cronin D, Holdsworth N, Kinneging N, Mendes S, Merck T, Mouat J, Norro AMJ, Ollivier B, Pinto C, Stamp P, Tougaard J. 2020. Impulsive noise pollution in the Northeast Atlantic: Reported activity during 2015-2017. Marine Pollution Bulletin 152: 110951. http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110951.

Moore SE. 2008. Marine mammals as ecosystem sentinels. Journal of Mammalogy 89(3): 534-540. http://doi.org/10.1644/07-MAMM-S-312R1.1.

Moura JF, Pivari D, Pagliani B. 2019. Environmental factors related to group size and habitat use of Guiana dolphins from São Marcos Bay, Amazon coast. Tropical Ecology 60: 426-432. http://doi.org/10.1007/s42965-019-00041-0.

Ng SL, Leung S. 2003. Behavioral response of Indo-Pacific humpback dolphin (*Sousa chinensis*) to vessel traffic. Marine Environment Research 56(5): 555-567. http://doi.org/10.1016/S0141-1136(03)00041-2.

Nowacek DP, Thorne LH, Johnston DW, Tyack PL. 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. Mammal Review 37(2): 81-115. http://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2007.00104.x.

NPWS – National Parks & Wildlife Service of Ireland. 2014. Guidance to manage the risk to marine mammals from man-made sound sources in irish waters. Disponível em: www.npws.ie/sites/default/files/general/Underwater%20sound%20guidance_Jan%202014.pdf. Acessado em: 06 de novembro de 2020.

Oliveira LV, Monteiro-Filho ELA. 2008. Individual identification and habitat use of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Cananéia, south-eastern Brazil, using video images. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 88(6): 1199-1205. http://doi.org/10.1017/S0025315408000398.

Pais FS, Prado RS, Rossi-Santos MR, Wedekin LL, Silva FJL, Monteiro-Filho ELA, Leao DTM. 2018. Anthropogenic noise and Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Brazil: Ecological and conservation concerns. Pp. 321-366, In: Rossi-Santos MR, Finkl CW (Eds.), Advances in marine vertebrate research in Latin America – Technological Innovation and Conservation, Springer, Switzerland. http://doi.org/10.1007/978-3-319-56985-7_13.

PAN/ICMBio – Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos: cetáceos marinhos. 2019. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, Brasília.

Parks SE, Urazghildiiev I, Clark CW. 2009. Variability in ambient noise levels and call parameters of North Atlantic right whales in three habitat areas. Journal of the Acoustical Society of America 125(2): 1230-239. http://doi.org/10.1121/1.3050282.

PMP-BS – Projeto Monitoramento de Praias da Bacia de Santos. 2019. Projeto Executivo Integrado do PMP-BS. Petrobrás. Disponível em: www.comunicabaciadesantos.com.br/sites/default/files/Projeto_Executivo_Monitoramento_Praias_Integrado.pdf. Acessado em: 06 de novembro de 2020.

Richardson WJ, Greene CR, Malme CI, Thomson DH. 1995. Marine mammals and noise. Academic Press, Salt Lake City.

Santos MCO, Oshima JEF, Pacífico ES, Silva E. 2010. Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the Paranaguá Estuarine Complex: insights on the use of area

based on the photo-identification technique. Sociedade Brasileira de Zoologia 27(3): 324-330. http://doi.org/10.1590/S1984-46c702010000300002.

Santos MCO, Rosso S. 2007. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia Estuary, southeastern Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals 6(1): 71-82. http://doi.org/10.5597/lajam00110.

Santos ME, Couchinho MN, Rita Luís A, Gonçalves EJ. 2010. Monitoring underwater explosions in the habitat of resident bottlenose dolphins. The Journal of the Acoustical Society of America 128(6): 3805-3808. http://doi.org/10.1121/1.3506378.

Silva CE, Tonetti EL, Krelling AP. 2015. A expansão urbana sobre manguezais no município de Paranaguá: O caso dos bairros Jardim Iguaçu e Vila Marinho. Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades 3(14): 92-111. http://doi.org/10.17271/2318847231420 15939.

Silva FJL, Farias DSD, Bomfim AC, Gavilan AS, Attademo FLN, Fragoso ABL, Revôredo RA, Cavalcante RMS, Luna FO. 2020. Protocolo sobre diagnóstico dos efeitos da pesquisa sísmica em mamíferos aquáticos. MMA/ICMBIO, Brasília.

Southall BL, Bowles AE, Ellison WT, Finneran J J, Gentry RL, Greene CR, Kastak D, Ketten DR, Miller JH, Nachtigall PE, Richardson WJ, Thomas JA, Tyack PL. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: Initial Scientific recommendations. Bioacustic 17(1-3): 273-275. http://doi.org/10.1080/09524622.2008.9753846.

U.S. Fish & Wildlife Service. 2006. Guidelines for the protection of marine animals during the use of explosives in the waters of the State of Florida. Disponível em: www.fws.gov/verobeach/MammalsPDFs/FloridaBlastingGuidelinesMay2006draft.pdf. Acessado em: 06 de novembro de 2020.

Van Bressem MF, Raga JA, Di Guardo G, Jepson PD, Duignan PJ, Siebert U, Barrett T, Santos MCO, Moreno IB, Siciliano S, Aguilar A, Waerebeek KV. 2009. Emerging infectious diseases in cetaceans worldwide and the possible role of environmental stressors. Diseases of Aquatic Organisms 86(2): 143-157. http://doi.org/10.3354/dao02101.

Viada ST, Hammer RM, Racca R, Hannay D, Thompson MJ, Balcom BJ, Phillips NW. 2008. Review of potential impacts to sea turtles from underwater explosive removal of offshore structures. Environmental Impact Assessment Review 28(4-5): 267-285. http://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.05.010.

Wedekin LL, Daura-Jorge FG, Rossi-Santos MR, Simões-Lopes PC. 2008. Notas sobre a distribuição, tamanho de grupo e comportamento do golfinho *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae) na Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. Biota Neotropica 8(4): 0-0. http://doi.org/10.1590/S1676-06032008000400023.

Wickert JC, Von Eye SM, Oliveira LR, Moreno IB. 2016. Revalidation of Tursiops gephyreus Lahille, 1908 (Cetartiodactyla: Delphinidae) from the southwestern Atlantic Ocean, Journal of Mammalogy 97(6): 1728-1737. http://doi.org/10.1093/jmammal/gyw139.

Williams R, Erbe C, Ashe E, Beerman A, Smith J. 2014. Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: A dose-response study. Marine Pollution Bulletin 79(1-2): 254-260. http://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.004.

Wright AJ, Kyhn LA. 2014. Practical management of cumulative anthropogenic impacts with working marine examples. Conservation Biology 29(2): 333-340. http://doi.org/10.1111/cobi.12425.

Würsig B, Greene C, Jefferson T. 2000. Development of an Air Bubble Curtain to Reduce Underwater Noise of Percussive Piling. Marine Environmental Research 49(1): 79-93. http://doi.org/10.1016/S0141-1136(99)00050-1.

Submetido em: 15/maio/2020
Aceito em: 10/novembro/2020

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 146-153, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

ENSAIOS

Predição de impactos na fauna: uma proposta para aprimorar estudos de impacto ambiental

Fernanda Z. Teixeira[1,2,§], Larissa Oliveira Gonçalves[1,§,*], Barbara Zucatti[1,2,§], Larissa Donida Biasotto[1,2], Isabel Salgueiro Lermen[1,2], Gabriela Schuck de Oliveira[1,2], Ingridi Camboim Franceschi[1,2], Talita Menger[1,2,3], Douglas de Oliveira Berto[1], Bibiana Terra Dasoler[1,2], Andreas Kindel[1,2]

[1] *Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF), Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.*
[2] *Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.*
[3] *Precisa Consultoria Ambiental, Porto Alegre, Brasil.*
[§] *A primeira autoria é compartilhada entre as três primeiras autoras.*
[*] *Autor para correspondência: larissa.oligon@gmail.com*

Resumo: O processo de licenciamento ambiental vem sendo continuamente qualificado ao longo das últimas décadas, entretanto, ainda há inúmeras críticas sobre sua qualidade e efetividade. Há diversas propostas de novas abordagens para aumentar a qualidade dos Estudos de Impacto Ambiental (EIAs), objetivando fortalecer as avaliações de impacto e as decisões a serem tomadas no licenciamento. Uma das críticas mais recorrentes aos estudos é a ausência de perguntas orientadoras sobre os impactos à fauna silvestre e a irrelevância das informações coletadas para a tomada de decisão sobre a viabilidade dos empreendimentos. Identificamos algumas dúvidas recorrentes de diferentes agentes envolvidos no âmbito do licenciamento ambiental sobre como reverter as críticas à qualidade dos estudos em relação à fauna. Neste ensaio sugerimos novas práticas para a construção dos EIAs amparadas pelas leis ambientais vigentes. Refletindo sobre a forma como os estudos ambientais são planejados e executados, respondemos às perguntas: (1) "Saber quais espécies ocorrem em um local é suficiente para avaliar os impactos de um empreendimento?", (2) "Como ir além do inventário de espécies para avaliar os impactos de um empreendimento sobre a fauna?" e (3) "Como propor novas abordagens para os estudos de impacto ambiental?". Recomendamos que, ao invés de amostrar espécies exaustivamente, os EIAs deveriam focar nos impactos prioritários do empreendimento e predizê-los para organismos indicadores de qualidade ambiental selecionados. Propomos uma inversão das prioridades: o inventário não é um objetivo, mas sim uma consequência para realizar um prognóstico dos impactos sobre os valores de biodiversidade.

Palavras-Chave: Avaliação de Impacto Ambiental; Diagnóstico ambiental; Espécies indicadoras; Licenciamento Ambiental; Prognóstico ambiental.

Abstract: Prediction of impacts on wildlife: a proposal to improve Environmental Impact Studies. The environmental licensing process has continuously improved over the last decades, however, there are still many critiques regarding its quality and effectiveness. Several new approaches are being proposed to improve Environmental Impact Studies (EIS) and to strengthen impact assessments, and therefore, decision making. A frequent criticism concerning the EIS is the lack of guiding questions about the impacts on wildlife and the irrelevance of the information gathered for the decision making about the facilities' environmental viability. We identified some questions or concerns coming from different stakeholders engaged in the environmental licensing about how to revert the criticism on EIS quality. In this essay, we suggest new insights for developing EIS supported by the current environmental legislation. In order to reframe the way environmental studies are planned and performed, we answered the following questions: (1) "Is a list of species from a site enough to assess the impacts of facilities?", (2) "How to go beyond the species inventory to assess the impacts of a facility on wildlife?" and (3) "How to propose new approaches for the environmental impacts studies?". We recommended that, instead of sampling species exhaustively, EIS should focus on the priority impacts from each facility and predict them for a set of carefully selected indicator organisms of environmental quality. What we propose is an inversion in the priorities: the species inventory should not be a goal, but a means or a consequence to do a prognosis of the impacts on the values of biodiversity.

Key-Words: Baseline studies; Environmental Impact Assessment; Environmental Licensing; Environmental Prognosis; Target species.

INTRODUÇÃO

O licenciamento ambiental é uma oportunidade de prevenir e remediar os impactos de diferentes empreendimentos sobre a biodiversidade (Partidário *et al.,* 2012). É um instrumento com amparo legal na Política Nacional de Meio Ambiente (Brasil, 1981) e em um amplo conjunto de outros marcos legais de âmbito federal e estadual (Brasil, 2016). Entretanto, o licenciamento tem sido alvo de inúmeras críticas quanto a sua qualidade e efetividade, tanto no Brasil (Fernández *et al.,* 2018) quanto em outros países (Atkinson *et al.,* 2000; Gontier *et al.,* 2006; Khera & Kumar, 2010). Especificamente com relação às avaliações dos impactos sobre a biodiversidade, há críticas referentes a importantes limitações técnicas nos estudos de fauna no licenciamento, incluindo a ausência de perguntas orientadoras e a irrelevância das informações coletadas para a tomada de decisão (Ferraz, 2012; Dias *et al.,* 2019). Outra limitação dos estudos ambientais do licenciamento apontada na literatura é a ausência de indicadores mensuráveis e predições quantitativas dos impactos (Geneletti, 2006).

Uma forma de contornar essas limitações é a aplicação dos princípios e boas práticas publicados pela Associação Internacional de Avaliação de Impacto, que sustentam que os estudos ambientais devem ser desenhados de forma a gerar informações suficientes para uma avaliação dos impactos baseada em evidências (Brownlie & Treweek, 2018). No contexto da fauna, que será o foco deste ensaio, isso significa que precisamos nos deslocar de uma abordagem exaustiva, em que o principal foco é a enumeração das espécies que ocorrem em um local, para uma abordagem dirigida, voltada a avaliar e predizer os impactos que poderão ocorrer caso o empreendimento seja implantado (Mandelik *et al.,* 2005a).

Nos últimos anos, nós estivemos trabalhando com novas abordagens buscando aumentar a qualidade dos Estudos de Impacto Ambiental (EIAs) e visando fortalecer a relevância da informação gerada nas avaliações de impacto para as decisões a serem tomadas no licenciamento. Nosso foco tem sido principalmente em infraestruturas viárias (Teixeira *et al.,* 2016; Freitas *et al.,* 2017; Kindel *et al.,* 2017a, 2017b), mas também em parques eólicos (Pereira *et al.,* 2017) e linhas de transmissão (Biasotto & Kindel, 2018). Durante esta trajetória, identificamos algumas indagações recorrentemente manifestadas por consultores ambientais, analistas dos órgãos ambientais, empreendedores e acadêmicos acerca dos conteúdos e procedimentos que deveriam ser contemplados para melhorar a qualidade dos estudos.

Neste ensaio, exploramos alguns destes questionamentos, apresentando reflexões sobre abordagens que poderiam ser implementadas no licenciamento ambiental para direcionar algumas das mudanças desejadas na qualidade e na efetividade deste processo. Entendemos por qualidade da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) a elaboração de estudos bem executados (*sensu* Lawrence, 1997), e a efetividade como a geração de informações relevantes no estudo e por isso utilizadas para a tomada de decisão (*sensu* Lawrence, 1997). Concentramos essa reflexão nos estudos da fauna elaborados para a solicitação de Licença Prévia (LP) de empreendimentos e focamos na mensuração dos impactos negativos. Entretanto, os argumentos e exemplos aqui apresentados podem ser adaptados e aplicados a outros componentes além da fauna aquática e/ou terrestre, bem como a outras fases do licenciamento e aos impactos positivos, independente das espécies ou grupos de organismos selecionados como indicadores, como explicaremos mais adiante.

Antes de avançarmos, contudo, é importante esclarecermos um aspecto frequentemente renegado ou esquecido: as informações a serem coletadas no estudo ambiental devem estar atreladas às decisões a serem tomadas (Weston, 2000). Na fase de LP, o objetivo não deve ser coletar dados de referência para serem comparados com as condições após a emissão da Licença de Operação. Isso deve ser preocupação de estudos elaborados para solicitação da Licença de Instalação, seguindo orientações dos estudos gerados na fase de LP e descritos no Projeto ou Plano Básico Ambiental (Brasil, 2016). Na fase de LP, o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) deveria subsidiar a decisão sobre quais alterações ambientais a serem causadas pelo empreendimento são inadmissíveis e se poderiam levar ao indeferimento da sua licença. Portanto, para determinar o que deve ser incluído no estudo, precisamos saber quais informações são necessárias para avaliar a viabilidade ambiental de um empreendimento. Esse direcionamento nos ajuda a definir quais variáveis devem ser medidas no diagnóstico e no prognóstico da condição ambiental na ausência e na presença do empreendimento. Esses dois elementos são fundamentais nos estudos ambientais na fase de LP (CONAMA, 1986). O diagnóstico deve apresentar uma caracterização das condições atuais da área de estudo, enquanto o prognóstico deve confrontar essa condição ambiental atual com os cenários futuros do empreendimento instalado e suas alternativas. Mesmo que o uso de abordagens quantitativas por si só não garanta a qualidade do estudo, o diagnóstico e o prognóstico deveriam ser suportados por evidências mensuráveis, sempre que possível.

Além de focar os estudos nas decisões de manejo a serem tomadas, é fundamental também uma inversão na estrutura lógica de planejamento do diagnóstico ambiental. Qualquer amostragem biológica, no contexto do licenciamento, deveria começar com a identificação preliminar dos prováveis impactos advindos da implantação do empreendimento (Ferraz, 2012) (Figura 1). A literatura científica é repleta de evidências sobre os impactos da grande maioria dos empreendimentos (*e.g.,* Rosenberg *et al.,* 1997; Trombulak & Frissell 2000; Saidur *et al.,* 2011; Borda-de-Água *et al.,* 2017; Biasotto & Kindel 2018). Com frequência, a avaliação de todos os impactos não é alcançável, mas a partir da identificação preliminar dos prováveis impactos é possível criar uma lista de impactos prioritários, que deverão ser considerados nesta etapa (Ferraz, 2012) (Figura 1). Definidos os impactos prioritários, devemos planejar o diagnóstico ambiental com foco na obtenção de informações

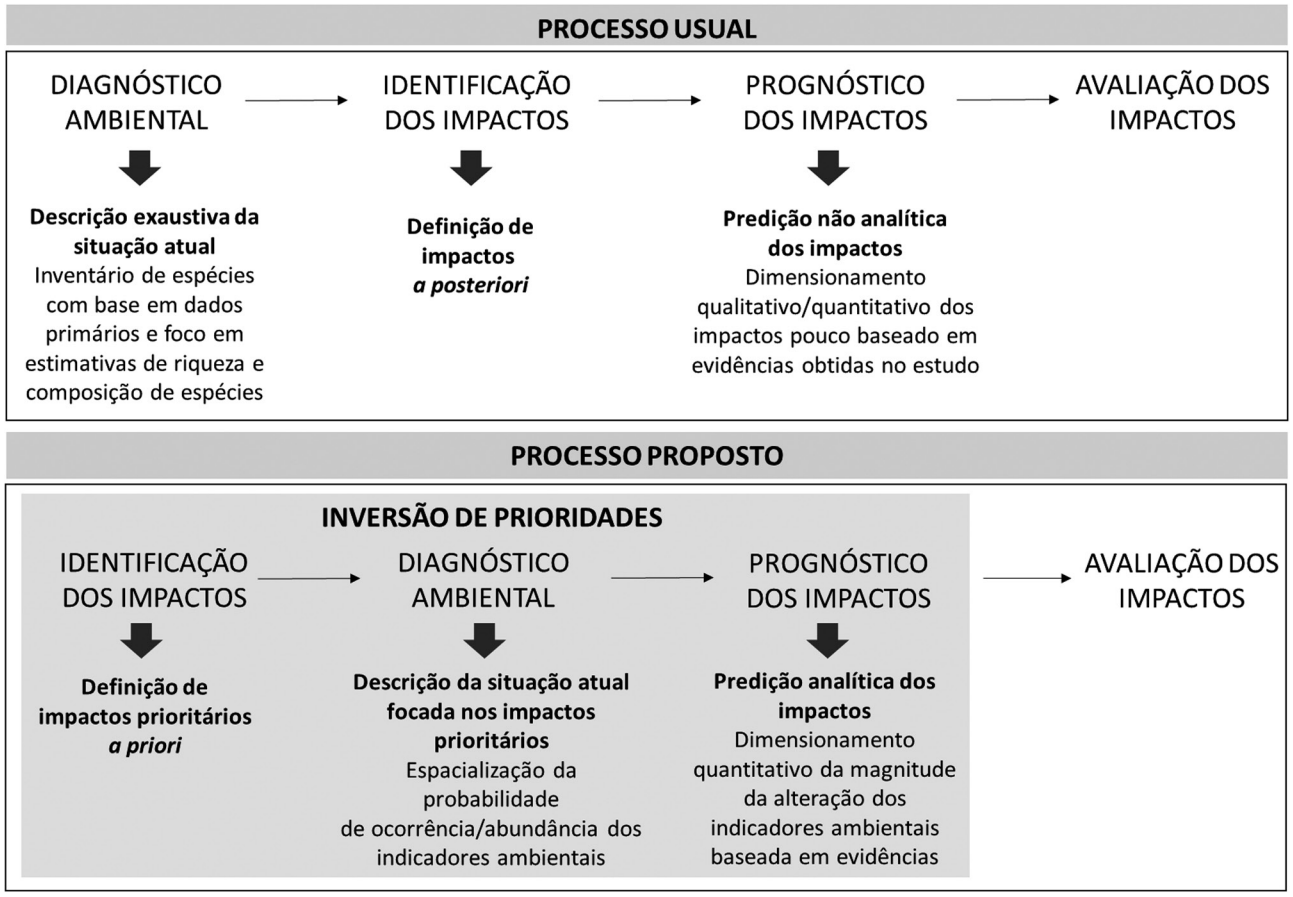


Figura 1: Proposta de inversão das prioridades nas etapas do processo de elaboração dos Estudos de Impacto Ambiental. No processo proposto (inferior), o conteúdo a ser incluído no diagnóstico ambiental é pautado pela identificação *a priori* dos impactos e deve ser visto como um meio ou uma consequência para realizar um prognóstico dos impactos sobre os valores de biodiversidade, diferentemente do que tem sido praticado no processo usual (superior). Os quadros abaixo das etapas exemplificam as atividades essenciais de cada uma delas.

mensuráveis dos valores de biodiversidade que poderão ser afetados por esses impactos. Isso permitirá, na etapa de prognóstico, predizer não somente se um impacto acontecerá, mas estimar com qual intensidade afetará os valores de biodiversidade a serem protegidos. Valores de biodiversidade podem ser entendidos como espécies, habitats, ecossistemas, ou ainda serviços ecossistêmicos de interesse a serem avaliados na Avaliação de Impacto Ambiental (Gullison *et al.,* 2015).

Saber quais espécies ocorrem em um local é suficiente para avaliar os impactos de um empreendimento?

Em geral, os consultores acreditam que devem obter, em qualquer contexto, o máximo possível da informação biológica da área em que o empreendimento será instalado (Ross *et al.,* 2006). Mesmo que os tipos de empreendimento e, por conseguinte, os impactos, sejam diferentes entre si, o foco do diagnóstico no licenciamento tem sido excessivamente voltado para o inventário das espécies de um determinado local, com base na coleta de dados primários.

Entretanto, qual informação sobre a dimensão dos impactos de um empreendimento pode ser obtida apenas com a lista de espécies? Ou ainda, que decisão sobre a viabilidade ambiental do empreendimento pode ser tomada diretamente com essa informação? Por exemplo, é possível saber o que vai acontecer com a distribuição ou a abundância de mamíferos em resposta à construção e enchimento de uma barragem sabendo somente quais espécies ocorrem, ou potencialmente ocorrem, na área? A resposta a essa pergunta é sempre não. A elaboração de listas de espécies nos fornece apenas a informação de quais são as espécies que foram encontradas na área do empreendimento, não informando como os impactos do empreendimento afetarão os valores de biodiversidade e, portanto, não permite avaliar se o empreendimento é viável ou não. Por isso, deveríamos deixar de investir um enorme esforço (tanto em tempo e recursos financeiros, quanto em extensão do espaço dentro do estudo) em amostragens de campo focadas apenas na elaboração de listas de espécies e na redação de centenas de páginas, sendo a maior parte delas com informações irrelevantes para o dimensionamento dos impactos e para a tomada de decisão (Dias *et al.,* 2017; Fernández *et al.,* 2018).

Em um contexto de LP, a magnitude dos impactos deve ser avaliada para que se possa decidir se um empreendimento é viável ou não. Surpreendentemente, a lista de espécies baseada na coleta de dados primários é uma das informações mais comuns em EIAs no Brasil (Scherer, 2011; Freitas *et al.,* 2017), acompanhada de derivações como riqueza ou outra forma de representação da diversidade de espécies para alguns pontos amostrais na área de estudo. Isso ocorre independentemente do

tipo de empreendimento ou grupo faunístico avaliado. A rigor, essa informação, na maioria dos casos, é insuficiente para a tomada de decisão, pois a lista de espécies do local não informa como o empreendimento afetará os valores de biodiversidade e, portanto, não permite avaliar se o empreendimento é viável ou não. Mesmo a indicação da presença de espécies ameaçadas, raras ou ainda não descritas não é evidência suficiente para avaliar a viabilidade de um empreendimento, se não avaliarmos como elas serão afetadas.

O que precisamos saber é o que acontecerá com as espécies que ocorrem no local com e sem a implantação do empreendimento, e também considerando diferentes alternativas tecnológicas e locacionais que evitem, minimizem ou recuperem os potenciais impactos (Ekstrom *et al.,* 2015; Arlidge *et al.,* 2018). É imperativo, portanto, que sejamos capazes de fazer um prognóstico que sobreponha a condição ambiental atual da área aos cenários futuros com o empreendimento e suas alternativas (confrontando-as com a hipótese de não execução do projeto) para que se possa avaliar a dimensão e a aceitabilidade dos impactos.

Ao criticarmos a realização de inventários com base na coleta de dados primários, não estamos dizendo que o diagnóstico da situação atual da área é irrelevante ou que não são necessárias amostragens em campo. Nosso propósito é dissociar esse tipo de inventário de fauna como elemento fundamental do diagnóstico ambiental, o que pode ser contraintuitivo para muitos. Afinal, pode parecer óbvio que uma área com maior riqueza, ou ainda, com mais espécies raras e/ou ameaçadas, tem maior relevância ambiental do que outra. Todavia, essas medidas de composição e riqueza não permitem, ou tornam complexo, predizer quantitativamente a magnitude da alteração ambiental decorrente da implantação do empreendimento. Não conseguiremos avaliar se os impactos são aceitáveis ou não dessa forma. É importante esclarecer que neste ensaio, por conveniência e para simplificar o texto, utilizamos o termo magnitude para representar a quantidade de mudança nas condições ambientais, podendo ser dimensionado como a abrangência espacial, a intensidade/severidade, a duração ou uma combinação dessas medidas.

Como ir além do inventário de espécies para avaliar os impactos de um empreendimento sobre a fauna?

Atualmente, há um desequilíbrio entre a parte de diagnóstico dos estudos e a parte de prognóstico dos impactos. Além de ser investido um esforço muito maior para a elaboração do diagnóstico, normalmente, o prognóstico dos impactos está desconectado deste diagnóstico (Freitas *et al.,* 2017), o que pode ser o resultado da falta de diálogo entre os profissionais envolvidos em cada parte do estudo. Para mudar esse cenário e aumentar a efetividade do licenciamento, é preciso um direcionamento na coleta de dados, relacionando o estudo a ser realizado aos prováveis impactos do empreendimento previsto.

Como no licenciamento ambiental os diagnósticos são compostos principalmente por inventários de fauna, é importante aqui fazer uma pequena diferenciação sobre o que entendemos ser um inventário de fauna e um diagnóstico ambiental. Os inventários de fauna são dados coletados em campo que visam identificar o maior número possível de espécies em uma região, resultando em uma lista de espécies com ocorrência confirmada e no cálculo de índices de diversidade. Entretanto, diferentemente de uma lista de espécies, o diagnóstico ambiental é a caracterização da qualidade ambiental atual de uma determinada área, fornecendo conhecimento suficiente sobre os meios físico, biológico e socioeconômico. Essa etapa é fundamental para que possa ser feito um prognóstico dos impactos que devem ocorrer com a implantação de um empreendimento para subsidiar a tomada de decisão sobre a sua viabilidade ambiental (CONAMA 001/86).

O caminho mais óbvio para obter um prognóstico da magnitude dos impactos é saber em que medida a abrangência espacial desses impactos se sobrepõe com a ocorrência e/ou abundância dos valores de biodiversidade na área de influência do empreendimento. Todos os impactos, de qualquer empreendimento, se expressam em uma área de abrangência. Processos de degradação ambiental, como contaminação química e física, espécies invasoras e atividades ilegais de extração animal e vegetal, por exemplo, podem ser mapeados e ter sua extensão estimada com base em modelos preditivos ou simulações (*e.g.,* Helldin *et al.,* 2013). O mesmo vale para atividades dos empreendimentos que implicam em perda de habitat, comprometimento da permeabilidade da paisagem ou mesmo mortalidade direta da fauna.

Com a sobreposição de mapas de ocorrência dos impactos e dos valores de biodiversidade saberemos qual proporção da área de ocorrência de um valor de biodiversidade na área de estudo será afetada com a implantação do empreendimento. Essas medidas quantitativas são comparáveis entre diferentes impactos ou entre diferentes alternativas tecnológicas e locacionais para o mesmo empreendimento. Essas medidas são também mais compreensíveis e objetivas para avaliar se as mudanças decorrentes do empreendimento serão aceitáveis da perspectiva ambiental. Porém, não é necessário e tampouco possível mapear a ocorrência potencial e/ou a abundância para todas as espécies e, portanto, uma abordagem alternativa é utilizar organismos indicadores (Byron, 1999; Rempel *et al.,* 2004; Ferguson, 2019).

Os organismos indicadores podem ser definidos a partir de diferentes critérios: como um conjunto de espécies com as mesmas características ecológicas, não sendo obrigatória uma relação taxonômica próxima, ou como um conjunto de organismos que compartilham o mesmo habitat, ou ainda, que tenham alguma sensibilidade em comum (Heink & Kowarik, 2010; Siddig *et al.,* 2016). No contexto de um estudo ambiental, os organismos indicadores deveriam ser espécies que tenham alta disponibilidade e que sejam fáceis de amostrar para que se tenha um conjunto de dados suficiente para a

estimativa da magnitude dos impactos. Para a seleção dos organismos indicadores existem diferentes métodos que podem auxiliar na escolha (*e.g.,* Pérez-García *et al.,* 2016). O objetivo nessa abordagem de organismos indicadores é selecionar um grupo de espécies que possam ser estudadas com maior detalhe e que permitam inferir sobre como outras espécies ou outros valores de biodiversidade responderão aos impactos do empreendimento (Siddig *et al.,* 2016; Ferguson, 2019). Ao invés de investir recursos para identificar o máximo de espécies que ocorrem em um local, é possível realizar um diagnóstico focado em avaliar o uso do espaço ou a abundância dos indicadores e predizer como esses padrões podem ser afetados pela implantação do empreendimento.

Não é necessário realizar um inventário de fauna com coleta de dados primários na área para sabermos quais são as possíveis espécies que podemos escolher como indicadoras. Dissociar os inventários de fauna com base em dados primários como parte do diagnóstico ambiental no processo de licenciamento não é uma tarefa óbvia, mas, para esse contexto, existem outras formas mais eficientes de identificar quais espécies podem ocorrer em determinada área. Listas de espécies com ocorrência potencial e/ou confirmada podem ser geradas a partir de fontes secundárias de dados como coleções científicas, artigos científicos, bancos de dados originados de projetos de ciência cidadã (Demeter *et al.,* 2018; La Sorte & Somveille, 2020) e de outros relatórios ou estudos ambientais (McClintock *et al.,* 2015) ou ainda com extrapolações de outros locais com características ambientais semelhantes às da área a ser amostrada (Elith & Leathwick, 2009). Inventários com base em dados secundários podem não ser completos, no entanto, inventários tradicionais com dados primários tampouco compilarão a totalidade de espécies que ocorrem em uma área devido à detecção imperfeita associada a qualquer processo de amostragem biológica (Kéry & Schmidt, 2008; Guillera-Arroita, 2017).

Os organismos indicadores, alvos da predição de impacto, serão selecionados do conjunto das espécies de provável ocorrência na área de influência do empreendimento. É oportuno chamar a atenção que, dependendo do desenho amostral e das técnicas adotadas (*p. ex.,* armadilhas fotográficas ou gravadores), a amostragem desses indicadores poderá resultar em um inventário de outras espécies com dados primários. A diferença em relação à prática tradicional é a inversão das prioridades: o inventário em si não é um objetivo, e sim um meio ou uma consequência para realizar um prognóstico dos impactos sobre os valores de biodiversidade.

A aplicação da abordagem de organismos indicadores requer a adoção de um sistema rigoroso e transparente de uso destes indicadores. Deve-se (i) expor a definição de organismo indicador adotada; (ii) identificar com clareza os objetivos do seu uso, ou seja, qual o valor de biodiversidade que está sendo representado pelo organismo indicador; (iii) escolher e explicitar os critérios de seleção considerados; e, por fim, (iv) avaliar e monitorar a relação dos indicadores selecionados com o valor de biodiversidade representado (Ferguson, 2019).

Para exemplificarmos a aplicação dessa abordagem, escolhemos o contexto de infraestruturas lineares. Uma informação importante para a avaliação da viabilidade de uma rodovia, ferrovia ou linha de transmissão é o prognóstico do efeito das várias alternativas de traçado sobre a perda de habitat para espécies ameaçadas que ocorrem na região, ou perda de remanescentes de vegetação relevantes para a conservação. Para esses dois valores de biodiversidade (as espécies ameaçadas e os remanescentes de vegetação) é possível ou desejável utilizar organismos indicadores. Isso porque as espécies ameaçadas são muito raras e, portanto, difíceis de amostrar; ou porque a partir de imagens obtidas de forma remota (satélite ou drones) a diferenciação da qualidade ambiental de manchas remanescentes de vegetação é complexa. O uso de espécies comuns como indicadores pode ser extremamente útil se essas espécies forem bons representantes de como outras espécies respondem ao impacto, uma vez que se pode acumular mais dados em menos tempo.

O uso de modelos de adequabilidade de habitat ou probabilidade de ocorrência de espécies indicadoras é uma das abordagens possíveis para obter estimativas das implicações de cada traçado proposto para empreendimentos lineares sobre a perda de habitat ou perda de cobertura dos valores de biodiversidade de interesse (Gontier *et al.,* 2006). Por meio das informações geradas por estes modelos é possível também avaliar o potencial efeito dos diferentes traçados sobre o padrão de conectividade da paisagem, a partir do uso de outras ferramentas analíticas, como por exemplo teoria de grafos (*e.g.,* Vasas *et al.,* 2009; Ascensão *et al.,* 2019). Com base em mapas de probabilidade de ocorrência de espécies indicadoras e o uso de modelos preditivos, também é possível identificar traçados ou segmentos de traçados destas infraestruturas lineares com maior probabilidade de eventos de mortalidade direta (*e.g.,* Visintin *et al.,* 2016; D'Amico *et al.,* 2019).

Como propor novas abordagens para os estudos de impacto ambiental?

As abordagens que estamos propondo neste ensaio não contradizem a legislação que regula o licenciamento ambiental, no entanto, é importante reinterpretar e redimensionar a importância dada a alguns aspectos da resolução CONAMA 001/86 (CONAMA, 1986). Infelizmente, a interpretação dada ao inciso I do artigo 6º, que define o diagnóstico ambiental, tradicionalmente deu ênfase à "completa descrição e análise dos recursos naturais e suas interações" de forma desvinculada do inciso II do mesmo artigo, que trata da previsão da magnitude dos prováveis impactos (CONAMA, 1986). O prognóstico dos impactos de um empreendimento é a razão desse instrumento da política pública ambiental, logo, ele deve condicionar o diagnóstico ambiental. A expressão "completa descrição", do ponto de vista da fauna, não deve ser interpretada como a compilação de todas as espécies que existem no lugar, mas sim, como

tudo que é preciso saber para tomar a melhor decisão possível sobre a viabilidade ambiental do empreendimento. Para aplicar a interpretação das orientações da resolução 001/86 (CONAMA, 1986) que defendemos aqui, é necessário valorizar a fase de delimitação de escopo, um dos pilares fundamentais da avaliação de impacto ambiental. Nessa fase, devem ser identificados quais são os prováveis impactos ambientais e de que forma devem ser avaliados nos estudos (Weston, 2000). É a partir desse processo que resulta o Termo de Referência (TR), documento emitido pelo órgão licenciador e que orienta a elaboração do EIA com a definição dos seus objetivos, conteúdo e abrangência (Sánchez, 2013). A qualidade dos TRs e, por consequência, dos diagnósticos ambientais e prognósticos dos impactos, dependerá da identificação de perguntas prioritárias diretamente relacionadas aos impactos e que apoiarão a decisão final. Ou seja, nessa fase é preciso ter clareza e reconhecer "Por que amostrar?", "O que amostrar?" e "Como amostrar?" (Yoccoz *et al.,* 2001; Ferraz, 2012). Infelizmente, pouca atenção é dada aos "porquês". O que estamos defendendo neste ensaio é que tanto as decisões disponíveis em cada fase do licenciamento quanto os prováveis impactos é que devem orientar o que será avaliado e como será essa avaliação.

Se os questionamentos feitos previamente neste Ensaio fossem seguidos, instrumentos regulatórios que estabelecem critérios para a padronização metodológica (*e.g.,* IBAMA, 2007; IBAMA, 2013) poderiam auxiliar na coleta de dados. Entretanto, como não há uma reflexão sobre porque obter cada informação e as perguntas a serem respondidas nos estudos não são claras (Ferraz, 2012), a coleta de dados acaba sendo restringida pelo Termos de Referência pautados nesses instrumentos (Instruções Normativas ou outras normas), levando os estudos ambientais a produzirem informações que pouco contribuem para a investigação dos impactos dos empreendimentos.

Qualificar o escopo dos documentos de orientação, sejam Instruções Normativas ou Termos de Referência, é a principal oportunidade de contornar as limitações do processo de licenciamento ambiental, algo que foi demonstrado ainda na década de 90 (Kennedy & Ross, 1992) e que é recorrentemente reforçado (Mandelik *et al.,* 2005b; Barnes *et al.,* 2010; Borioni *et al.,* 2017). Uma forma de qualificar esses documentos orientadores é tornar o processo de definição do escopo mais participativo, reunindo diferentes agentes, como analistas e consultores ambientais, empreendedores e acadêmicos, para discutir propostas como as que sugerimos neste Ensaio. Práticas como essa têm ocorrido no Brasil por meio de reuniões com diferentes setores envolvidos no licenciamento de algumas tipologias de empreendimentos. Por exemplo, uma iniciativa conjunta no estado do Rio Grande do Sul reuniu o órgão licenciador estadual, acadêmicos e integrantes da Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros estabelecendo um TR para a consideração de morcegos nas avaliações de impacto de parques eólicos no estado (Pereira *et al.,* 2017). Em outra iniciativa de processo colaborativo, baseada no compartilhamento de evidências científicas e conhecimentos técnicos, foram elaboradas diretrizes e orientações para a avaliação da mortalidade de fauna nas diferentes fases do licenciamento de rodovias no estado do Rio Grande do Sul (Kindel *et al.,* 2017b; FEPAM, 2018).

O processo de Avaliação de Impacto Ambiental deve ser também um processo de aprendizado contínuo, no qual as lições aprendidas em um estudo possam contribuir com conhecimentos e revisão de procedimentos nos estudos subsequentes (Sánchez & Mitchell, 2017). A própria legislação reconhece que o licenciamento ambiental deve estar sujeito à melhoria contínua (CONAMA, 1997).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossa principal mensagem neste Ensaio é a urgência na substituição das abordagens exaustivas praticadas no diagnóstico ambiental, em que o inventário de espécies com base em coleta de dados primários é o elemento fundamental, por abordagens focadas na predição quantitativa dos impactos do empreendimento. Embora essa não seja uma mensagem nova (Kennedy & Ross, 1992), ela é surpreendentemente atual.

Como nosso objetivo não é propor mudanças no propósito do licenciamento ambiental, o maior desafio para a melhoria dos estudos submetidos ao órgão ambiental está na modificação das práticas envolvidas. A relevância do licenciamento ambiental para a garantia da conservação da biodiversidade e da qualidade ambiental depende dessa melhoria. A falha em definir adequadamente quais são as questões importantes a serem abordadas em cada estudo para influenciar a tomada de decisão resulta no desperdício de recursos e tempo em questões que não são importantes para o licenciamento, tanto por parte do empreendedor quanto por parte do órgão ambiental licenciador (Ross *et al.,* 2006; Dias *et al.,* 2017). Estudos mais direcionados e com evidências relevantes para a avaliação de impacto podem abreviar o tempo de tramitação até a decisão final por parte do órgão ambiental, pois precisarão de menos complementações por parte do empreendedor e estarão menos sujeitos a intervenções judiciais do Ministério Público (Scabin *et al.,* 2014). A baixa qualidade dos estudos ambientais, especialmente na etapa de solicitação de LP, já foi identificada como um dos principais aspectos que motivam a judicialização do licenciamento ambiental por meio da proposição de Ações Civis Públicas pelo Ministério Público (Scabin *et al.,* 2014).

Neste ensaio exploramos porque é necessário e como é possível mudar a forma de predizer os impactos de um empreendimento. As reflexões apresentadas sobre as abordagens de planejamento e execução dos estudos servem para responder perguntas para diversos grupos taxonômicos e são pertinentes para todas as fases do licenciamento. Para que a nossa proposta possa ser implementada, alguns desafios precisam ser superados, como a disponibilização de dados dos organismos a serem selecionados como indicadores e também o

conhecimento sobre as ferramentas e modelos analíticos pelos profissionais envolvidos. Entretanto, para colocar essas mudanças em prática dependemos fundamentalmente da cooperação multissetorial e multi-institucional e da valorização do processo de elaboração do escopo dos estudos, algo que algumas experiências mencionadas neste ensaio demonstram ser plenamente alcançável.

REFERÊNCIAS

Arlidge WNS, Bull JW, Addison PFE, Burgass MJ, Gianuca D, Gorham TM, Jacob CDS, Shumway N, Sinclair SP, Watson JEM, Wilcox C, Miller-Gullland EJ. 2018. A Global Mitigation Hierarchy for Nature Conservation. Bioscience 68(5): 336-347. http://doi.org/10.1093/biosci/biy029.

Ascensão F, Mestre F, Barbosa AM. 2019. Prioritizing road defragmentation using graph-based tools. Landscape Urban Planning 192: 103653. http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103653.

Atkinson SF, Bhatia S, Schoolmaster FA, Waller WT. 2000. Treatment of biodiversity impacts in a sample of US environmental impact statements. Impact Assessment and Project Appraisal 18(4): 271-282. http://doi.org/10.3152/147154600781767349.

Barnes JL, Hardwick L, Chan C. 2010. A review of the project scope and environmental assessment scope for energy and mining projects across Canada. Proceedings of 30th Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment (April): 1-5. Disponível em: https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.627.962&rep=rep1&type=pdf. Acesso em: 20 de julho de 2020.

Biasotto LD, Kindel A. 2018. Power lines and impacts on biodiversity: A systematic review. Environmental Impact Assessment Review 71(July 2018): 110-119. http://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.04.010.

Borda-de-Água L, Barrientos R, Beja P, Pereira HM. 2017. Railway Ecology. Springer International Publishing, Cham.

Borioni R, Gallardo ALCF, Sánchez LE. 2017. Advancing scoping practice in environmental impact assessment: an examination of the Brazilian federal system. Impact Assessment and Project Appraisal 35(3): 200-213. http://doi.org/10.1080/14615517.2016.1271535.

Brasil. Lei № 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. 1981. Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 10 de julho de 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2016. Procedimentos de licenciamento ambiental do Brasil. Maria Mônica Guedes de Moraes e Camila Costa de Amorim (Autoras); Marco Aurélio Belmont e Pablo Ramosandrade Villanueva (Org.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. Disponível em: http://pnla.mma.gov.br/images/2018/08/VERSÃO-FINAL-E-BOOK-Procedimentos-do-Lincenciamento-Ambiental-WEB.pdf. Acesso em: 10 de julho de 2020.

Brownlie S, Treweek J. 2018. Biodiversity and ecosystem services in impact assessment – from components to services. Special Publication Series № 3. Fargo, USA: International Association for Impact Assessment.

Byron H. 1999. Biodiversity Issues in Road Environmental Impact Assessments: Guidance and Case Studies. Pp. 211 – 20, In: Evink GL, Garrett P, Zeigler D (Editors). Proceedings of the Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation. Tallahassee: Florida Department of Transportation.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1986. Resolução № 1, de 23 de janeiro de 1986. Disponível em: http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1986_001.pdf. Acesso em: 10 de julho de 2020.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1997. Resolução № 237, de 10 de dezembro de 1997. Disponível em: http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html. Acesso em: 10 de julho de 2020.

D'Amico M, Martins RC, Álvarez-Martínez JM, Porto M, Barrientos R, Moreira F. 2019. Bird collisions with power lines: Prioritizing species and areas by estimating potential population-level impacts. Diversity and Distribution 25(6): 975-982. http://doi.org/10.1111/ddi.12903.

Dias AMS, Fonseca A, Paglia AP. 2017. Biodiversity monitoring in the environmental impact assessment of mining projects: a (persistent) waste of time and money? Perspectives in Ecology and Conservation 15(3): 206-208. http://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.001.

Dias AMS, Fonseca A, Paglia AP. 2019. Technical quality of fauna monitoring programs in the environmental impact assessments of large mining projects in southeastern Brazil. Science of the Total Environment 650: 216-223. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.425.

Demeter I, Horváth M, Nagy K, Görögh Z, Tóth P, Bagyura J, Solt S, Kovács A, Dwyer JF, Harness RE. 2018. Documenting and reducing avian electrocutions in Hungary: a conservation contribution from citizen scientists. Wilson Journal of Ornithology 130(3): 600. http://doi.org/10.1676/17-031.1.

Ekstrom J, Bennun L, Mitchell R. 2015. A cross-sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy. The Biodiversity Consultancy Ltda. Disponível em: http://www.csbi.org.uk/wp-content/uploads/2017/10/CSBI-Mitigation-Hierarchy-Guide.pdf. Acesso em: 10 de julho de 2020.

Elith J, Leathwick JR. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 40(1): 677-697. http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler. 2018. Diretriz Técnica № 06, de 20 de dezembro de 2018.

Ferguson L. 2019. Evaluating the (Mis)Application of the Indicator Species Concept in Canadian Environmental Impact Assessment. Master Thesis in Resource Management, School of Resource and Environmental Management, Simon Fraser University, Canadá.

Fernández GMR, Brito LLA, Fonseca A. 2018. Does size matter? An evaluation of length and proportion of information in environmental impact statements. Environmental Impact Assessment Review 73(5): 114-121. http://doi.org/10.1016/j.eiar.2018.08.002.

Ferraz G. 2012. Twelve Guidelines for Biological Sampling in Environmental Licensing Studies. Natureza & Conservação 10(1): 20-26. http://doi.org/10.4322/natcon.2012.004.

Freitas KPA, Gonçalves LO, Kindel A, Teixeira FZ. 2017. Road effects on wildlife in brazilian environmental licensing. Oecologia Australis 21(3 Special Issue): 280-291. http://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.05.

Geneletti D. 2006. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. Environmental Impact Assessment Review 26(3): 257-267. http://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.10.003.

Gontier M, Balfors B, Mörtberg U. 2006. Biodiversity in environmental assessment-current practice and tools for prediction. Environmental Impact Assessment Review 26(3): 268-286. http://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.09.001.

Gullison T, Hardner JJ, Anstee S, Meyer M. 2015. Good practices for the collection of biodiversity baseline data. Prepared for the Multilateral Financing Institutions Biodiversity Working Group & Cross-Sector Biodiversity Initiative. 69p.

Guillera-Arroita G. 2017. Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. Ecography 40(2): 281-295. http://doi.org/10.1111/ecog.02445.

Heink U, Kowarik I. 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. Ecological Indicators 10(3): 584-593. http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009.

Helldin JO, Collinder P, Bengtsson D, Karlberg Å, Askling J. 2013. Assessment of traffic noise impact in important bird sites in Sweden – a practical method for the regional scale. Oecologia Australis 17(1): 48-62. http://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.05.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2013. Instrução Normativa № 13, de 19 de julho de 2013. Disponível em: http://www.lex.com.br/legis_24627586_INSTRUCAO_NORMATIVA_N_13_DE_19_DE_JULHO_DE_2013.aspx. Acesso em: 27 de outubro de 2020.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2007. Instrução Normativa Nº 146, de 10 de janeiro de 2007. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/sisbio/images/stories/instrucoes_normativas/IN146_2007_Empreendimentos.pdf. Acesso em: 20 de julho de 2020.

Kennedy AJ, Ross WA. 1992. An approach to integrate impact scoping with environmental impact assessment. Environmental Management 16(4): 475-484. http://doi.org/10.1007/BF02394123.

Kéry M, Schmidt BR. 2008. Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation. Community Ecology 9(2): 207-216. http://doi.org/10.1556/comec.9.2008.2.10.

Khera N, Kumar A. 2010. Inclusion of biodiversity in environmental impact assessments (EIA): A case study of selected EIA reports in India. Impact Assessment and Project Appraisal 28(3): 189-200. http://doi.org/10.3152/146155110X12772982841005.

Kindel A, Beduschi J, Dasoler BT, Teixeira FZ, Schuck G, Campos GDB de, Freitas KPA, Gonçalves LO. 2017. Cinco mitos sobre interações entre fauna e rodovias que precisam ser revistos. Revista Área Aberta – STE: 73-79.

Kindel A, Teixeira FZ, Gonçalves LO, Coelho IP, Beduschi J, de Oliveira GS, Lemos CA, Herkenhoff CZ, Lauxen M, Leite LCL, Silveira LFS, Silva SAP, Sana DA. 2017. Following the "why? what? and how?" schema to improve road-kill evaluation in environmental impact assessments of Southern Brazil. Oecologia Australis 21(3 Special Issue): 256-267. http://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.03.

La Sorte FA, Somveille M. 2020. Survey completeness of a global citizen-science database of bird occurrence. Ecography 43(1): 34-43. http://doi.org/10.1111/ecog.04632.

Lawrence DP. 1997. Quality and effectiveness of environmental impact assessments: lessons and insights from ten assessments in Canada. Project Appraisal 12(4): 37-41. http://doi.org/10.1080/02688867.1997.9727064.

Mandelik Y, Dayan T, Feitelson E. 2005a. Issues and dilemmas in ecological scoping: Scientific, procedural and economic perspectives. Impact Assessment and Project Appraisal 23(1): 55-63. http://doi.org/10.3152/147154605781765724.

Mandelik Y, Dayan T, Feitelson E. 2005b. Planning for biodiversity: The role of ecological impact assessment. Conservation Biology 19(4): 1254-1261. http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00079.x.

McClintock BT, Onorato DP, Martin J. 2015. Endangered Florida panther population size determined from public reports of motor vehicle collision mortalities. Journal of Applied Ecology 52(4): 893-901. http://doi.org/10.1111/1365-2664.12438.

Partidário M, Roeder L den, Croal P, Fuggle R, Ross W. 2012. Impact Assessment. Fast tips – International Association for Impact Assessment. 1. Disponível em: https://www.iaia.org/uploads/pdf/Fastips_1%20Impact%20Assessment.pdf.

Pereira MJR, Barros MAS, Chaves TS, Rui AM, Dotto JC, Braun A, Barbosa J, Bernard E, Aguiar LMS, Kindel A, Sana DA. 2017. Guidelines for consideration of bats in environmental impact assessment of wind farms in Brazil: A collaborative governance experience from Rio Grande do Sul state. Oecologia Australis 21(3 Special Issue): 232-255. http://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.02.

Pérez-García JM, Sebastián-González E, Botella F, Sánchez-Zapata JA. 2016. Selecting indicator species of infrastructure impacts using network analysis and biological traits: Bird electrocution and power lines. Ecological Indicators 60: 428-433. http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.020.

Rempel RS, Andison DW, Hannon SJ. 2004. Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. The Forestry Chronicle 80(1): 82-90. http://doi.org/10.5558/tfc80082-1.

Rosenberg DM, Berkes F, Bodaly RA, Hecky RE, Kelly CA, Rudd JWM. 1997. Large-scale impacts of hydroelectric development. Environmental Reviews 5(1): 27-54. http://doi.org/10.1139/a97-001.

Ross WA, Morrison-Saunders A, Marshall R, Sánchez LE, Weston J, Au E, Morgan RK, Fuggle R, Sadler B. 2006. Common sense in environmental impact assessment: It is not as common as it should be. Impact Assessment and Project Appraisal 24(1): 3-22. http://doi.org/10.3152/147154606781765354.

Saidur R, Rahim NA, Islam MR, Solangi KH. 2011. Environmental impact of wind energy. Renewable and Sustainable Energy Reviews 15(5): 2423-2430. http://doi.org/10.1016/j.rser.2011.02.024.

Sánchez LE. 2013. Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. 2ª. ed. Oficina de Textos, São Paulo.

Sánchez LE, Mitchell R. 2017. Conceptualizing impact assessment as a learning process. Environmental Impact Assessment Review 62: 195-204. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0195925516301664.

Scabin FS, Pedroso Junior NN, Cruz JC da C. 2014. Judicialização de grandes empreendimentos no Brasil: uma visão sobre os impactos da instalação de usinas hidrelétricas em populações locais na Amazônia. Revista Pós Ciências Sociais 11(22): 130-150. http://www.periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/rpcsoc/article/view/3418.

Scherer MEG. 2011. Análise da qualidade técnica de estudos de impacto ambiental em ambientes de Mata Atlântica de Santa Catarina: abordagem faunística. Biotemas 24(4): 171-181. http://doi.org/10.5007/2175-7925.2011v24n4p171.

Siddig AAH, Ellison AM, Ochs A, Villar-Leeman C, Lau MK. 2016. How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. Ecological Indicators 60: 223-230. http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.036.

Teixeira FZ, Coelho IP, Lauxen M, Esperandio IB, Hartz SM, Kindel A. 2016. The Need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate wildlife mortality on roads in Brazil. Tropical Conservation Science 9(1): 34-42. http://doi.org/10.1177/194008291600900104.

Trombulak SC, Frissell CA. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology 14(1): 18-30. http://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99084.x.

Vasas V, Magura T, Jordán F, Tóthmérész B. 2009. Graph theory in action: Evaluating planned highway tracks based on connectivity measures. Landscape Ecology 24(5): 581-586. http://doi.org/10.1007/s10980-009-9346-8.

Visintin C, van der Ree R, McCarthy MA. 2016. A simple framework for a complex problem? Predicting wildlife-vehicle collisions. Ecology and Evolution 6(17): 6409-6421. http://doi.org/10.1002/ece3.2306.

Weston J. 2000. EIA, decision-making theory and screening and scoping in UK practice. Journal of Environmental Planning and Management 43(2): 185-203. http://doi.org/10.1080/09640560010667.

Yoccoz NG, Nichols JD, Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. Trends in Ecology and Evolution 16(8): 446-453. http://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4.

Submetido em: 15/maio/2020
Aceito em: 08/outubro/2020

Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, 89: 154-160, 2020
© 2020 Sociedade Brasileira de Mastozoologia

ENSAIOS

Aspectos técnicos, acadêmicos e regulatórios da avaliação de impactos ambientais sobre a mastofauna

Matheus Fernandes Dalloz[1]*

[1] Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA.
** Autor para correspondência: mfdalloz@gmail.com*

Resumo: O conhecimento da mastozoologia é fundamental para uma correta avaliação dos impactos ambientais das atividades humanas sobre a fauna, ao mesmo tempo em que os estudos de avaliação de impactos ambientais (AIA) também contribuem para a ciência da mastozoologia no Brasil. A despeito dessa relação mútua entre AIA e mastozoologia, os objetivos precípuos de cada campo do conhecimento são distintos. Neste ensaio, aponto as principais questões inerentes aos estudos de AIA relativos à fauna, solicitados no âmbito dos processos de licenciamento ambiental, e a associação desses com os aspectos acadêmicos da mastozoologia. Ainda, discuto pontos da regulação ambiental aplicáveis aos estudos de AIA sobre a fauna. Ao fim, discorro sobre as oportunidades de melhorias no universo da tríade "AIA – Mastozoologia – Regulação Ambiental", enfatizando a necessidade de maior diálogo entre academia, órgãos ambientais, consultores e proponentes dos projetos que devem ser submetidos à AIA.

Palavras-Chave: Avaliação de Impacto Ambiental; Estudos de fauna; Licenciamento Ambiental; Regulação Ambiental.

Abstract: Technical, academic and regulatory aspects of assessing environmental impacts on fauna in Brazil. Mastozoology knowledge is essential for a correct assessment of the environmental impacts of human activities on fauna, at the same time that environmental impact assessment (EIA) also contributes to the science of mastozoology in Brazil. Despite this mutual relationship between EIA and mastozoology, the main objectives of each field of knowledge are different. In this essay, I point out the main issues inherent to environmental studies on fauna, requested within the scope of environmental permitting processes in Brazil, and the relationship with the academic field of mastozoology. Still, I discuss the bureaucratic aspects inherent to the environmental regulation applicable to EIA studies on fauna. I conclude pointing out the opportunities for improvement in the universe of this triad "AIA – Mastozoology – Environmental Regulation", emphasizing the need for a greater dialogue between academy, environmental agencies, consultants and proponents of the projects that require EIA.

Key-Words: Environmental Impact Assessment; Environmental Permitting; Environmental Regulation; Fauna Studies.

A partir da década de 1960, surgiu um novo campo técnico-científico diretamente ligado à constatação de que os impactos ambientais das atividades humanas precisam ser considerados no curso do desenvolvimento econômico social. Trata-se da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA).

Notoriamente, a institucionalização da AIA no Brasil restringiu-se, inicialmente, à questão do controle das fontes de poluição (Sánchez, 2008). Com o amadurecimento das ciências e da regulação ambientais, outras variáveis foram incluídas na AIA dos empreendimentos e atividades econômicos. Entre essas variáveis inclui-se a biodiversidade (Brownlie & Treweek, 2018).

Para avaliar o impacto ambiental das atividades humanas sobre a biodiversidade é preciso, primeiro, ter uma visão descritiva e analítica dos principais aspectos da diversidade biológica na área de inserção e influência do projeto em análise, especialmente em relação aos habitats críticos para a conservação da natureza (*sensu* Inter-American Development Bank, 2019) e espécies importantes sob o enfoque da conservação (Brownlie & Treweek, 2018). Por isso, fazem parte da AIA de diversos projetos os levantamentos e monitoramentos de fauna.

Na maioria dos casos, nesses levantamentos é exigido, pelos órgãos ambientais, o estudo das comunidades de mamíferos, que figuram como um dos grupos zoológicos usados como modelo para se avaliar impactos ambientais sobre a fauna. E, em que pese o objetivo principal desses estudos ser a avaliação de impacto ambiental das atividades e empreendimentos licenciados, os inventários e campanhas para diagnóstico e monitoramento da fauna tem contribuído, diretamente, para uma melhor catalogação e conhecimento da zoologia dos mamíferos brasileiros (*e.g.,* Cherem *et al.,* 2020).

Ao mesmo tempo, o conhecimento da mastofauna brasileira é fundamental para uma correta avaliação dos

impactos ambientais das atividades humanas sobre a fauna, já que a mastofauna é, costumeiramente, utilizada como grupo zoológico de estudo em AIA. Este ensaio discute a inter-relação entre AIA, o conhecimento da mastozoologia no Brasil e as questões regulatórias inerentes a esses dois universos – regulação aqui entendida como o "conjunto de instrumentos jurídico-normativos (leis, decretos, regulamentos e outras normas) de que dispõe o governo para estabelecer obrigações que devem ser cumpridas pelo setor privado, pelos cidadãos e pelo próprio governo" (Brasil, 2018). São abordados os objetivos precípuos dos levantamentos de fauna, os pontos de confluência com o estudo da zoologia dos mamíferos no Brasil, o papel do órgão ambiental no controle e regulação das atividades de captura e coleta de material biológico e as oportunidades de melhoria deste arcabouço científico e regulatório.

Os estudos sobre a diversidade de mamíferos na AIA de empreendimentos e atividades submetidos ao licenciamento ambiental

Hoje, incluir a biodiversidade nos estudos de impactos ambientais das atividades e empreendimentos em licenciamento ambiental é exigência dos órgãos ambientais. O objetivo desses estudos é, entre outros e a depender do projeto e sua localização, tentar responder às seguintes perguntas:

1. O projeto pode causar impactos ambientais significativos na biodiversidade local e regional? Qual o alcance espacial e temporal provável dos impactos do projeto sobre a biodiversidade? Qual a probabilidade de ocorrência desses impactos e, caso ocorram, quão grave serão?
2. O projeto pode colocar em risco a conservação de espécies ameaçadas, endêmicas ou cujo habitat ou biologia é singular ou restrito a algum ecossistema ou região em particular? Na área de influência do projeto há espécies não descritas ou cuja biologia é de conhecimento ainda incipiente?
3. O projeto pode desencadear alterações significativas na composição e estrutura de alguma comunidade ecológica em particular ou ter efeitos adversos sobre elementos da paisagem fundamentais para a conservação regional da biodiversidade, tais como grandes fragmentos florestais ou corredores ecológicos?
4. O projeto pode ter efeitos adversos graves sobre alguma área de alto valor para a conservação da natureza? O projeto envolve risco considerável de introdução de espécies exóticas ou pode acentuar impactos ou ameaças já existentes sobre a biodiversidade?
5. Existem espécies, comunidades ecológicas ou ecossistemas que devem ser impactados pelo projeto e são essenciais para o modo de vida – incluindo aspectos culturais, históricos, econômicos e sociais – de alguma comunidade humana na área de influência do projeto?

Tendo como ponto de início as perguntas acima e os princípios gerais de AIA, um estudo de AIA na diversidade de mamíferos deve começar utilizando-se do conhecimento prévio sobre os impactos do tipo de atividade em análise na diversidade de mamíferos (IAIA & IEA, 1999). Questiona-se: a atividade provocará perda considerável de vegetação ou fragmentação? Pode impactar mais de uma fitofisionomia? Pode produzir alteração considerável da qualidade da água, solo, atmosfera, produzir muitos ruídos ou levar a um aumento do risco de atropelamentos? Harmoniza-se com o uso do solo local ou provoca mudanças consideráveis nesse uso?

Usando essas questões como lentes, pode-se enxergar, previamente, quais informações serão mais relevantes em relação à caracterização da comunidade de mamíferos do entorno do projeto. Ainda, pode-se reconhecer se há algum grupo específico de mamíferos cuja biologia, em associação ao tipo de projeto em avaliação, recomenda um diagnóstico mais aprofundado e um futuro monitoramento, caso o projeto receba uma licença para instalação e, posteriormente, para operação.

Como exemplo, projetos de construção ou ampliação de rodovias, a depender da localização, devem receber maior atenção para o grupo de grandes mamíferos, em razão do risco de atropelamentos, tanto sob o aspecto ecológico quanto social (Coffin, 2007). Por outro lado, projetos de mineração talvez exijam um enfoque maior na caracterização e futuro monitoramento da comunidade de primatas, pois a perda e alteração da estrutura de florestas, bem como a geração de ruídos e poluição pode afetá-los negativamente (Estrada *et al.,* 2017).

Em especial, os estudos devem se ater, pormenorizadamente, às espécies em risco de extinção, raras, bioindicadoras e na coleta de dados que possam informar sobre possíveis desequilíbrios ecológicos. Afinal, o foco será em prognosticar e, caso o projeto seja autorizado, também diagnosticar os efeitos adversos significativos do empreendimento ou atividade sobre a biodiversidade (Brownlie & Treweek, 2018).

Importante ponto, antes de se buscar o levantamento primário da mastofauna, é uma ampla pesquisa pelas informações científicas já conhecidas para diversidade de mamíferos da região em questão e uma abordagem inicial da paisagem, sob o aspecto ecológico (Thompson, 2007). São algumas as razões para se defender uma abordagem inicial com base em informações secundárias e da paisagem. A primeira é que o dimensionamento correto do inventário faunístico, bem como o desenho e esforço amostral requeridos, dependem do conhecimento prévio da diversidade de mamíferos da área a ser amostrada (Fraser *et al.,* 2003; Thompson, 2007). Em especial, em regiões cientificamente pouco conhecidas, o esforço amostral deverá ser ampliado. Por outro lado, em regiões já bem estudadas e que tendem a estar mais antropizadas, uma pesquisa prévia na literatura e coleções científicas disponíveis poderá mesmo dispensar a necessidade de novos inventários e coletas. Esse ponto é especialmente importante para áreas que já sofrem com perda e fragmentação de habitat, nas quais é prudente não intervir por meio de abertura de trilhas e entrada de pessoas em fragmentos remanescentes.

Além disso, nos levantamentos da mastofauna, por mais que se utilize de métodos e um desenho amostral adequados, muito provavelmente ocorrerão falsas ausências. Isso porque mamíferos são seres, via de regra, de difícil captura e/ou registro (no caso do uso de armadilhas fotográficas ou transectos para tentar observar rastros, vestígios como fezes ou mesmo observação de exemplares vivos), bem como o padrão de abundância relativa nas comunidades ecológicas é, via de regra, pouco equitativo (*i.e.,* diversas espécies são raras) – a valer, o próprio acaso contribui para falsas ausências (Mackenzie, 2005). Consequentemente, as listas e informações secundárias sobre riqueza e demais dados ecológicos e biogeográficos da região a ser estudada são complementos essenciais e auxiliam na correta interpretação dos dados de campo quando esses forem coletados. Ademais, podem apontar locais de maior interesse para a realização do levantamento primário.

A necessidade e dimensionamento de inventários faunísticos, portanto, devem ser examinados *a priori.* Regiões que já possuem inventários robustos podem dispensar idas a campo e coletas – além de ser eticamente necessário coletar de forma justificada, faz-se também um favor à já laboriosa tarefa de gestão das coleções científicas. Por outro lado, a necessidade de coletas pode ser notável em um cenário de maior interiorização de projetos de desenvolvimento econômico social no cerrado e, sobretudo, na Amazônia. Outrossim, há grupos que dependem de coleta para identificação taxonômica, o que pode exigir tal procedimento mesmo que a área já tenha recebido outros inventários de fauna – não é improvável que somente após algumas campanhas, por exemplo, uma espécie de roedor, ainda não registrada no estudo, o seja.

A valer, ainda precisamos, no Brasil, de bons protocolos e diretrizes gerais para levantamentos de mastofauna terrestre com fins de elaboração de estudos de impacto ambiental (Glasson & Salvador, 2000; Pinto *et al.,* 2017). Associado a isso, é necessário também bem formar os profissionais que realizarão os estudos ambientais, incluindo a temática da AIA nas grades dos cursos de Ciências Biológicas. Ambos são pontos cujo avanço envolve o diálogo entre a sociedade científica brasileira e os órgãos ambientais.

A questão da coleta nos levantamentos de mastofauna para os estudos diagnósticos na AIA

É inconteste que as coletas são importantes para o conhecimento da diversidade zoológica e, para alguns grupos, mesmo para a correta identificação das espécies. Ainda assim, o tema não passa livre de contestações (Silveira *et al.,* 2010, De Vivo, 2007).

Na prática, deve-se reconhecer que coletas precisam ser devidamente justificadas do ponto de vista científico – com efeito, para o órgão ambiental a devida justificativa é um pressuposto legalmente inafastável. Ao mesmo tempo, a ausência de coletas pode prejudicar a qualidade dos estudos ambientais, dado o problema, já exposto, da identificação taxonômica das espécies, além de se perder, secundariamente, a oportunidade de melhorar a catalogação e conhecimento da mastofauna brasileira.

Por sua vez, o órgão ambiental não detém a *expertise* e o conhecimento zoológico para dizer quando as coletas são mais necessárias, bem como o que e quanto é necessário coletar. Desta forma, é essencial uma maior aproximação entre os órgãos ambientais, os consultores e as sociedades científicas brasileiras, tais como a Sociedade Brasileira de Mastozoologia, que podem orientar cientificamente os órgãos ambientais sobre essas questões.

Para o órgão ambiental, também são relevantes perguntas que presumo cotidianas para os mastozoólogos brasileiros, tais como: o que, onde e quanto é necessário ser coletado? Como produzir uma taxonomia mais acurada nos estudos de fauna? Como podemos garantir qualidade no material zoológico destinado às coleções científicas?

Nesse ponto, a adoção de bancos de dados unificados das coleções científicas, incluindo informações geográficas e boletins atualizados sobre o conhecimento da diversidade biológica, poderiam auxiliar em uma melhor otimização dos esforços de levantamentos faunísticos (*e.g.,* GBIF, 2020; Rede Specieslink, 2020; SIBBr, 2020). Isso inclui responder sobre a necessidade, ou não, de coleta por regiões ou de certos grupos zoológicos específicos.

Após definida a decisão pela coleta de material zoológico em um levantamento de fauna ou eventual monitoramento, é importante a adoção de protocolos científicos para que a coleta de material biológico seja realizada de forma que se dê o melhor aproveitamento científico possível para o material coletado. Para tanto, mais uma vez o diálogo das sociedades científicas e consultores com os órgãos ambientais é essencial.

Tais iniciativas – repositórios atualizados sobre o conhecimento zoológico nas diversas regiões do país e protocolos e diretrizes para coletas – seriam bastante bem-vindos no cenário de governança pública ambiental aqui discutido. Não se deve esquecer que, nas últimas duas décadas, as coleções científicas vêm recepcionando material zoológico oriundo de levantamentos de fauna solicitados para elaboração de EIAs.

Nestes aspectos, são importantes as iniciativas de publicações atualizadas de listas de espécies e dados gerais dos mamíferos neotropicais (Abreu-Jr *et al.,* 2020; Nagy-Reis *et al.,* 2020; Quintela *et al.,* 2020), bem como os já citados bancos de dados e plataformas de informações sobre a biodiversidade, buscando que essas informações sejam cada vez mais abertas ao público e qualificadas – incluindo as informações geográficas, *status* de conservação, representatividade das espécies nas coleções, entre outros.

Importante retomar que o objetivo principal dos estudos de fauna no licenciamento ambiental não é aumentar o conhecimento sobre a diversidade de mamíferos. Nada obstante, o aumento do conhecimento sobre a diversidade biológica, em especial em um país

megadiverso como o Brasil, faz-se condição para esse objetivo principal, qual seja prognosticar os impactos da atividade ou empreendimento em análise e diagnosticar adequadamente os impactos correntes quando o projeto já está em instalação ou operação.

Deste modo, em termos de seus objetivos, uma amostragem de fauna com intuitos acadêmicos diverge de uma amostragem de fauna que é parte integrante da AIA de um empreendimento ou atividade potencialmente degradadora – ainda que ambas convirjam para a melhoria do conhecimento zoológico no país.

As autorizações para captura, coleta e manejo da fauna no âmbito dos processos de licenciamento ambiental

A despeito do caráter eminentemente científico deste Boletim, cabe falar um pouco de questões burocráticas, já que as atividades técnicas e científicas ligadas ao manejo, captura e coleta de mamíferos são reguladas pelo Estado – como bem apontado por Cobra *et al.* (2018). Especialmente porque, na prática do licenciamento ambiental, a burocracia e a técnica da avaliação de impacto ambiental eventualmente são confundidas. Ambas estão presentes no licenciamento ambiental, mas não são a mesma coisa.

Cabe ao órgão ambiental regular as atividades de captura, coleta e manejo dos levantamentos e monitoramentos de mamíferos nos processos de licenciamento ambiental. Nada obstante, a regulação dessas atividades com a fauna silvestre não deve se confundir com a regulação realizada por meio do licenciamento ambiental e da AIA propriamente ditos. Em outras palavras, a regulação que o órgão ambiental exerce quando autoriza a captura, coleta e manejo da fauna silvestre nos processos de licenciamento ambiental visa tutelar e controlar, apenas, as ações predatórias contra a fauna.

Há, portanto, dois institutos de política pública ambiental distintos no universo discutido neste ensaio: i. o processo de AIA propriamente dito, que subsidia o licenciamento ambiental e possui como um dos alicerces o conhecimento científico; ii. o controle sobre as ações humanas exercidas sobre a fauna, que se manifesta, no caso do licenciamento ambiental, por meio das autorizações para captura, coleta e manejo da fauna silvestre (figura 1). Ambos os institutos se relacionam, pois o primeiro, a depender dos métodos empregados, necessita do segundo para que seja legalmente realizado.

No Brasil, a AIA é uma atividade técnico-científica que envolve uma dialética lógico-racional entre o órgão ambiental e os especialistas que produzem os estudos ambientais (consultores) – eventualmente com participação de outros setores da sociedade civil. Além disso, inclui-se em seu escopo os programas e medidas de proteção ambiental na fase de instalação e operação dos empreendimentos e atividades licenciados. Já o controle das atividades e condutas humanas perante a fauna silvestre é uma manifestação do exercício do poder de polícia conferido aos órgãos do Estado que tutelam a fauna brasileira.

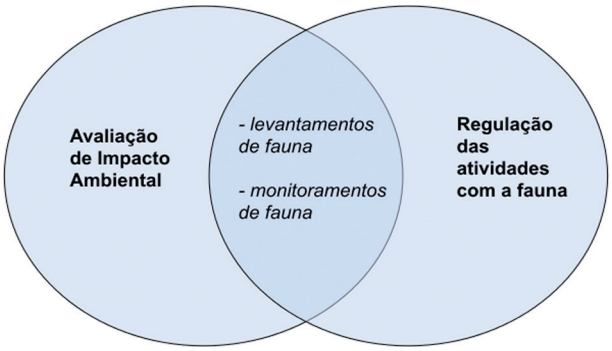


Figura 1: Os levantamentos e monitoramentos de fauna se inserem entre dois instrumentos de política ambiental: a avaliação de impacto ambiental e a regulação das atividades com a fauna. Enquanto no primeiro se encontra o objetivo dos estudos de fauna no âmbito do licenciamento ambiental, é no segundo que se autoriza a realização destes.

A Constituição Federal protege as espécies da fauna, vedando, na forma da lei, as práticas que coloquem em risco sua função ecológica, provoquem a extinção de espécies ou submetam os animais a crueldade (art. 225, §1º, VII, Constituição Federal, 1988; Brasil, 1988). A legislação infraconstitucional segue esse comando. A título exemplificativo, a Lei de Crimes Ambientais tipifica como crime "matar, perseguir, caçar, apanhar, utilizar espécimes da fauna silvestre, nativos ou em rota migratória", exceto se houver a devida permissão, licença ou autorização da autoridade competente (art. 29, Lei Nº 9.605/1998; Brasil, 1998).

É no âmbito desse arcabouço legal que se fazem imperativas a emissão das autorizações de captura e coleta de fauna pelos órgãos ambientais. As autorizações de captura e coleta de fauna possuem o condão de regular as atividades de captura e coleta, com quatro objetivos essenciais:

i. Propiciar segurança jurídica para quem realiza a atividade de captura, coleta e manejo da fauna silvestre;
ii. Explicitar a limitação das atividades científicas ao escopo dos métodos pré-acordados para a elaboração do estudo;
iii. Estabelecer diretrizes gerais para a captura, coleta e eventual transporte do material biológico coletado;
iv. Permitir o controle da coleta autorizada de fauna, assim como permitir a rastreabilidade dos materiais biológicos produzidos.

Busca-se nessas autorizações regular e controlar os métodos diretos de manejo, captura e coleta de fauna. Isto é, as autorizações são o expediente administrativo que legitima, torna legal, a realização dessas atividades. A despeito de notório, o corolário dessa afirmação é que o foco do órgão ambiental e dos especialistas que pensam e executam os levantamentos de fauna deve ser a resposta das perguntas elencadas no início deste ensaio – diagnosticar e prognosticar os impactos das atividades e empreendimentos sobre a fauna.

Por isso, pugna-se que a burocracia para a emissão de uma autorização deve se limitar a garantir os quesitos

i a iv acima descritos, e a emissão da autorização não deve ser confundida com a avaliação dos estudos e programas ambientais propriamente dita. É preciso cuidado para que os estudos não se tornem também mero expediente burocrático, como já alertado anteriormente (Hofmann, 2015). Como integrante do corpo técnico de um órgão ambiental, ouço, repetidamente, críticas quanto às burocracias exigidas e as restrições para a emissão de autorizações para manejo, captura e coleta de fauna. Por certo, oportunidades de melhorias também estão presentes nesse campo.

O ponto mais importante aqui é aquele defendido nas seções anteriores deste ensaio: a discussão sobre quais seriam as atividades e métodos necessários para responder às perguntas da AIA do projeto é anterior à emissão da própria autorização, portanto deveriam ser discutidas *a priori.* Com a aproximação dos órgãos ambientais com as sociedades científicas e as iniciativas discutidas na seção anterior, essa etapa poderia transcorrer mais eficientemente.

Nesse aspecto, é provável que a adoção de protocolos científicos sobre estudos de fauna, coletas e o uso de informações oriundas das comunidades científicas sobre a diversidade de mamíferos de cada região do país, bem como o *status* de conhecimento e catalogação de cada grupo de mamífero, possam auxiliar, inclusive, a emissão mais célere das autorizações. Dado que as discussões e o consenso sobre os métodos para o diagnóstico e monitoramento da fauna, com a definição das áreas que serão estudadas, são o aspecto mais importante da regulação aqui discutida, é razoável supor que, vencida essa fase, a emissão das autorizações deve ser menos laboriosa.

A fim de cumprir os objetivos essenciais das autorizações conforme colocado acima, o órgão ambiental precisaria, derradeiramente, saber a destinação dos eventuais materiais biológicos coletados. Por isso se solicita as cartas de aceite das coleções científicas. A exigência de outras burocracias adicionais pode – e deve! – ser discutida e repensada junto aos órgãos ambientais, para que não seja administrativamente custosa a emissão de uma autorização quando já estiverem resguardados os motivos pelos quais se exigem as autorizações.

Existe uma discussão final sobre se a autorização deve incluir a listagem nominal de todos os especialistas que irão a campo realizar as atividades de captura, coleta e manejo da fauna. Muitos argumentam que nominar todos os especialistas e técnicos na autorização dá maior garantia de que as coletas serão realizadas por corpo especializado e um número adequado de pessoal. Além disso, daria maior salvaguarda legal a quem realiza as atividades, em caso de fiscalizações.

Particularmente, discordo destes argumentos. A mera exigência de relacionar a equipe que irá participar dos trabalhos em campo não garante a especialização do corpo técnico, além disso a especialidade de cada atividade profissional é regulada por lei e pelo respectivo conselho de classe – portanto, não cabe ao órgão ambiental se debruçar sobre tal ponto, senão quanto à eventual exigência de Anotação de Responsabilidade Técnica (ART). É preciso reconhecer que habilitação e competência são atributos distintos (Silveira *et al.,* 2010). Por isso, é, talvez, uma questão de se discutir uma melhor organização profissional e formal dos campos de especialização da biologia, da mesma forma que a medicina possui campos de especialização.

Sobre o quantitativo de pessoal, listar nominalmente o corpo técnico na autorização tampouco garante que todo o corpo técnico listado na autorização realmente realizará as atividades. Pelo contrário. Como a exigência de relação prévia de pessoal na autorização é fator que implica, muitas vezes, desajustes na agenda das campanhas de fauna, o que se tem visto são relações de equipes técnicas com muito mais pessoal listado do que aquele que efetivamente vai a campo.

Algumas propostas para melhoria deste ambiente regulatório podem ser debatidas entre os seus principais atores – órgão ambiental, consultores ambientais e os proponentes dos projetos em licenciamento. Uma primeira possibilidade é fazer constar na autorização apenas o nome da empresa responsável pelas atividades. Aquele que estiver em campo estará resguardado por meio da comprovação que trabalha em nome do titular da autorização. Tal comprovação se faz com a apresentação dos documentos habituais de contratação dos serviços técnicos ou das ARTs, emitidas pelos conselhos profissionais. Ao fim, requerem-se as ARTs e os relatórios finais contendo a lista de quem participou das ações de captura e coleta, bem como toda a descrição do trabalho realizado.

Ainda, alguns órgãos já integram, quando cabível, a autorização das atividades com a fauna no próprio corpo das licenças ambientais – é o caso da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM)/RS (Portaria FEPAM № 28/2019; FEPAM, 2019). Com isso, espera-se menos um passo administrativo para a realização das atividades. Enfim, é razoável admitir que uma burocracia adequadamente "dosada" aos objetivos das autorizações é suficiente.

Em síntese, as eventuais melhorias na burocracia administrativa para emissão de autorizações de fauna passam, portanto, por um arcabouço científico e regulatório mais maduro sobre os estudos de AIA relacionados à fauna, seus métodos e as necessidades de coleta de material zoológico, bem como uma racionalização das informações solicitadas pelo órgão para emissão das autorizações – que envolve também uma discussão geral sobre o tema.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os levantamentos e monitoramentos de fauna no licenciamento ambiental tem como objetivo subsidiar o processo de avaliação dos impactos ambientais das atividades e empreendimentos potencialmente degradadores, por meio da caracterização e entendimento da biodiversidade nas áreas de influência dos projetos. Com isso, o campo da Avaliação de Impacto Ambiental se utiliza das informações geradas pela mastozoologia

brasileira, ao mesmo tempo em que contribui para um aumento do conhecimento sobre a diversidade de mamíferos no Brasil.

Ainda assim, é possível avançar e criar mais adicionalidades, em relação ao conhecimento dos mamíferos do Brasil e da própria AIA, por meio de um diálogo mais efetivo entre as sociedades científicas brasileiras, consultores, empreendedores e os órgãos ambientais. Nesse ínterim, é interessante pensar em iniciativas, ou aprimoramento das que já existem, sobre:

i. Incluir a temática da Avaliação de Impacto Ambiental nas grades curriculares dos cursos de ciências biológicas e afins;
ii. Fomentar a pesquisa científica relacionada à Avaliação de Impacto Ambiental no tocante à biodiversidade;
iii. Edições sucessivamente atualizadas de listas de espécies qualificadas – contendo informações sobre conservação, área de ocorrência, particularidades da ecologia de cada espécie;
iv. Informação unificada sobre a representatividade do registro zoológico para cada espécie, incluindo áreas onde coletas seriam relevantes;
v. Publicação de mapas de áreas de habitat críticos para as espécies de mamíferos, em termos de sua conservação;
vi. Lista dos grupos taxonômicos de mamíferos que precisam de coletas para garantir uma correta identificação das espécies, com as razões científicas associadas.

As informações e iniciativas acima são relevantes para o aprimoramento das práticas de AIA sobre a biodiversidade, especialmente em um cenário de maior interiorização dos projetos de infraestrutura sobre os biomas brasileiros mais conservados. Ainda, propiciam que os inventários faunísticos, no âmbito do processo de avaliação de impacto ambiental, contribuam, de forma mais efetiva, para o conhecimento da diversidade de mamíferos no Brasil.

Por último, um maior engajamento entre a ciência e os órgãos que elaboram e executam a política ambiental brasileira otimizaria, também, o ambiente administrativo-burocrático, que por vezes é citado como um dos elementos que embaraça as atividades técnicas e científicas no Brasil.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Giselle Fraga, Lena Geise, Priscilla Cobra e Diogo Loretto pelas valiosas críticas e sugestões a este ensaio.

REFERÊNCIAS

Abreu-Jr EF, Casali DM, Garbino GST, Loretto D, Loss AC, Marmontel M, Nascimento MC, Oliveira ML, Pavan SE, Tirelli FP. 2020. Lista de Mamíferos do Brasil. Comitê de Taxonomia da Sociedade Brasileira de Mastozoologia (CT-SBMz). Disponível em: https://www.sbmz.org/mamiferos-do-brasil. Acessado em: 18 de novembro de 2020.

Brasil. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, Brasil.

Brasil. 1998. Lei № 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998. Brasília, Brasil.

Brasil. 2018. Guia Orientativo para Elaboração de Análise de Impacto Regulatório – AIR. Presidência da República, Brasília. 108p.

Brownlie S, Treweek J. 2018. Biodiversity and ecosystem services in Impact Assessment. International Association for Impact Assessment, Fargo, USA.

Cherem JJ, Testoni AF, Althoff SL. 2020. A contribuição dos estudos de licenciamento ambiental ao conhecimento da mastofauna da bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia 89.

Cobra PPA, Aguieiras M, Hingst-Zaher E, Geise L. 2018. Sobre a necessidade do uso de licenças e autorizações para desenvolver atividades de pesquisa e ensino com mamíferos. Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia 81: I-III.

Coffin AW. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. Journal of Transport Geography 15: 396-406. http://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2006.11.006.

Estrada A, Garber PA, Rylands AB, Roos C, Fernandez-Duque E, Di Fiore A, Nekaris KA-I, Nijman V, Heymann EW, Lambert JE, Rovero F, Barelli C, Setchell JM, Gillespie TR, Mittermeier RA, Arregoitia LV, Guinea M, Gouveia S, Dobrovolski R, Shanee S, Shanee N, Boyle SA, Fuentes A, MacKinnon KC, Amato KR, Meyer ALS, Wich S, Sussman RW, Pan R, Kone I, Li B. 2017. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. Science Advances 3: e1600946. http://doi.org/10.1126/sciadv.1600946.

Fraser JL, Thompson GG, Moro D. 2003. Adequacy of terrestrial fauna surveys for the preparation of Environmental Impact Assessments in the mining industry of Western Australia. Ecological Management and Restoration 4: 187-192. http://doi.org/10.1046/j.1442-8903.2003.00155.x.

Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler – FEPAM. 2019. Portaria FEPAM № 28, de 31 de maio de 2019. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.

GBIF – Global Biodiversity Information Facility. 2020. Disponível em: https://www.gbif.org. Acessado em: 06 de agosto de 2020.

Glasson J, Salvador NNB. 2000. EIA in Brazil. Environmental Impact Assessment Review 20: 191-225. http://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00043-8.

Hofmann RM. 2015. Gargalos do Licenciamento Ambiental Federal no Brasil. Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados, Brasília.

Inter-American Development Bank. 2019. Implementation guidelines for the environment and safeguards compliance policy – revised version. Environmental and Social Safeguards Unit of the Inter-American Development.

IAIA – International Association for Impact Assessment, IEA – Institute for Environmental Assessment. 1999. Principles of Environmental Impact Assessment Best Practice. Lincoln, UK. Disponível em: https://www.iaia.org/uploads/pdf/principlesEA_1.pdf. Acessado em 19 de novembro de 2020.

Mackenzie DI. 2005. Was it there? Dealing with imperfect detection for species presence/absence data. Australian & New Zealand Journal of Statistics 47: 65-74. http://doi.org/10.1111/j.1467-842X.2005.00372.x.

Nagy-Reis M, Oshima JEF, Kanda CZ, Palmeira FBL, Melo FR, Morato RG, Bonjorne L, Magioli M, Leuchtenberger C, Rohe F, Lemos FG, Martello F, Alves-Eigenheer M, Silva RA, Santos JS, Priante CF, Bernardo R, Rogeri P, Assis JC, Gaspar LP, Tonetti VR, Trinca CT, Ribeiro AS, Bocchiglieri A, Hass A, Canteri A, Chiarello AG, Paglia AP, Pereira AA, Souza AC, Gatica A, Medeiro AZ, Eriksson A, Costa AN, González-Gallina A, Yanosky AA, De La Cruz AJ, Bertassoni A, Bager A, Bovo AAA, Mol AC, Bezerra AMR, Percequillo AR, Vogliotti A, Lopes AMC, Keuroghlian A, Hartley ACZ, Devlin AL, Paula A, García-Olaechea A, Sánchez A, Aquino ACMM, Srbek-Araujo AC, Ochoa AC, Tomazzoni AC, Lacerda ACR, Bacellar AEF, Campelo AKN, Victoria AMH, Paschoal AMO, Potrich AP, Gomes APN, Olímpio APM, Costa ARC, Jácomo ATA, Calaça AM, Jesus AS, Barban AB, Feijó A, Pagoto A, Rolim AC, Hermann AP, Souza ASMC, Alonso AC, Monteiro A, Mendonça AF, Luza AL, Moura ALB, Silva ALF, Lanna AM, Antunes AP, Nunes AV, Dechner A, Carvalho AS, Novaro AJ, Scabin AB, Gatti A, Nobre AB, Montanarin A,

Deffaci ÂC, Albuquerque ACF, Mangione AM, Pinto AMS, Pontes ARM, Bertoldi AT, Calouro AM, Fernandes A, Ferreira AN, Ferreguetti AC, Rosa ALM, Banhos A, Francisco BSS, Cezila BA, Beisiegel BM, Thoisy B, Ingberman B, Neves BS, Pereira-Silva B, Camargo BB, Andrade BS, Santos BS, Leles B, Campos BATP, Kubiak BB, França BRA, Saranholi BH, Mendes CP, Devids CC, Pianca C, Rodrigues C, Islas CA, Lima CA, Lima CR, Gestich CC, Tedesco CD, De Angelo C, Fonseca C, Hass C, Peres CA, Kasper CB, Durigan CC, Fragoso CE, Verona CE, Rocha CFD, Salvador CH, Vieira CL, Ruiz CEB, Cheida CC, Sartor CC, Espinosa CC, Fieker CZ, Braga C, Sánchez-Lalinde C, Machado CIC, Cronemberger C, Luna CL, Del Vechio C, Bernardo CSS, Hurtado CM, Lopes CM, Rosa CA, Cinta CC, Costa CG, Zárate-Castañeda CP, Novaes CL, Jenkins CN, Seixas CS, Martin C, Zaniratto CP, López-Fuerte CF, Cunha CJ, De-Carvalho CB, Chávez C, Santos CC, Polli DJ, Buscariol D, Carreira DC, Galiano D, Thornton D, Ferraz DS, Lamattina D, Moreno DJ, Moreira DO, Farias DA, Barros-Battesti DM, Tavares DC, Braga DC, Gaspar DA, Friedeberg D, Astúa D, Silva DA, Viana DC, Lizcano DJ, Varela DM, Loretto D, Gräbin DM, Eaton DP, Silva DM, Dias DM, Camara EMVC, Barbier E, Chávez-González E, Rocha EC, Lima ES, Carrano E, Eizirik E, Nakano-Oliveira E, Rigacci ED, Santos EM, Venticinque EM, Alexandrino ER, Ribeiro EA, Setz E, Rocha ECLD, Carvalho Jr. EAR, Rechenberg E, Fraga EC, Mendonça EN, D'Bastiani E, Isasi-Catalá E, Guijosa-Guadarrama E, Ramalho EE, González E, Hasui É, Saito EN, Fischer E, Aguiar EF, Rocha ES, Nambo EDM, De La Peña-Cuéllar E, Castro ÉP, Freitas EB, Pedó E, Rocha FL, Girardi F, Pereira FA, Soares FAM, Roque FO, Díaz-Santos FG, Patiu FM, Nascimento FO, Ferreira FK, Diaz-Santos F, Fantacini FM, Pedrosa F, Silva FP, Velez-Garcia F, Gomes FBR, Silva FG, Michalski F, Azevedo FC, Barros FC, Santos FS, Abra FD, Ramalho FP, Hatano FM, Anaguano-Yancha F, Gonçalves F, Pedroni F, Passos FC, Jacinavicius FC, Bonfim FCG, Puertas FH, Contreras-Moreno FM, Tortato FR, Santos FM, Chaves FG, Tirelli FP, Vilas Boas FE, Rodrigues FHG, Ubaid FK, Grotta-Neto F, Palomares F, Souza FL, Costa FE, França FGR, Pinto FR, Aguiar GL, Hofmann GS, Heliodoro G, Duarte GT, Andrade GR, Beca G, Zapata-Ríos G, Giné GAF, Powell GV, Fernandes GW, Forero-Medina G, Melo GL, Santana GG, Ciocheti G, Alves GB, Souto GHBO, Villarroel GJ, Porfirio GEO, Batista GO, Behling GM, Crespo GMA, Mourão GM, Rezende GZ, Toledo GAC, Herrera HM, Prado HA, Bergallo HG, Secco H, Rajão H, Roig HL, Concone HVB, Duarte H, Ermenegildo H, Paulino Neto HF, Quigley H, Lemos HM, Cabral H, Fernandes-Ferreira H, Del Castillo HF, Ribeiro IK, Coelho IP, Franceschi IC, Melo I, Oliveira-Bevan I, Mourthe I, Bernardi I, De La Torre JA, Marinho-Filho J, Martinez J, Perez JXP, Pérez-Torres J, Bubadué J, Silveira JR, Seibert JB, Oliveira JF, Assis JR, De La Maza J, Hinojosa J, Metzger JP, Thompson JJ, Svenning J-C, Gouvea JA, Souza JRD, Pincheira-Ulbrich J, Nodari JZ, Miranda J, Gebin JCZ, Giovanelli JGR, Rossi Junior JL, Favoretti JPP, Villani JP, Just JPG, Souza-Alves JP, Costa JF, Rocha J, Polisar J, Sponchiado J, Cherem JJ, Marinho JR, Ziegler J, Cordeiro J, Silva Júnior JS, Rodriguez-Pulido JA, Santos JCC, Reis Júnior JC, Mantovani JE, Ramírez JFM, Sarasola JH, Cartes JL, Duarte JMB, Longo JM, Dantas JO, Venancio JO, Matos JR, Pires JSR, Hawes JE, Santos JG, Ruiz-Esparza J, Lanfranco JAM, Rudolf JC, Charre-Medellin JF, Zanón-Martínez JI, Peña-Mondragón JL, Krauer JMC, Arrabal JP, Beduschi J, Ilha J, Mata JC, Bonanomi J, Jordao J, Almeida-Rocha JM, Pereira-Ribeiro J, Zanoni JB, Bogoni JA, Pacheco JJC, Palma KMC, Strier KB, Castro KGR, Didier K, Schuchmann K-L, Chávez-Congrains K, Burs K, Ferraz KMPMB, Juarez KM, Flesher K, Morais KDR, Lautenschlager L, Grossel LA, Dahmer LC, Almeida LR, Fornitano L, Barbosa LNB, Bailey LL, Barreto LN, Villalba LM, Magalhães LM, Cullen Jr. L, Marques L, Costa LM, Silveira L, Moreira LS, Sartorello L, Oliveira LC, Gomes LP, Aguiar LS, Silva LH, Mendonça LS, Valenzuela LA, Benavalli L, Dias LCS, Munhoes LP, Catenacci L, Rampim LE, Paula LM, Nascimento LA, Silva LG, Quintilham L, Segura LR, Perillo LN, Rezende LR, Retta LM, Rojas LNS, Guimarães LN, Araújo L, Silva LZ da, Querido LC A, Verdade LM, Perera-Romero LE, Carvalho-Leite LJ, Hufnagel L, Bernardo LRR, Oliveira LF, Santos LGRO, Lyra LH, Borges LHM, Severo MM, Benchimol M, Quatrocchi MG, Martins MZA, Rodrigues M, Penteado MJF, Moraes MFD, Oliveira MA, Lima MGM, Pônzio MC, Cervini M, Silva M, Passamani M, Villegas MA, Santos Junior MA, Yamane MH, Jardim MM de A, Oliveira ML, Silveira M, Tortato MA, Figueiredo MSL, Vieira MV, Sekiama ML, Silva MAA, Nuñez MB, Siviero MB, Carrizo MC, Barros MC, Barros MAS, Rosário MCF, Mora MCP, Jover MCF, Morandi MEF, Huerta ME, Fernandes MEA, Siñani MEV, Iezzi ME, Pereira MJR, Vinassa MLG, Lorini ML, Jorge MLSP, Morini MS, Guenther M, Landis MB, Vale MM, Xavier MS, Tavares MS, Kaizer M, Velilla M, Bergel MM, Hartmann MT, Silva ML da, Rivero M, Munerato MS, Silva MX, Zanin M, Marques MI, Haberfeld M, Bitetti MSD, Bowler M, Galliez M, Ortiz-Moreno ML, Buschiazzo M, Montes MA, Alvarez MR, Melo-Dias M, Reis MG, Corrêa MRJ, Tobler MW, Gompper ME, Nunez-Regueiro M, Vecchi MB, Graipel ME, Godoi MN, Moura MO, Konzen MQ, Pardo MV, Beltrão MG, Mongelli M, Almeida MO, Gilmore MP, Schutte M, Faria MB, Luiz MR, Paula M, Hidalgo-Mihart MG, Perilli MLL, Freitas-Junior MC, Silva MP, Denkiewicz NM, Torres NM, Olifiers N, Lima NDSD, Albuquerque NM, Canassa NF, Curi NHA, Prestes NP, Falconi N, Gurgel-Filho NM, Pasqualotto N, Cáceres NC, Peroni N, De La Sancha NU, Zanella N, Monroy-Vilchis O, Pays O, Arimoro OA, Ribeiro OS, Villalva P, Gonçalves PR, Santos PM, Brennand P, Rocha P, Akkawi P, Cruz P, Ferreira PM, Prist PR, Martin PS, Arroyo-Gerala P, Auricchio P, Hartmann PA, Antas P de TZ, Camargo PHSA, Marinho PH, Ruffino PHP, Prado PI, Martins PW, Cordeiro-Estrela P, Luna P, Sarmento P, Peres PHF, Galetti PM, Castilho PV, Renaud P-C, Scarascia PO, Cobra PDPA, Lombardi PM, Bessa R, Reyna-Hurtado R, Souza RCC, Hoogesteijn RJ, Alves RSC, Romagna RS, Silva RL, Oliveira R de, Beltrão-Mendes R, Alencar R de M, Coutinho R, Silva RC, Grando RLSCC, Matos RG, Araujo RS, Pedroso RF, Durães RMN, Ribeiro RLA, Chagas R, Miotto R, Bonikowski RTR, Muylaert RL, Pagotto RV, Hilário RR, Faria RT, Bassini-Silva R, Sampaio R, Sartorello R, Pires RA, Hatakeyama R, Bianchi RC, Buitenwerf R, Wallace R, Paolino RM, Fusco-Costa R, Trovati RG, Tomasi RJ, Hack ROE, Magalhães RA, Nobrega RAA, Nobre RA, Massara RL, Fróes RM, Araújo RPC, Pérez RRL, Jorge RSP, Paula RC, Martins R, Cunha RGT, Costa R, Alves RRN, Garcia-Anleu R, Almeida RPS, Loachamín RDC, Andrade RS, Juárez R, Bordallo SU, Guaragni SA, Carrillo-Percastegui SE, Seber S, Astete S, Hartz SM, Espinosa S, Solas SÁ, Lima SR, Silvestre SM, Machado SAS, Keuroghlian-Eaton S, Albanesi S, Costa SA, Bazilio S, Mendes SL, Althoff SL, Pinheiro SD, Napiwoski SJ, Ramirez SF, Talamoni SA, Age SG, Pereira TC, Moreira TC, Trigo TC, Gondim TMS, Karlovic TC, Cavalcante T, Maccarini T, Rodrigues TF, Timo TPC, Monterrubio TC, Piovezan U, Cavarzere V, Towns V, Onofrio VC, Oliveira VB, Araújo VC, Melo VL, Kanaan VT, Iwakami V, Vale V, Filho VP, Alberici V, Bastazini VAG, Orsini VS, Braz VS, Bonzi VBR, Layme VMG, Gaboardi VTR, Rocha VJ, Martins WP, Tomas WM, Hannibal W, Dáttilo W, Silva WR, Endo W, Bercê W, De La Cruz YB, Ribeiro YGG, Galetti M, Ribeiro MC. 2020. Neotropical carnivores: a data set on carnivore distribution in the Neotropics. Ecology 101(11): e03128. http://doi.org/10.1002/ecy.3128.

Pinto APR, Camolesi M, Alexandrino ER. 2017. Orientações legais para diagnóstico da mastofauna em Estudos de Impactos Ambientais ajudam? Análise crítica no caso do Estado de São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade 4: 355-372. http://doi.org/10.21438/rbgas.040810.

Quintela FM, Rosa CA, Feijó A. 2020. Updated and annotated checklist of recent mammals from Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências 92: e20191004. http://doi.org/10.1590/0001-3765202020191004.

Rede Specieslink. 2020. Disponível em: http://www.splink.org.br. Acessado em: 06 de agosto de 2020.

Sánchez LE. 2008. Origem e difusão da avaliação de impacto ambiental. Avaliação de impacto ambiental. Oficina de Textos, São Paulo.

SIBBr – Sistema da Informação sobre a Biodiversidade Brasileira. 2020. Disponível em: https://www.sibbr.gov.br. Acessado em: 06 de agosto de 2020.

Silveira LF, Beisiegel BM, Curcio FF, Valdujo PH, Dixo M, Verdade VK, Mattox GMT, Cunningham PTM. 2010. Para que servem os inventários de fauna? Estudos Avançados 24: 173-207.

Thompson GG. 2007. Terrestrial vertebrate fauna surveys for the preparation of environmental impact assessments; how can we do it better? A Western Australian example. Environmental Impact Assessment Review 27: 41-61. http://doi.org/10.1016/j.eiar.2006.08.001.

De Vivo M. 2007. Problemas da mastozoologia brasileira. Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia 48: 1-4.

Submetido em: 02/agosto/2020
Aceito em: 23/novembro/2020

continuação da capa externa...

Predição de impactos na fauna: uma proposta para aprimorar estudos de impacto ambiental
Fernanda Z. Teixeira, Larissa Oliveira Gonçalves, Barbara Zucatti, Larissa Donida Biasotto, Isabel Salgueiro Lermen, Gabriela Schuck de Oliveira, Ingridi Camboim Franceschi, Talita Menger, Douglas de Oliveira Berto, Bibiana Terra Dasoler, Andreas Kindel *146*

Aspectos técnicos, acadêmicos e regulatórios da avaliação de impactos ambientais sobre a mastofauna
Matheus Fernandes Dalloz *154*

Boletim da
Sociedade Brasileira
de Mastozoologia

Boletim da
Sociedade Brasileira
de Mastozoologia

ISSN 1808-0413

Nº 89, dezembro de 2020

ÍNDICE

ARTIGOS

Mastofauna em Estudos de Impacto Ambiental: um estudo de caso de Minerações do Alto São Francisco, Minas Gerais
Vitória Monteiro de Barros Ferreira, Éder Costa Carvalho, Marcelo Passamani 69

Pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia e Rodentia): estudo de impacto ambiental em uma região de ecótono entre a Mata Atlântica e a Caatinga
Michel Barros Faria, Mariane da Cruz Kaizer 74

Registros de roedores sigmodontíneos reportados nas avaliações de impacto ambiental de linhas de transmissão – uma revisão na base de dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)
Luisa Mendes, Bernardo Papi, Lena Geise 83

A contribuição dos estudos de licenciamento ambiental ao conhecimento da mastofauna da bacia do rio Irani, estado de Santa Catarina, sul do Brasil
Jorge José Cherem, André Filipe Testoni, Sérgio Luiz Althoff 93

Use of Visible Implant Elastomer (VIE) as an efficient method for marking bats
Débora Magnavita de Alencar, Fábio de Carvalho Falcão, Moacir Santos Tinoco 107

Medium and Large-Sized Mammals: Environmental Impact Study in the Valleys Jequitinhonha and Mucuri, Northeastern Minas Gerais, Brazil
Mariane C. Kaizer, Michel B. Faria 112

ENSAIOS

Análise de relevância de cavernas: uma revisão da IN 02/2017 sob a perspectiva dos morcegos
Jennifer de Sousa Barros, Augusto Milagres e Gomes, Maricélio Medeiros Guimarães, Leonardo Dias-Silva, Patrício Adriano da Rocha, Valéria da C. Tavares, Enrico Bernard 126

Atividades de derrocagem subaquática e potenciais impactos em golfinhos costeiros: avaliação, monitoramento e medidas de mitigação
Daiane Santana Marcondes, Tawane Yara Nunes, Gabriel Fraga da Fonseca, Stephane P.G. de Moura, Tara Van Belleghem, Camila Domit 135

continua na capa interna...

Remetente: Sociedade Brasileira de Mastozoologia
A/C Dr. Alexandre Reis Percequillo
Laboratório de Mamíferos, Departamento de Ciências Biológicas,
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
Avenida Pádua Dias, 11, Caixa Postal 9,
CEP 13418-900, Piracicaba, São Paulo, Brasil.

Destinatário:

IMPRESSO