



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA
À GESTÃO AMBIENTAL



PAULO ROCHA JULIANO DE CARVALHO

RELATÓRIO TÉCNICO:

ANÁLISE CRÍTICA DOS ESTUDOS DE
IMPACTO AMBIENTAL DO ESTADO DA BAHIA,
COM APROFUNDAMENTO NO DELINEAMENTO AMOSTRAL
UTILIZADO PARA MEDIÇÃO DA BIODIVERSIDADE

SALVADOR, BAHIA
OUTUBRO/2021



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA
À GESTÃO AMBIENTAL



PAULO ROCHA JULIANO DE CARVALHO

**ANÁLISE CRÍTICA DOS ESTUDOS
DE IMPACTO AMBIENTAL DO ESTADO DA BAHIA,
COM APROFUNDAMENTO NO DELINEAMENTO AMOSTRAL
UTILIZADO PARA MEDIÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental.

Orientador: Dr. BRUNO VILELA DE
MORAES E SILVA

**SALVADOR, BAHIA
OUTUBRO/2021**

Ficha Catalográfica

Carvalho, Paulo Rocha Juliano de.

Análise crítica dos estudos de impacto ambiental do Estado da Bahia, com aprofundamento no delineamento amostral utilizado para medição da biodiversidade / Paulo Rocha Juliano de Carvalho. -2021.

116 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Bruno Vilela de Moraes e Silva.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Salvador, 20219.

1. Ecologia. 2. Biodiversidade. 3. Biodiversidade - Medição. 4. Licenças ambientais - Bahia. 5. Impacto ambiental - Avaliação - Bahia. I. Silva, Bruno Vilela de Moraes e. II. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. III. Título.

CDD - 577
CDU - 574(813.8)

FOLHA DE APROVAÇÃO

PAULO ROCHA JULIANO DE CARVALHO

Análise crítica dos Estudos de Impacto Ambiental do Estado da Bahia,
com aprofundamento no delineamento amostral utilizado para medição
da biodiversidade

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
Universidade Federal da Bahia

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Bruno Vilela de Moraes e Silva (Orientador) (Instituto de Biologia,
Universidade Federal da Bahia)

Prof. Dr. Dary Moreira Gonçalves Rigueira (Diretoria de Fiscalização, Instituto
do Meio Ambiente e Recursos Hídricos)

Prof. Dr. Gilson Correia de Carvalho (Departamento de Biotecnologia, Instituto
de Ciências da Saúde, Universidade Federal da Bahia)

AGRADECIMENTOS

Demonstro, aqui, minha gratidão aos que colaboraram nesta dissertação de conclusão do Mestrado Profissional.

Inicialmente, cito a Universidade Federal da Bahia, por meio do Instituto de Biologia, pelo oferecimento do ensino público, gratuito e de qualidade, e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pela bolsa de pesquisa concedida durante 9 meses, em meio à pandemia de COVID-19.

Destaco a orientação clara e sempre competente do Prof. Dr. Bruno Vilela. Menciono, ainda, os colegas da participativa turma de 2018.2, com os quais tive um agradabilíssimo convívio pré-pandêmico. Ressalto o auxílio dos colegas: Carlos André Teixeira, meu parceiro de longa data, realizando suporte logístico transoceânico, e Luzia Pamponet, pelo auxílio remoto junto à FAPESB.

Finalmente agradeço à minha companheira Ana Lígia, por todo o amor e incentivo na realização do Mestrado, além da informal co-orientação em assuntos acadêmicos.

NAMASTÊ!

TEXTO DE DIVULGAÇÃO

Atualmente, a legislação brasileira exige que grandes empreendimentos realizem estudo prévio para análise dos possíveis impactos ambientais e estabeleçam medidas para remediação e controle dos impactos gerados. Estes estudos visam assegurar a conservação ambiental e sustentabilidade das atividades, preservando assim o meio ambiente e a biodiversidade para as presentes e futuras gerações. Os estudos são realizados a partir de levantamento de dados considerando os meios físico, biótico e socioeconômico. Para o meio biótico é comum levantamento específico de fauna e flora, porém medir a diversidade adequadamente não é uma tarefa simples.

Este relatório apresenta uma análise crítica dos estudos de impacto ambiental recentes, realizados no estado da Bahia, com foco nos métodos utilizados para medição da biodiversidade e compara os resultados encontrados com boas práticas científicas.

Foram estipulados 21 itens de análise. A média geral de atendimento a todos os critérios foi considerada insatisfatória. Os itens com melhor desempenho foram: o estabelecimento de medidas mitigadoras e programas ambientais; a realização de pelo menos duas campanhas de campo contemplando os períodos de chuva e estiagem, além das listas das espécies registradas, considerando informações complementares importantes para a avaliação de vulnerabilidade. Os principais itens com desempenho insatisfatório foram: os critérios utilizados para apresentação das alternativas locais e para delimitação das áreas afetadas pelos impactos ambientais; a análise dos impactos, medidas e programas ambientais diretamente relacionada aos inventários de fauna e flora executados; a aplicação dos conhecimentos relacionados à Ecologia de Paisagem; a abrangência e a aleatoriedade na configuração dos pontos de coleta; o uso de áreas de controle, não impactadas com as atividades do empreendimento e a ausência de medidas para análise da composição das comunidades.

Finalmente foram apresentadas recomendação para elaboração de futuros estudos ambientais.

RESUMO

A Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, em junho de 1992, enfatizou a importância da biodiversidade como base de nossa própria existência, indicando seu uso com sabedoria e sustentabilidade, além de sua conservação para as gerações atuais e futuras. As principais ameaças à biodiversidade global estão associadas às atividades humanas, que causam perdas ou danos ao habitat. Em escala mundial, busca-se a consistência e coerência entre políticas sociais e ambientalmente sustentáveis, o fortalecimento institucional e melhorias no planejamento estratégico, a fim de mitigar potenciais impactos socioambientais. Porém, atualmente, o Brasil se mostra dissidente dessa política. O licenciamento ambiental é o instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) que, em tese, assegura o cumprimento do preceito constitucional de um meio ambiente ecologicamente equilibrado e preservado, para as presentes e futuras gerações. O licenciamento deve compatibilizar a preservação da natureza e o desenvolvimento e tem um papel crítico na aprovação e controle de como as atividades humanas resultam em danos ao meio ambiente. Além disso, seus desdobramentos acarretam em consequências econômicas e políticas de longo alcance. A partir da publicação da resolução 001/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, foram estabelecidas as exigências para elaboração dos Estudos de Impacto Ambiental (EIA). O EIA é formado por um conjunto de procedimentos capaz de assegurar um exame sistemático dos impactos ambientais de uma proposta (projeto, programa, plano ou política) e de suas alternativas, desde o início do processo. O planejamento do EIA, sua seleção de amostras e coleta de dados devem ser realizados de modo que toda e qualquer decisão tomada seja embasada em conhecimento científico. Uma avaliação de risco, realizada a partir de uma base de dados adequada, fornecerá um resumo do nível de distúrbio e de sua repercussão sobre as espécies significativas de conservação, assembleias de fauna e ecossistemas, na área do projeto e de seu entorno. O delineamento amostral e os métodos utilizados influenciam diretamente na capacidade de se quantificar uma comunidade. São comuns diagnósticos malconduzidos, com esforços amostrais insuficientes e com o emprego de métodos de coleta e análise inadequados. Os estudos voltados para a análise de efetividade da avaliação de impacto ambiental contribuem para a análise do processo, fomentando o aprimoramento contínuo da ferramenta. Este relatório técnico apresenta um diagnóstico dos processos de licenciamento ambiental do Estado da Bahia, através da análise crítica dos EIAs, com aprofundamento em seu delineamento amostral, nos métodos utilizados para medição da diversidade e na forma de apresentação dos resultados. Foram analisados 12 EIAs obtidos na base de documentos digitalizados disponíveis no Sistema Estadual de Informações Ambientais e de Recursos Hídricos (SEIA) e no site do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA). O período contemplado vai do início de janeiro de 2012 até fevereiro de 2020. Apresenta-se um diagnóstico dos EIAs Baianos através de critérios elencados com base nas melhores práticas ecológicas. Finalmente são propostas recomendações para

desenvolvimento de futuros Estudos de Impacto Ambiental. Mais do que uma análise de efetividade dos EIAs, o documento visa compor o referencial teórico relacionado ao tema, aplicando de forma prática a ciência ecológica aos processos de avaliação de impactos ambientais.

Palavras-Chave: Licenciamento ambiental, Estudo de Impacto Ambiental, delineamento, métodos, biodiversidade.

ABSTRACT

The United Nations Conference on Environment and Development, held in Rio de Janeiro in June 1992, emphasized the importance of biodiversity as the basis of our existence and suggested its sustainable use and conservation for the current and future generations. The main threats to global biodiversity are associated with human activities, which cause habitat damage or loss. On a global scale, it seeks consistency and coherence between social and environmentally sustainable policies, institutional strengthening, and improvements in strategic planning to mitigate potential social and environmental impacts. However, Brazil currently shows itself dissident from these policies. Environmental licensing is the instrument of the National Environmental Policy that theoretically ensures compliance with the constitutional precept of an environment balanced and preserved for present and future generations. Licensing must reconcile conservation and development. The Environmental Impact Assessments (EIA) have far-reaching economic and political consequences and play a critical role in approving and controlling how human activities damage the environment. In 1986, the first resolution of the Environment National Council (CONAMA 001/86) was published. This resolution establishes requirements for the preparation of Environmental Impact Assessments. The EIA consists of procedures capable of ensuring a systematic examination of the environmental impacts of a proposal (project, program, plan, or policy) and its alternatives. The planning of the EIA, the selection of the sample, and the data collection must be carried out considering that any decision made is based on scientific knowledge. Appropriate studies will indicate the level of disturbance and its impact on conservation-significant species, fauna, and ecosystems inside and around the project area. The sampling design and the methods used directly influence the ability to quantify community. Misconducted diagnoses, with insufficient sampling efforts and the use of inadequate methods, are common. Analyzing the effectiveness of the EIAs contribute to the process, fostering its continuous improvement. This Technical Report presents a diagnosis of the Environmental Impact Assessments in the State of Bahia, through a critical analysis of the EIAs, focusing on their sampling design, methods used to measure biodiversity, and the format of presentation of the results. Specifically, we analyzed twelve EIAs from the base of digitized documents, available in the State System for Environmental Information and Water Resources (SEIA – initials in Portuguese) and on the website of the Institute for the Environment and Water Resources (INEMA – initials in Portuguese), covering the period from January 2012 to February 2020. We present a diagnosis of EIAs in Bahia using criteria based on the best ecological practices. Finally, we list a series of recommendations to improve future Environmental Impact Assessments. More than an EIAs effectiveness analysis, the document aims to compose the theoretical framework related to the theme, using applied ecological science to advance Environmental Impact Assessments.

Key Words: Environmental Impact Assessment, Environmental Licensing, methods, design, biodiversity.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Informações básicas dos EIAs levantados	24
Tabela 2: Métodos de inventários indicados para vertebrados terrestres	45
Tabela 3: Métodos de coleta utilizados para táxons amostrados em todos os EIAs	46
Tabela 4: Métodos de coleta utilizados para demais táxons	49
Tabela 5: Consolidação dos itens e critérios de análise	84

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Quantificação dos tipos de estudos ambientais	22
Gráfico 2: Tipos de deficiência das alternativas locais	27
Gráfico 3: Quantificação do tipo de alternativa tecnológica utilizada	29
Gráfico 4: Critérios apresentados para delimitação das AIDs	31
Gráfico 5: Critérios apresentados para delimitação das AIs	34
Gráfico 6: Análise da avaliação de impacto ambiental	38
Gráfico 7: Uso de métodos complementares para inventário de fauna	48
Gráfico 8: Configuração das unidades amostrais	53
Gráfico 9: Abrangência das unidades amostrais	54
Gráfico 10: Localização aleatória das unidades amostrais	55
Gráfico 11: Número de campanhas realizadas	59
Gráfico 12: Índice de atendimento aos itens para as listas de espécies	62
Gráfico 13: Índice de atendimento aos componentes das listas de espécies	63
Gráfico 14: Consolidação dos estudos que apresentaram dados de abundância	65
Gráfico 15: Apresentação de alguma medida de diversidade Beta	68
Gráfico 16: Apresentação, estabilidade e rarefação das curvas de acúmulo de espécies	72
Gráfico 17: Apresentação de índices de diversidade	76
Gráfico 18: Estratificação da quantidade de índice de diversidade presentes nos EIAs	77
Gráfico 19: Frequência de apresentação dos índices de diversidade	78
Gráfico 20: Comparação dos índices de diversidade com valores de referência	78
Gráfico 21: Apresentação de estimativa total de riqueza	81
Gráfico 22: Frequência de uso de cada estimador de riqueza	81
Gráfico 23: Atendimento geral dos estudos a cada um dos itens	86

LISTA DE FIGURAS

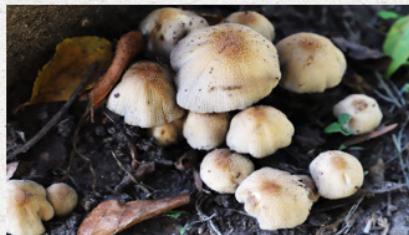
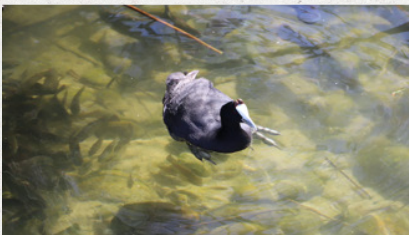
Figura 1: Distribuição e tipologia dos projetos	23
Figura 2: Área de Influência Direta - extensão da poligonal	32
Figura 3: Área de Influência Direta - fragmentos de remanescentes florestais	33
Figura 4: Exemplo de distribuição das unidades amostrais para registro de avifauna	56
Figura 5: Área de caatinga nas estações de seca e chuva	57
Figura 6: Diagrama de Whittaker representando os padrões da abundância	65
Figura 7: Distribuição de espécies, representando os processos de aninhamento, substituição e ambos	67
Figura 8: Curvas médias de acúmulo de espécies, intervalos de confiança e as curvas de acumulação, utilizando a ordem das parcelas e dos indivíduos	71
Figura 9: Perfis de diversidade usando a série de Hill	75
Figura 10: Diagrama de Whittaker representando a abundância relativa das espécies em locais com diferentes níveis de impacto ambiental	93

LISTA DE ABREVIATURAS

- ADA - Áreas de Influência Direta
- AIA - Avaliação de Impacto Ambiental
- AID - Áreas de Influência Direta
- All - Área de Influência Indireta
- APA - Área de Proteção Ambiental
- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CAP - Circunferência na altura do peito
- CAS - Circunferência na altura do solo
- DAS - Diâmetro na Altura do Solo
- EIA - Estudo de Impacto Ambiental
- h - Hora
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis
- IN - Instrução Normativa
- INEMA - Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
- LP - Licença Prévia
- MPF - Ministério Público Federal
- ND - Não Descritos
- NT - Nota Técnica
- PNMA - Política Nacional do Meio Ambiente
- SEIA - Sistema Estadual de Informações Ambientais e de Recursos Hídricos
- TR - Termo de Referência
- UA – Unidade Amostral

ÍNDICE

FOLHA DE APROVAÇÃO	II
AGRADECIMENTOS	III
TEXTO DE DIVULGAÇÃO	IV
RESUMO	V
ABSTRACT	VII
LISTA DE TABELAS	VIII
LISTA DE GRÁFICOS	IX
LISTA DE FIGURAS	X
LISTA DE ABREVIATURAS	XI
ÍNDICE	XII
1 Introdução	17
2 Levantamento dos Estudos de Impacto Ambiental	21
3 Atendimento aos principais requisitos legais	26
3.1 Apresentação das alternativas locacionais e tecnológicas	26
3.2 Descrição das áreas de influência e seus critérios de delimitação	29
3.3 Avaliação dos impactos ambientais, apresentação de medidas e programas para mitigação e parâmetros de qualidade	34
3.4 Apresentação dos diagnósticos físico, biológico e socioeconômico	39
4 Análise crítica do delineamento amostral, métodos utilizados e forma de apresentação dos resultados	41
4.1 Táxons inventariados e metodologia utilizada para medição da biodiversidade	43
4.2 Configuração e abrangência das Unidades Amostrais	51
4.3 Coleta de dados considerando a sazonalidade da região	56
4.4 Uso de áreas de Controle	60
4.5 Apresentação de dados sobre a riqueza	61
4.6 Apresentação de dados sobre a abundância	63
4.7 Análise da composição da comunidade (diversidade Beta)	66
4.8 Apresentação de curvas de acúmulo de espécies	69
4.9 Cálculo de índices de diversidade	73
4.10 Uso de estimadores de riqueza	79
5 Considerações Finais	83
5.1 Recomendações	88
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
7 ANEXOS	104



fotos: Ana Lígia Leite e Aguiar

1- INTRODUO

A Conferência das Naes Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, em junho de 1992, enfatizou a importância da biodiversidade como base de nossa própria existência, indicando seu uso com sabedoria e sustentabilidade, além de sua conservao para as geraes atuais e futuras. As principais ameaças  biodiversidade global estão associadas às atividades humanas, que causam

perdas ou danos ao habitat (IAIA, 2005). Em escala mundial, busca-se a consistência e coerência entre políticas sociais e ambientalmente sustentáveis, o fortalecimento institucional e melhorias no planejamento estratégico, a fim de mitigar potenciais impactos socioambientais (BANCO MUNDIAL, 2016). Porém, atualmente, o Brasil se mostra dissidente dessa política.

O licenciamento ambiental é o instrumento da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) que, em tese, possibilita o cumprimento do artigo 225 da Constituição Federal. Este artigo assegura um meio ambiente ecologicamente equilibrado e preservado, para as presentes e futuras gerações. O licenciamento deve compatibilizar a preservação da natureza e o desenvolvimento. (TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO, 2007). O processo acarreta em consequências econômicas e políticas de longo alcance (FERRAZ, 2012) e têm um papel crítico no controle de como as atividades resultam em danos ao meio ambiente (VILLARROYA *et al.*, 2014).

A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) é um instrumento que estimula a inclusão dos fatores ambientais no planejamento e tomada de decisão. A AIA é uma ferramenta utilizada internacionalmente com a finalidade de analisar a viabilidade ambiental de projetos, planos e programas e fundamentar a decisão de viabilidade (SÁNCHEZ, 2013). Ela foi implementada no Brasil a partir da década de 1970, devido à pressão de organismos multilaterais de financiamento, tais como o Banco Mundial e o Banco Interamericano de Desenvolvimento, tornando-se exigência para o financiamento de grandes projetos (OLIVEIRA e BURSZTYN, 2001).

Em 1981 a Política Nacional do Meio Ambiente foi instituída e a AIA passou a ser vinculada aos sistemas de licenciamento de atividades poluidoras ou modificadoras do

meio ambiente. Em 1986 é publicada a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 001/86, que estabelece as exigências para elaboração dos Estudos de Impacto Ambiental (EIA) (OLIVEIRA e BURSZTYN, 2001).

No Brasil o processo de licenciamento ambiental é coordenado e fiscalizado por órgãos públicos (federais, estaduais e municipais) e orientado por normas federais (Resoluções CONAMA 001/1986 e 237/1997). A Licença Prévia (LP), concedida na fase preliminar do projeto, pode depender da realização de Estudo de Impacto Ambiental. O documento é base para aprovação da concepção e da localização, atesta a viabilidade ambiental, estabelece requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos (KOBELITZ *et al.*, 2011).

O EIA é formado por um conjunto de procedimentos capaz de assegurar um exame sistemático dos impactos ambientais de uma proposta (projeto, programa, plano ou política) e de suas alternativas, desde o início do processo (BANCO MUNDIAL, 2016). O planejamento do EIA deve ser feito com base científica, incluindo a seleção de amostras e coleta de dados, de modo que toda e qualquer decisão tomada seja embasada em conhecimento científico (KOBELITZ *et al.*, 2011).

As principais falhas, relatadas na literatura, ao se prever e avaliar os impactos ambientais, envolvem: informações inadequadas ou

inapropriadas, dados insuficientes, metodologia de pesquisa pobre, além das restrições temporais, espaciais e econômicas. Essas deficiências acarretam em previsão de impacto não confiável, conclusões incorretas, resultam em decisão de baixa qualidade (FRASER *et al.*, 2003) e em desdobramentos negativos relevantes sobre as espécies, seus padrões e, conseqüentemente, sobre o meio ambiente (SILVEIRA *et al.*, 2010). Vale ressaltar que esses desdobramentos negativos não decorrem somente da deficiência técnico/científica na obtenção de dados sobre a biodiversidade. O processo de análise do impacto ambiental decorre de uma ponderação mais ampla que considera diversos aspectos e abrange os meios físicos e socioeconômicos, além do biótico.

Uma avaliação de risco, realizada a partir de uma base de dados adequada, fornecerá um resumo do nível de distúrbio e de sua repercussão sobre as espécies significativas de conservação, assembleias de fauna e ecossistemas, na área do projeto e de seu entorno. Este tipo de avaliação possibilita a proposição das ações que, efetivamente, reduzem o risco dos impactos ambientais gerados pela atividade (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

A medição dos componentes da diversidade de uma área está comumente presente nos Estudos de Impacto Ambiental (EIA). Esta medição tem como base o inventário de flora e fauna da região do empreendimento e

seu entorno. A realização e a análise de um inventário são tarefas complexas. Devem levar em consideração alguns fatores essenciais, tais como: habilidade, capacitação e competência dos executores; definição de desenho experimental eficiente (existência de réplicas, uso de áreas de controle, tempo de amostragem adequado, sazonalidade); considerar tipo e complexidade da(s) fitofisionomia(s) existentes, o uso de metodologias distintas e complementares; entre outros fatores. Atualmente, os inventários de fauna realizados, em sua grande maioria, não podem ser estatisticamente comparados. Dificilmente os estudos visam perguntas mais amplas ou relacionam sinergicamente diferentes impactos ocorridos em áreas próximas (SILVEIRA *et al.*, 2010).

O delineamento amostral e os métodos utilizados influenciam diretamente na capacidade de se quantificar uma comunidade (BOVENDROP *et al.*, 2017). São comuns diagnósticos malconduzidos, com esforços amostrais insuficientes e com o emprego de métodos de coleta de análise inadequados (PINTO *et al.*, 2017). Diversas tentativas para entender o que constitui um EIA de qualidade foram realizadas. A maioria delas se refere a estudos com o objetivo de determinar a qualidade de uma amostra específica de EIAs, geralmente com temática particular (LANDIM e SÁNCHEZ, 2012). Os estudos voltados para a análise de efetividade da avaliação de impacto ambiental contribuem para a análise do processo, fomentando o

aprimoramento contínuo da ferramenta (ALMEIDA e MONTAÑO, 2017).

Este relatório técnico apresenta um diagnóstico dos processos de licenciamento ambiental do Estado da Bahia, através da análise crítica dos EIAs, com aprofundamento em seu delineamento amostral, nos métodos utilizados para medição da diversidade e na forma de apresentação dos resultados. São

propostas recomendações, embasadas nas boas práticas científicas. Mais do que uma análise de efetividade dos EIAs, o documento visa compor o referencial teórico relacionado ao tema, aplicando de forma prática a ciência ecológica aos processos de avaliação de impacto. O material é direcionado aos órgãos ambientais, aos profissionais da área, aos estudantes de Biologia e demais interessados.



foto: arquivo pessoal

2 - LEVANTAMENTO DOS ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL

Os EIAs analisados foram obtidos na base de documentos digitalizados disponíveis no Sistema Estadual de Informações Ambientais e de Recursos Hídricos (SEIA) e no site do Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA). O INEMA é o órgão responsável pela análise e emissão de licenças ambientais no estado da Bahia. O período contemplado na pesquisa vai do início de janeiro de 2012, ano da entrada do sistema SEIA em operação, até fevereiro de 2020. Esta data de corte foi definida a fim de possibilitar a análise dos processos de licenciamento, atendendo ao cronograma da pesquisa. Assim, os estudos mais atuais

disponíveis foram utilizados, contemplando o intervalo de oito anos.

Os processos foram obtidos por meio de parceria estabelecida entre o INEMA e o programa de Mestrado Profissional em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental (MPEAGeA). Realizou-se pesquisa no sistema SEIA, direcionada aos processos de solicitação de Licença Prévia, fase na qual são apresentados os estudos de impacto ambiental. Foram levantados processos de solicitação de LP, com status concluídos, entre janeiro de 2012 e fevereiro de 2020.

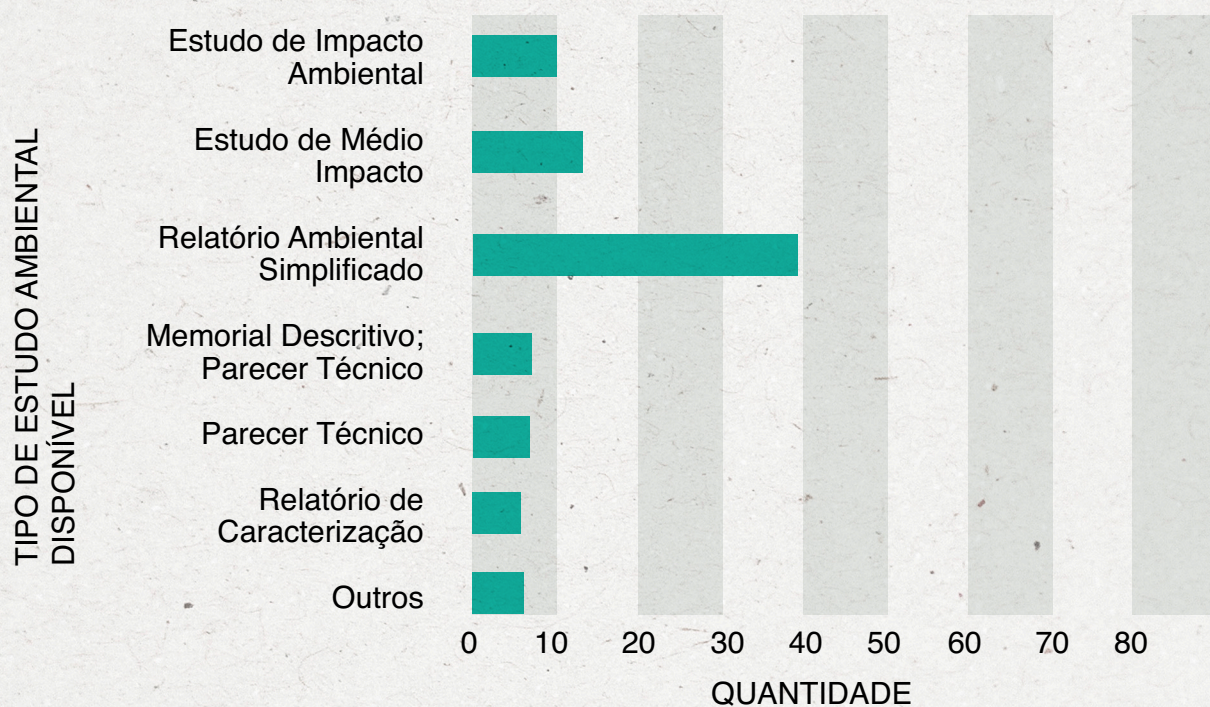
Neste levantamento inicial foram verificados 329 processos de solicitação de LP, abrangendo empreendimentos de pequeno, médio e grande porte. A tabela complementar, disponibilizada no repositório *figshare* *, apresenta a lista dos processos de LP obtidos.

Os Decretos Estaduais 14.024/12 e 16.963/16 dispõem sobre a classificação dos empreendimentos e atividades, atendendo aos critérios conjugados de potencial poluidor e porte do empreendimento. O decreto 14.024/12 estipula que os empreendimentos classificados como classe 6 (porte e potencial grandes) são os que devem apresentar o Estudo de Impacto Ambiental (os critérios que definem o porte do empreendimento estão detalhados no anexo I do decreto esta-

dual 16.963/16).

Dos 329 processos levantados, 83 foram classificados pelo INEMA como de grande porte, os quais devem contemplar as exigências legais mais abrangentes, incluindo a possibilidade de realização de Estudo de Impacto Ambiental. A documentação disponível no sistema SEIA, referente aos 83 processos, foi verificada, para seleção do universo de análise. Os processos e respectivos estudos ambientais disponíveis no SEIA estão consolidados em outra tabela complementar também disponível no repositório *figshare* **. O gráfico 1 quantifica quais tipos de estudos ambientais estavam disponíveis nos 83 processos de licença prévia dos empreendimentos de grande porte.

GRÁFICO 1: QUANTIFICAÇÃO DOS TIPOS DE ESTUDOS AMBIENTAIS DISPONÍVEIS NOS PROCESSOS DE LP DE GRANDE PORTE NO ESTADO DA BAHIA (JANEIRO DE 2012 A FEVEREIRO DE 2020)



*https://figshare.com/articles/dataset/Tabela_LP_Relatorio_Tecnico_mpeagea_Paulo_Carvalho_pdf/15147228

**https://figshare.com/articles/dataset/Tabela_Grande_Porte_Relatorio_Tecnico_mpeagea_Paulo_Carvalho_pdf/15147225

Dos 83 empreendimentos de grande porte, apenas 10 processos apresentaram o Estudo de Impacto Ambiental. Estes processos fazem parte da população analisada. Nos demais processos de solicitação de LP está disponível documentação contendo estudos ambientais menos abrangentes, tais como Relatório Ambiental Simplificado e Estudos de Médio Impacto.

Além dos 10 EIAs levantados no sistema SEIA, mais dois estudos foram acrescentados, pois estavam disponíveis no site do INEMA, em sua aba “Avaliação Ambiental - EIA/RIMA” * (itens 11 e 12 da tabela 1).

Vale ressaltar que o sistema SEIA passa por atualizações periódicas e novos processos podem ter sido acrescentados após a data de corte definida.

Os 12 Estudos de Impacto Ambiental analisados foram classificados pelo INEMA como empreendimentos de grande porte. Eles apresentam diferentes características, localização, especificidade e área. A distribuição dos projetos, por tipologia, foi ilustrada na figura 1. As informações básicas dos processos, tais como a capacidade e o município de localização, estão disponibilizadas na tabela 1, auxiliando na interpretação da figura.

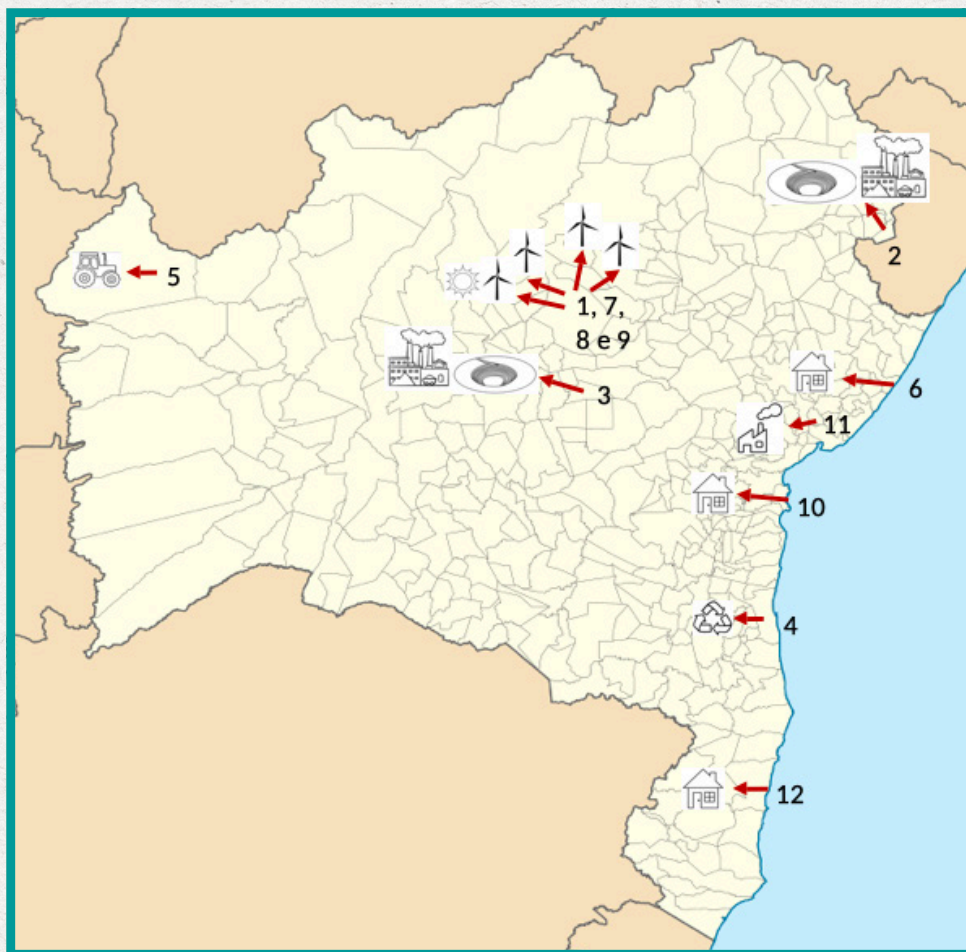


FIGURA 1: DISTRIBUIÇÃO E TIPOLOGIA DOS PROJETOS

* Disponível em: http://www.inema.ba.gov.br/estudos-ambientais/avaliacao-ambiental/eia-rima/?-dl_page=1. Acesso em: 05 mai 2020

TABELA 1: INFORMAÇÕES BÁSICAS DOS EIAs LEVANTADOS

#	NÚMERO DO PROCESSO SISTEMA SEIA	DESCRIÇÃO/CAPACIDADE	MUNICÍPIO	ÁREA (Ha)
1	2012.001.001095/ INEMA/LIC-01095	Complexo de Energia Eólica Potência total: 305,25 MW	Morro do Chapéu /Várzea Nova	5.003
2	2013.001.000004/ INEMA/LIC-00004	Exploração mineral de calcário agregada à fabricação de cimento Capacidade: 2 milhões de toneladas/ano	Paripiranga	989
3	2013.001.001116/ INEMA/LIC-01116	Exploração mineral de calcário agregada à fabricação de cimento Capacidade: 1,083 milhões de toneladas/ano	Lajedinho	223
4	2014.001.000030/ INEMA/LIC-00030	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos Capacidade: 855 toneladas/dia	Ilhéus	75
5	2014.001.001153/ INEMA/LIC-01153	Cultivo agrícola de grãos Produtividade máxima prevista: 1.443.562 sacas de soja, 4.124.464 sacas de milho, 3.207.954 arrobas de algodão e 137.483 sacas de milho, atingida no 4º ano agrícola	Formosa do Rio Preto	34.509
6	2015.001.001200/ INEMA/LIC-01200	Empreendimento urbanístico turístico, residencial e hoteleiro População máxima estimada: 13.643 usuários	Entre Rios	370
7	2015.001.002361/ INEMA/LIC-02361	Complexo de Energia Eólica Potência total: 150 MW	Morro do Chapéu	231
8	2017.001.002930/ INEMA/LIC-02930	Complexo de Energia Eólico-Solar Potência total: 272,37 MW	Morro do Chapéu	767
9	2018.001.002306/ INEMA/LIC-02306	Complexo de Energia Eólica Potência total: 350 MW	Morro do Chapéu /Várzea Nova	3.951
10	2018.001.007815/ INEMA/LIC-07815	Empreendimento urbanístico turístico, residencial e hoteleiro População máxima estimada: 3.863 usuários	Cairu	227
11	2020.001.002468/ INEMA/LIC-02468	Complexo Termoelétrico de Energia Potência total: 1,75 GW	São Francisco do Conde	48
12	Não identificado no SEIA	Empreendimento urbanístico turístico, residencial e hoteleiro População máxima estimada: 6.566 usuários	Porto Seguro	318

Todos os EIAs foram desenvolvidos por consultorias especializadas e não diretamente pelos empreendedores. Apenas uma destas empresas se repete, tendo realizado dois estudos do setor de energia.

Após o levantamento, os EIAs foram analisados criticamente considerando os requi-

sitos legais presentes nos artigos 5o e 6o, da resolução CONAMA 01/86 (detalhes na próxima seção) e, principalmente, o delineamento amostral, os métodos utilizados para medição da biodiversidade e a forma de apresentação dos resultados obtidos.



foto: Julio Ricco, iStock, ID: 1196573170`



foto: lapandr, iStock, ID: 1098018152



foto: thebroker, iStock, ID: 139883089



foto: fotokostic, iStock, ID: 506164764



foto: arquivo pessoal



foto: Vladimir_Timofeev, iStock, ID: 992429536

3 - ATENDIMENTO AOS PRINCIPAIS REQUISITOS LEGAIS

Os EIAs foram analisados considerando os principais requisitos descritos na resolução 001/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA 001/86). Estes requisitos geralmente estruturam os estudos de Impacto ambiental em quatro subdivisões. Tratam-se também de temas discutidos na literatura relacionada ao licenciamento ambiental no Brasil.

3.1 Apresentação das alternativas locais e tecnológicas

O artigo 5º da resolução CONAMA 01/86 estipula como uma das diretrizes gerais de um estudo de Impacto ambiental a apresentação de alternativas tecnológicas e de localização para o projeto.

A apresentação das alternativas locais é um item relevante dos EIAs. Ela acarreta na definição específica da área na qual os impactos ambientais efetivamente ocorrerão. Essa definição de alternativas deve, em tese, respeitar restrições ambientais e se adequar à capacidade de suporte do ambiente no qual o projeto se insere (MARINHO *et al.*, 2012). Os estudos de Impacto ambiental geralmente apresentam propostas locais e tecnológicas incipientes ou deixam de apresentá-las (AGRA FILHO *et al.*, 2012), (FERNANDES *et al.*, 2017).

Análises de alternativas, aliadas à participação da comunidade, são fatores chave na

melhoria de estudos de Impacto ambiental (KAMIJO e HUANG, 2016). Agra Filho e colaboradores (2012) propõem maior ênfase nas análises das alternativas locais e tecnológicas no aprimoramento do processo de avaliação de EIAs no Estado da Bahia. Os autores sugerem que os Termos de Referência (TRs), desenvolvidos para orientação dos EIAs, demandem a apresentação das justificativas e dos critérios de seleção das alternativas locais. Além disso, o TR pode solicitar comparação entre diferentes concepções tecnológicas, considerando o uso de tecnologias limpas e a eficiência no uso dos recursos. Nos estudos de caso analisados, os autores apontam o predomínio da avaliação de uma única alternativa local, além da eventual consideração das alternativas tecnológicas.

O Ministério Público Federal (MPF, 2004) divulgou a síntese de uma experiência relacionada às deficiências em Estudos de Impacto Ambiental, na qual evidencia como principais problemas relacionados à indicação de alternativas locais: a ausência de propostas de alternativas; a apresentação de alternativas reconhecidamente inferiores à selecionada no estudo (alternativas insustentáveis econômica ou ambientalmente, contrapondo-se a projetos com concepção previamente definida pelo empreendedor); a prevalência dos aspectos econômicos sobre os ambientais (análise restrita ao aspecto econômico, resultando na alternativa me-

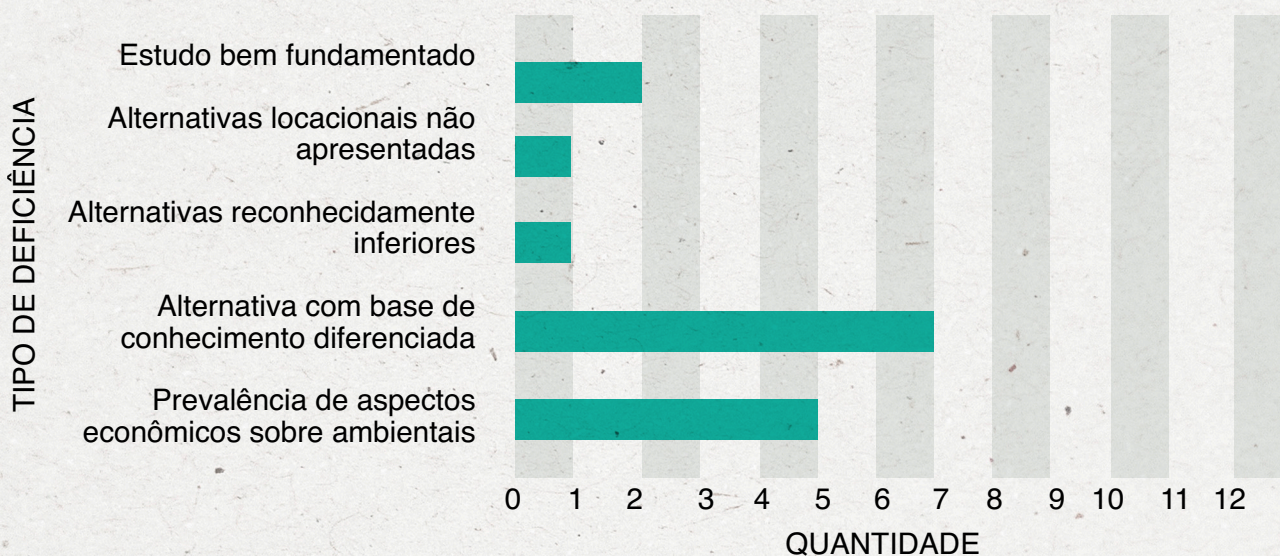
nos custosa) e a comparação de alternativas com base de conhecimento diferenciada (diagnóstico detalhado de uma proposta, acarretando no descarte das outras alternativas não aprofundadas).

Em relação às tecnologias menos impactantes Marinho e colaboradores (2012) destacam que os EIAs do Estado da Bahia eventualmente apresentam alternativas tecnológicas. Quando apresentadas, as alternativas tecnológicas, geralmente, não focam na redução na fonte de recursos, na ecoeficiência, no reuso de água, na energia limpa ou na análise do ciclo de vida e fechamento de ciclo. Os estudos são deficientes em relação ao potencial de produzir alternativas condizentes com a sustentabilidade ambiental. As avaliações de impacto ambiental restringem-se à identificação de medidas para atenuar os danos, ao invés de buscar

caminhos para sua não-geração. Os autores ressaltam que o uso de práticas de Produção Limpa, considerando a análise de toda a cadeia produtiva, é uma alternativa ambientalmente e economicamente atraente para o setor produtivo, incentivando, assim, a busca por produtos e processos ambientalmente corretos.

Nesta pesquisa analisou-se as alternativas locacionais apresentadas em cada um dos EIAs levantados, considerando as principais deficiências elencadas pelo Ministério Público Federal (MPF, 2004). O gráfico 2 quantifica as deficiências relacionadas à esta apresentação. Vale ressaltar que as alternativas podem incorrer em mais de um tipo de deficiência. O detalhamento do tipo de deficiência verificada, em cada um dos estudos, está resumido na tabela A.1, disponível nos anexos.

GRÁFICO 2: TIPOS DE DEFICIÊNCIA DAS ALTERNATIVAS LOCACIONAIS APRESENTADAS NOS EIAs



Apenas um dos EIAs verificados não apresenta nenhuma alternativa, os demais (92%) tratam do tema. Dois estudos (18%) tiveram sua metodologia de análise locacional considerada bem fundamentada, apresentando critérios técnicos para alternativas, que atenderam aos requisitos do MPF. Nos outros 9 EIAs (75%) uma ou mais das deficiências foram observadas.

Em projetos que se baseiam em uma fonte de recursos naturais, tais como vento ou minério, os estudos locacionais se limitam à definição do layout que minimize os impactos ambientais relacionados ao empreendimento. A localização é fundamentada primordialmente na disponibilidade do recurso. Isto evidencia base de conhecimento diferenciada. Nenhum estudo apresenta outras áreas, com recursos naturais existentes, que poderiam subsidiar empreendimentos de mesma natureza. Estudos locacionais com este enfoque perdem muito em sua eficácia, pois há uma predefinição da localização, sem que o detalhamento considere outras opções. A decisão, nestes casos, tende pela prevalência dos aspectos econômicos, já que os aspectos ambientais são praticamente os mesmos nas alternativas apresentadas.

Além disso, os quatro empreendimentos eólicos analisados estão em área de importância alta ou extremamente alta para conservação. A região é considerada como uma *Important Bird Area*, uma *Endemic Bird Area* e uma *Key Biodiversity Area*, além de se tratar de uma Reserva da Biosfera da Caatin-

ga, e fazer parte do corredor ecológico que liga as Unidades de Conservação do entorno (Área de Proteção Ambiental da Gruta dos Brejões e Parque Estadual do Morro do Chapéu). Na região existem sítios arqueológicos, paleontológicos, espeleológicos e campos rupestres. Os empreendimentos estão localizados na Zona de Amortecimento do Parque Estadual do Morro do Chapéu, sendo que um deles tem pequena parte de sua Área Diretamente Afetada (ADA), coincidindo com a poligonal do parque. A análise dos impactos somados destes projetos, sua sinergia e efeitos na escala da paisagem não foram considerados em nenhum dos EIAs. Também não foram considerados os impactos das linhas de transmissão associadas às plantas de geração de energia, pois são licenciadas em processo isolados.

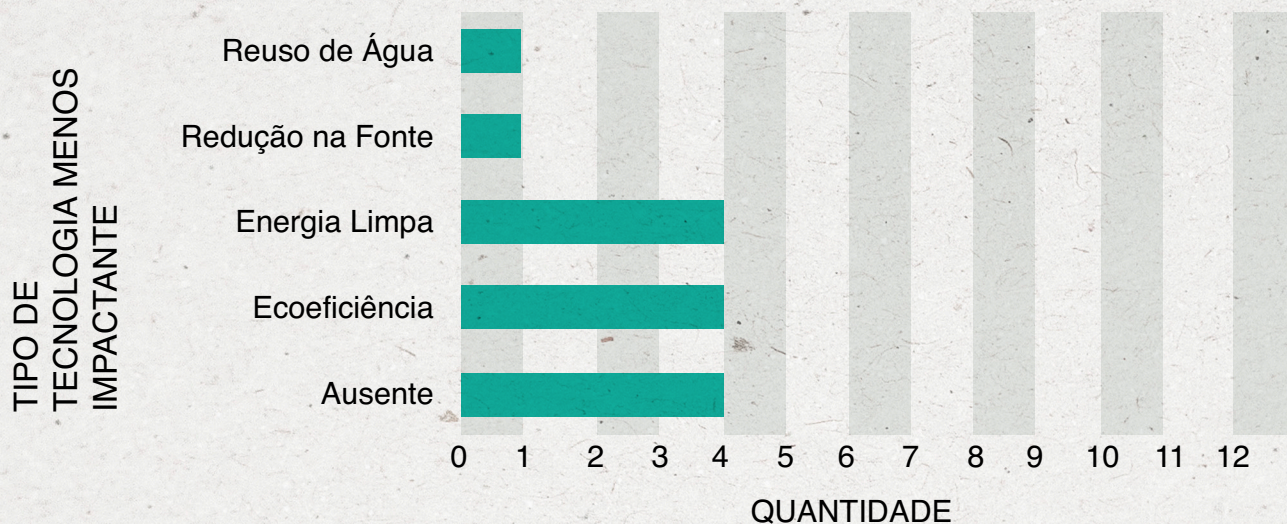
Os estudos considerados bem fundamentados tiveram como base para a definição das alternativas locacionais uma matriz de ponderação, arbitrando valores para aspectos técnicos, socioeconômicos e ecológicos do empreendimento. Além disso, os estudos consideram maior abrangência nas possibilidades de localização não se limitando a apenas uma microrregião.

Já a análise das alternativas tecnológicas apresentadas nos EIAs foi realizada com base na consideração de alguma das tecnologias menos impactantes, elencadas por Marinho e colaboradores (2012). No gráfico 3 estão consolidados o tipo de tecnologia

analisada como alternativa, em cada um dos EIAs. Os estudos podem apresentar mais de uma tecnologia menos impactante. A tabela

A.2, também nos anexos, detalha as alternativas apresentadas em cada estudo.

GRÁFICO 3: QUANTIFICAÇÃO DO TIPO DE ALTERNATIVA TECNOLÓGICA UTILIZADA (QUANDO APRESENTADA)



Percebe-se que os estudos são menos aprofundados e que alternativas tecnológicas deixam de ser contempladas com maior frequência. Quatro dos EIAs (33%) simplesmente não citam alternativas tecnológicas. Os estudos da área de energia inicialmente realizam comparação entre as diferentes possibilidades de geração (renováveis e não renováveis) e, quando aprofundam a análise, tratam sobre a eficiência de equipamentos. Porém a análise referente à fonte de geração não é muito coerente. O setor é considerado estratégico e a matriz energética do país é planejada em escala maior à do empreendimento em si. As unidades de geração de energia de grande porte são, majoritariamente, reguladas pelo poder público e executadas através de leilões, nos quais o tipo de geração de energia é pré-definida. De forma geral os estudos se limitam à ava-

liação da eficiência de equipamentos, sendo que, em apenas um deles, há também o reuso de água. No setor de energia, destacou-se o Estudo da usina Termoelétrica, que traz análise mais aprofundada referente ao uso de ciclo combinado de geração de energia. Os estudos urbanísticos se intitulam sustentáveis, porém não tratam sobre aproveitamento de água das chuvas, telhados verdes, uso do vento como ventilação natural de ambientes, uso de painéis solares para geração de energia, compostagem de resíduos, entre outras possibilidades.

3.2 Descrição das áreas de influência e seus critérios de delimitação

A definição das áreas de influência de um projeto é uma exigência presente na resolução CONAMA 001/86, no inciso III de seu

5º artigo.

Definir os limites da área geográfica a ser direta ou indiretamente afetada pelos impactos, denominada área de influência do projeto, considerando, em todos os casos, a bacia hidrográfica na qual se localiza.

A definição das áreas de influência é uma das tarefas complexas de um EIA, já que os fenômenos ecológicos e sociais não são claramente delimitáveis. Os estudos geralmente detalham os impactos locais, porém negligenciam efeitos indiretos com possibilidade de grande abrangência territorial (MPF, 2007).

A adequada metodologia para delimitação das áreas de influência é um item fundamental, deve nortear a abrangência do diagnóstico de um estudo de impacto ambiental, além de ser condizente com o alcance dos impactos previstos (AGRA FILHO *et al.*, 2012). O atendimento a essas premissas possibilita que os programas ambientais realmente evitem e/ou minimizem os efeitos negativos na região afetada. Além disso, as delimitações devem considerar os outros projetos co-localizados, já instalados ou em fase de licenciamento (MENIN, 2017).

Sánchez (2013) argumenta no mesmo sentido quando propõe que as áreas de influência deveriam ser definidas apenas após o diagnóstico ambiental, no qual a identifica-

ção, a avaliação dos impactos e a previsão de sua abrangência são realizados.

Na Bahia a maioria dos TRs solicita apenas a apresentação dos limites geográficos, das áreas direta ou indiretamente afetadas pelos impactos nos meios físico, biótico e socioeconômico, não exigindo detalhamento das peculiaridades da área em análise (AGRA FILHO *et al.*, 2012).

A delimitação das áreas de influência não deve se basear apenas na ocupação do território com obras de infraestrutura e/ou acessos, mas considerar os impactos ambientais previstos e sua abrangência, nas diferentes fases do projeto. Como programas ambientais e suas respectivas medidas de mitigação têm abrangência definida com base nas áreas de influência, estas podem modificar o custo final do projeto. Uma área de influência reduzida pode subsidiar programas restritos e, portanto, menos custosos (MPF, 2004).

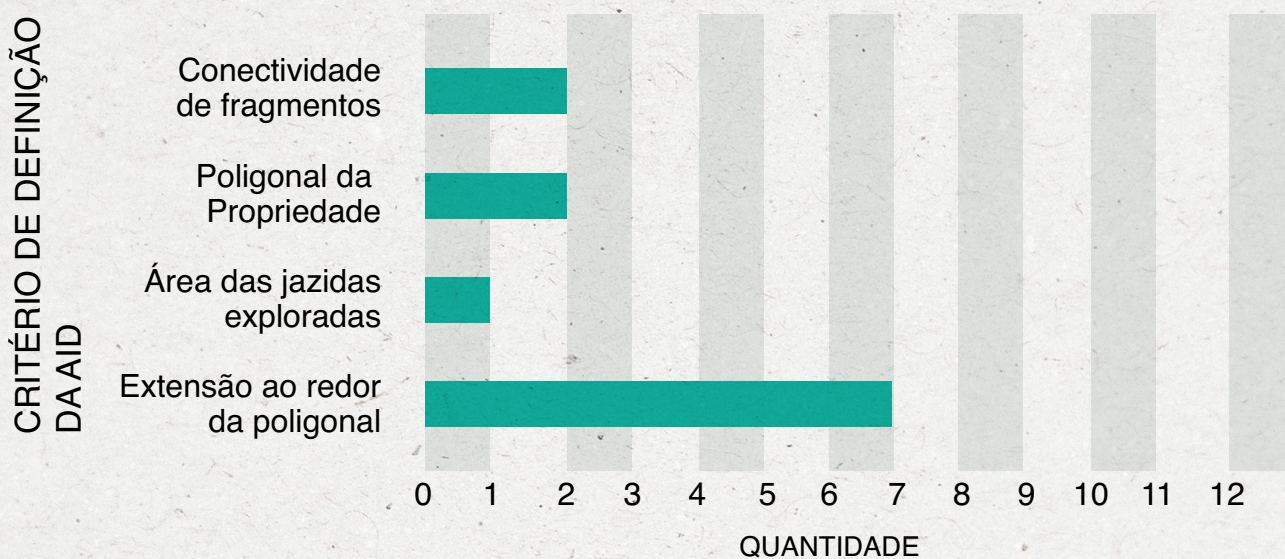
O Ministério Público desenvolveu uma Nota Técnica (NT) referente à análise das propostas para delimitação de áreas de influência em EIAs. Este documento contempla pesquisa bibliográfica e estudos de caso, nos quais os critérios adotados para delimitação foram identificados, sistematiza críticas e propõe melhorias ao processo. Resume-se algumas das principais críticas relatadas nessa NT: ausência da análise técnica dos impactos sobre os meios físico, biótico e so-

cioeconômico relacionando-os à delimitação das áreas de influência; não atendimento à Resolução CONAMA 01/86 (não contemplar a bacia hidrográfica) ou aos possíveis TRs, oferecidos para orientação do empreendedor na elaboração do EIA; descrições pouco claras das áreas ou não apresentação da metodologia utilizada; desconsideração dos impactos em todas as fases do empreendimento; consideração apenas das áreas referentes à instalação do empreendimento; uso de limites arbitrários e rígidos, como raio no entorno da poligonal ou divisões geopolíticas, sem justificativa técnica. Não foi verificado padrão nem rigor metodológico para

delimitação das áreas de influência dos empreendimentos (MPF, 2007).

Os critérios utilizados para delimitação das Áreas de Influência Direta (AID) frequentemente são diferentes entre os meios físicos, bióticos e socioeconômicos. Isto ocorre pois os impactos ambientais apresentam desdobramentos distintos em cada um dos meios. Apresenta-se aqui apenas análise relacionada ao meio biótico. O gráfico 4 consolida os critérios utilizados para delimitação da AID nos EIAs verificados. A tabela A.3, disponível nos anexos, apresenta detalhes dos critérios utilizados em cada estudo.

GRÁFICO 4: QUANTIFICAÇÃO DOS CRITÉRIOS APRESENTADOS PARA DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA DIRETA



Percebe-se que o critério amplamente adotado é o de um aumento na poligonal do empreendimento ou de sua ADA (58%), aumento este que variou de 500 a 3000 metros. Para os acessos, externos à poligonal do empreendimento, este aumento variou

de 25 a 300 metros. Dois estudos (17%) se limitaram à poligonal da propriedade na qual o empreendimento está inserido e um estudo (8%) adotou como critério a área do requerimento de processo de autorização de pesquisa mineral, efetuado junto ao De-

partamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), que contempla as jazidas de calcário a serem exploradas.

Todos os 10 estudos (83%) comentados adotaram limites arbitrários e rígidos, sem justificativa técnica e sem nenhuma relação com os impactos previstos para os meios físico, biótico e socioeconômico. Apenas 2 estudos (17%) adotaram critérios técnicos na

delimitação das AIDs, considerando conceitos de Ecologia de Paisagem e limitando-a com base nos fragmentos florestais localizados no entorno da propriedade. As figuras 2 e 3 foram extraídas dos EIAs analisados, a fim de ilustrar a diferença entre as delimitações, quando se considera o limite arbitrário e a previsão dos impactos e sua extensão no meio biótico, para definição da AID.



FIGURA 2: ÁREA DE INFLUÊNCIA DIRETA (MEIO BIÓTICO) - CRITÉRIO CONSIDERANDO A EXTENSÃO DA POLIGONAL

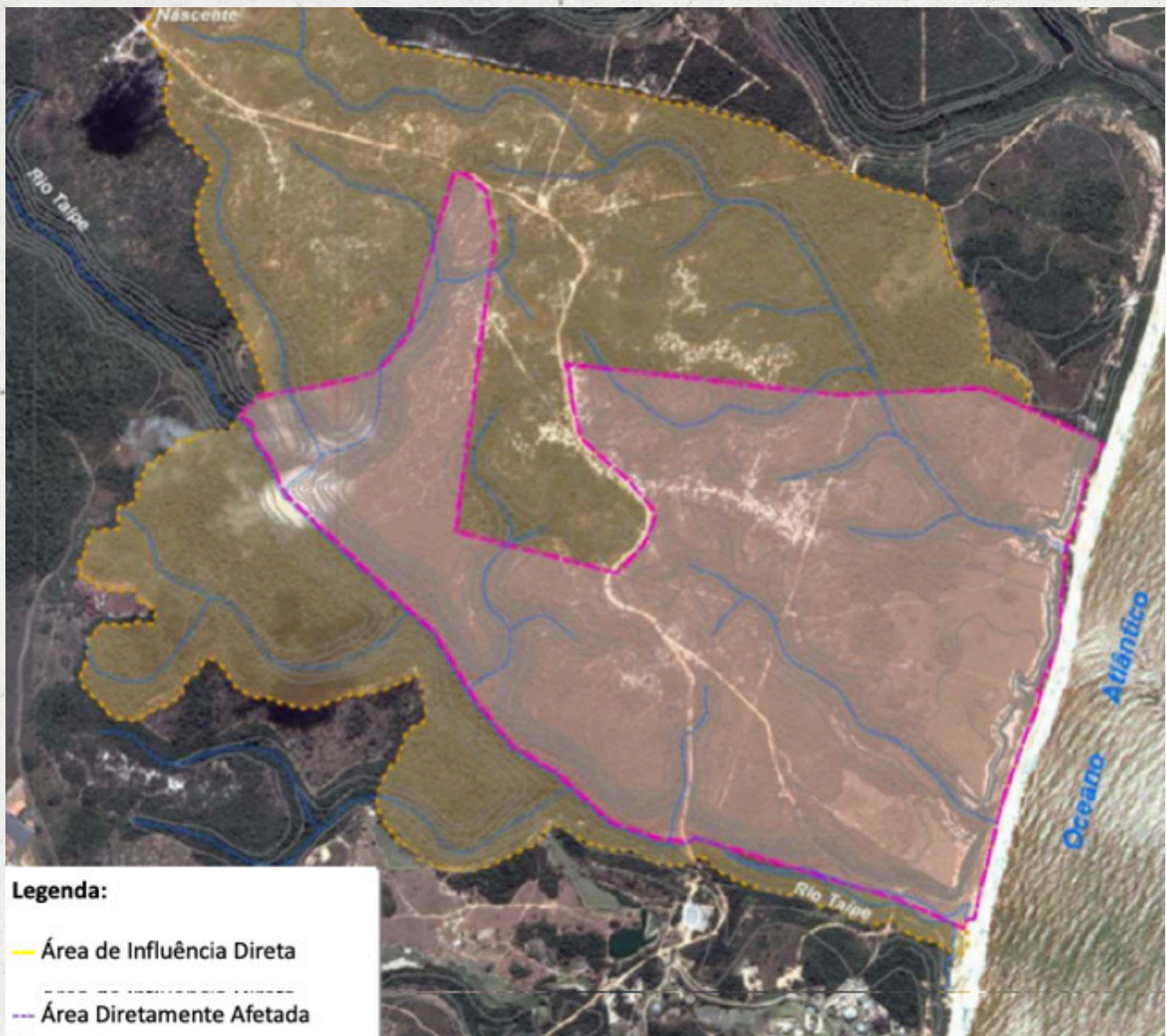
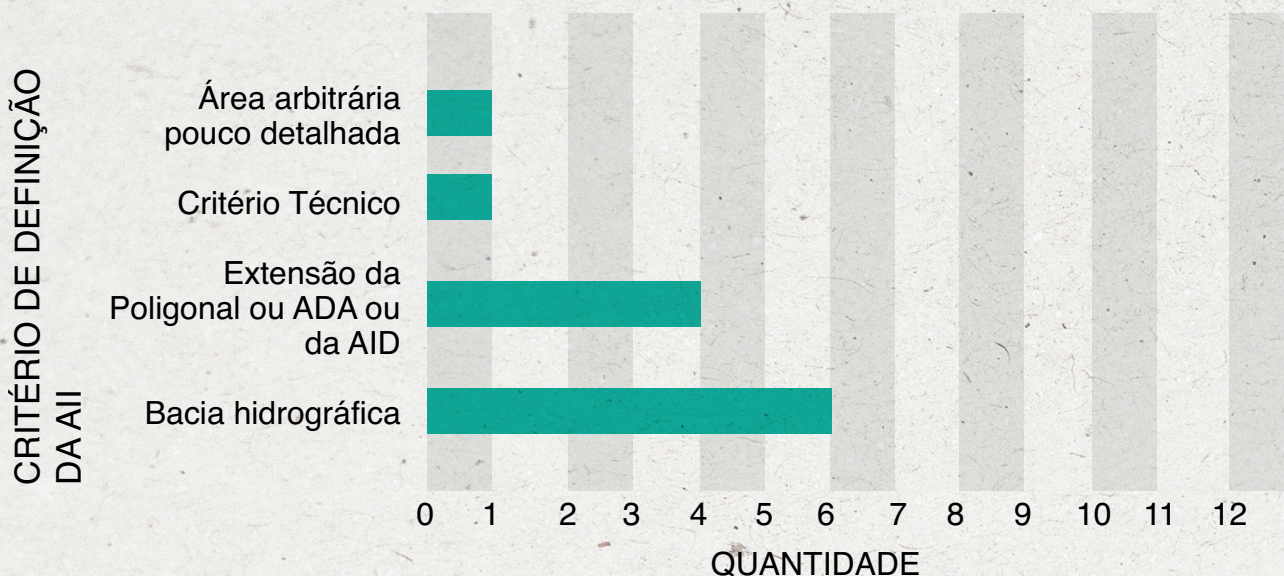


FIGURA 3: ÁREA DE INFLUÊNCIA DIRETA (MEIO BIÓTICO) - CRITÉRIO CONSIDERANDO FRAGMENTOS DE REMANESCENTES FLORESTAIS

Nota-se a maior amplitude quando o critério leva em conta o meio biótico e suas particularidades. Este tipo de critério pode melhorar a efetividade das medidas mitigadoras e dos programas de monitoramento. Mesmo assim, nenhum dos estudos evidencia o cruzamento de informações entre os impactos ambientais previstos, medidas mitigadoras e programas ambientais como base para a delimitação de suas áreas de influência, conforme fortemente recomendado pela literatura.

A Área de Influência Indireta (AII) também apresenta variação justificada para cada um dos meios (físico, biótico e socioeconômico). Novamente foram verificados apenas os critérios definidos para o meio biótico. O Gráfico 5 resume os critérios utilizados para delimitação da AII, para o meio biótico, em cada um dos estudos analisados. O detalhamento dos critérios está consolidado na tabela A.4, também nos anexos.

GRÁFICO 5: CRITÉRIOS APRESENTADOS PARA DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE INFLUÊNCIA INDIRETA



Novamente nota-se a adoção de limites arbitrários e rígidos, sem justificativa técnica como extensões da ADA ou da AID que variaram de 0,5 a 20 quilômetros. O critério de delimitação da AII relacionado às bacias hidrográficas, nas quais os empreendimentos estão inseridos, presente na resolução CONAMA 01/86, corresponde a 50% dos estudos.

As AII são, por definição, a região na qual os impactos indiretos dos empreendimentos incidirão, porém não se percebe análise técnica dos impactos sobre o meio biótico para delimitação correspondente. Em apenas um EIA os impactos ambientais previstos foram utilizados como base para a delimitação da AII. Neste EIA foi feita análise da dispersão de particulado-pelos ventos, no processo de lavra de calcário e fabricação de cimento. Nos estudos que adotam o critério da bacia

hidrográfica para delimitação da AII também não se evidenciou relação entre a área e os impactos, programas ambientais e medidas de mitigação previstos. Em pelo menos um dos empreendimentos eólicos ocorre sobreposição entre a AII e a grande parte da Área de Proteção Ambiental da Gruta dos Brejões.

3.3 Avaliação dos impactos ambientais, apresentação de medidas e programas para mitigação e parâmetros de qualidade

A resolução CONAMA 01/86 estipula a identificação e a avaliação sistemática dos impactos ambientais gerados por empreendimentos, baseadas no diagnóstico ambiental de sua área de influência. A avaliação dos impactos visa a caracterização da situação ambiental, antes da implantação do projeto,

abrangendo os meios físico, biótico e socioeconômico. A análise dos impactos deve prever a magnitude e interpretar a importância dos prováveis impactos relevantes, discriminando-os em positivos e negativos, diretos e indiretos, imediatos, temporários e permanentes. Deve também identificar seu grau de reversibilidade, suas propriedades cumulativas (soma de ações pouco impactantes individualmente que podem ter efeito significativo em conjunto) e sinérgicas (associação simultânea de dois ou mais fatores que contribuem em resultado superior àquela obtida individualmente), além da distribuição dos ônus e dos benefícios sociais.

A resolução exige ainda a definição de medidas mitigadoras para os impactos negativos, contemplando a elaboração do programa de monitoramento e indicando os fatores e os parâmetros a serem considerados. Por fim, o estudo deve reportar os métodos, as técnicas e os critérios adotados para identificação, quantificação e interpretação dos impactos, descrever o efeito previsto com a realização das medidas mitigadoras e o grau de alteração esperado.

A avaliação de impacto ambiental é um instrumento de análise importante, amplamente utilizado em todo o mundo. Contudo, devido ao caráter prévio dos estudos, essas avaliações contêm incertezas, portanto, podem ou não garantir a viabilidade ambiental de um projeto. Isto se dá devido à ocorrência de impactos inesperados ou de magnitude

diferente da prevista, acarretando em medidas mitigadoras ineficazes. Além disso, as medidas mitigadoras podem simplesmente ser ignoradas ou podem ocorrer de maneira inadequada e/ou insuficiente (SANDOVAL e CERRI, 2009).

Atualmente não existe instrumento legal que determine metodologia para a avaliação dos impactos ambientais. Os estudos ambientais apresentam metodologia variada (MOREIRA, 2015). Oliveira e Moura (2009) destacam que as metodologias utilizadas envolvem multidisciplinariedade e subjetividade. As equipes estipulam procedimentos lógicos, técnicos e operacionais para seleção de parâmetros e de critérios, que permitam qualificar e quantificar os impactos previstos, considerando sua magnitude, importância e probabilidade, a fim de se obter uma conclusão realística. As técnicas contemplam a coleta, análise, comparação e organização de informações e de dados sobre os impactos nos meios físico, biótico e socioeconômico, nas diferentes fases do empreendimento (instalação, operação e encerramento). Os autores citam basicamente duas linhas metodológicas mais utilizadas. Uma delas qualitativa, contemplando metodologias espontâneas, listagens, matrizes de interações e redes de interações. A outra linha é quantitativa, baseada em modelos de simulação, mapas de superposição, projeção de cenários, entre outros.

Uma crítica comum é a de que as avaliações

de impacto ambiental são comprometidas devido às falhas na etapa de diagnóstico. Outra questão relevante é a não consideração do efeito cumulativo e sinérgico dos impactos. Apesar da grande dificuldade na previsão dos impactos de um empreendimento, esta pode ser satisfatoriamente realizada, com base em um bom diagnóstico e em modelos adequados de análise interdisciplinar, provendo informações fidedignas e embasando a decisão de viabilidade (MPF, 2004).

Outra deficiência das avaliações de impacto ambiental está no efetivo envolvimento da comunidade. Esta participação pode alterar a configuração dos projetos assegurando abrangência adequada, qualidade e eficácia na avaliação. A participação da comunidade e do público pode ser uma ferramenta de negociação entre empreendedor, órgão ambiental e comunidade afetada. Quando a participação se dá em estágios iniciais, como o da triagem e o da definição do escopo, esta se torna mais efetiva. Além disso, a participação da comunidade deve ser estendida ao monitoramento das medidas mitigadoras e programas ambientais, possibilitando transparência na verificação dos resultados do empreendimento. O acompanhamento das medidas ambientais propostas garante que estas foram suficientes e que os impactos causados estão dentro de limites aceitáveis (parâmetros de qualidade), assegurando, desse modo, um empreendimento ambientalmente viável (ALMEIDA e

MONTAÑO, 2015).

Oliveira e Bursztyn (2001) elencam outras limitações relacionadas às avaliações de impacto ambiental. Destaca-se a natureza política do processo de decisão, com possibilidade de divulgação de informações consideradas confidenciais ou sensíveis para consulta pública, antes da aprovação de um projeto; os impactos induzidos (quando um projeto estimula a implementação de outros); a desconsideração de impactos na escala global, tais como perda de biodiversidade ou emissão de carbono; a dificuldade em se quantificar financeiramente os benefícios sociais e os custos ambientais e, finalmente, a existência de programas de monitoramento e acompanhamento realmente eficazes.

Mesmo com diversas publicações relacionadas à avaliação dos impactos ambientais, estudos mal elaborados ainda são realizados e os impactos são previstos de forma incompleta e ou errônea (MAYER-PINTO *et al.*, 2012). Há falta de conexão entre o diagnóstico ambiental, a análise de impacto e as propostas de mitigação, desta forma os riscos e os impactos ambientais causados ficam descobertos (BANCO MUNDIAL, 2016).

Nesta pesquisa verificou-se quais métodos foram utilizados para avaliação dos impactos ambientais e se houve relação direta entre a identificação dos impactos, medidas mitigadoras e programas ambientais pro-

postos para o meio biótico e a delimitação de suas áreas de influência, o inventário de fauna/flora e a interpretação considerando a Ecologia de Paisagem.

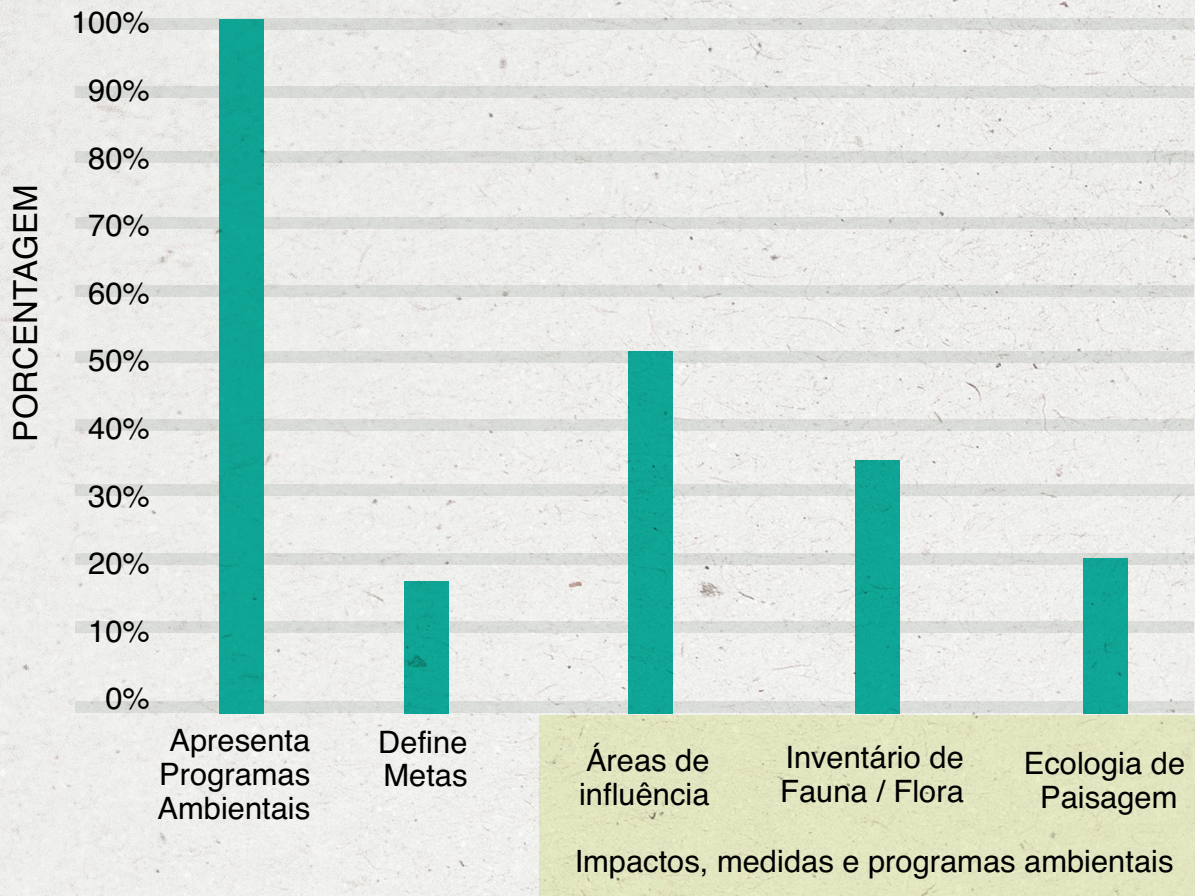
Todos os EIAs verificados realizaram a análise dos impactos ambientais considerando os requisitos exigidos na legislação. A avaliação foi similar, contendo a identificação, a classificação e a ponderação dos impactos ambientais e resultando em um valor positivo ou negativo para cada um. Ao final, o resultado geral do empreendimento é consolidado, através da somatória de todos os impactos negativos e positivos, considerando as fases de projeto (instalação, operação e encerramento), as medidas mitigadoras propostas e respectivos programas ambientais. Os critérios para ponderação e valoração dos impactos variam bastante nos diferentes estudos.

A metodologia predominantemente utilizada para a avaliação dos impactos ambientais foi a matriz de interação e valoração dos impactos (92%). Apenas um estudo utilizou

a metodologia de lista de verificação, com base nos impactos descritos na resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (nº 4.180/2011). Aguiar e colaboradoras (2017) realizaram a identificação e análise qualitativa dos métodos de avaliação de impacto ambiental. As autoras concluíram que a matriz de interação possui maior conformidade com os incisos da Resolução CONAMA 001/86, tornando a metodologia indicada para a execução da Avaliação de Impacto Ambiental. Como pontos fortes da metodologia as autoras destacam sua complexidade e a integração entre os meios econômico, social e ambiental.

Os resultados da análise de relação direta entre os impactos previstos, suas medidas mitigadoras e os programas ambientais com a delimitação das áreas de influência, os inventários de flora e fauna e a Ecologia de Paisagem estão ilustradas no gráfico 6. Apresenta-se também a tabela A.5, nos anexos, contendo os detalhes de cada um dos EIAs analisados.

GRÁFICO 6: ANÁLISE DA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL



Apesar de todas as avaliações de impacto ambiental estipularem programas e medidas mitigadoras, apenas 2 estudos (17%) estabeleceram parâmetros de qualidade para acompanhamento. Em um deles as metas estão relacionadas ao cumprimento dos programas em si e não a um parâmetro específico de qualidade ambiental, como à porcentagem de cobertura de vegetação em estágio avançado de regeneração ou à riqueza e abundância das espécies acompanhadas, entre outros.

Nos EIAs analisados não foi evidenciada a relação coerente entre os impactos ambientais previstos, suas medidas mitigadoras e programas propostos e a delimitação das

áreas de influência, os inventários de flora e fauna e a Ecologia de Paisagem. Apenas um dos estudos considerou todas as variáveis, porém não apresentou os programas ambientais de forma detalhada.

Em 50% dos estudos as áreas de influência foram consideradas na identificação da abrangência do impacto, medidas e programas ambientais. Impactos e medidas mais locais se restringem à ADA, impactos regionais correspondem à AID e impactos mais abrangentes se relacionam com a AII. Porém, essa consideração não significa que as áreas de influência foram delimitadas com base na abrangência dos impactos.

Um terço dos estudos relacionam os inventários de flora e fauna com a previsão dos impactos e a definição das medidas e programas ambientais (33%). A consideração da Ecologia de Paisagem na interpretação dos impactos e de suas medidas foi ainda menos frequente, correspondendo a apenas 21% dos estudos.

Os programas ambientais apresentados pelos empreendedores não são detalhados. O detalhamento e a efetiva implementação dos programas ambientais são atrelados às fases posteriores do processo de licenciamento (Licenças de Instalação e/ou Operação).

Os programas ambientais mais frequentemente apresentados nos EIAs são: controle de processos erosivos, recuperação de áreas degradadas, monitoramento da qualidade do ar e do nível de ruído, plano de supressão vegetal, plano resgate de flora, plano de afugentamento e resgate de fauna, monitoramento de fauna, da biota aquática e da qualidade da água, compensação ambiental, entre outros.

Por fim, é importante salientar que, de forma geral, a avaliação de impacto ambiental apresentada pelos empreendedores tende a minimizar impactos negativos nos meios físico e biótico e maximizar os ganhos socioeconômicos favorecendo a viabilidade do empreendimento.

3.4 Apresentação dos diagnósticos físico, biológico e socioeconômico

O diagnóstico ambiental da área de influência de um projeto deve explicitar e analisar os recursos ambientais existentes e suas interações, caracterizando a situação ambiental da área, antes da implantação do projeto e contemplar os meios físico, biótico e socioeconômico (CONAMA 01/86). O diagnóstico ambiental é a atividade mais cara e demorada de um EIA, podendo ser confundida com o próprio estudo (ALMEIDA *et al.*, 2015).

Como o diagnóstico tem o objetivo de evidenciar qual o estado ambiental da região, ele pode, portanto, orientar o planejamento, o zoneamento e a gestão da área, permitindo decisão que possibilite a prevenção, o controle ou a recuperação de áreas degradadas. O diagnóstico deve ser elaborado por equipes multidisciplinares, com a adequação entre os objetivos do estudo, sua escala espacial e temporal e o nível de detalhamento específico para cada situação. Ele contempla o levantamento de dados secundários, porém, frequentemente, é fundamental a coleta de dados primários. A definição das estratégias metodológicas é tarefa de grande relevância para a correta análise integrada das condições ambientais e para a realização de prognósticos (FERREIRA e CUPOLILLO, 2016).

Diversas deficiências nos diagnósticos ambientais são relatadas na literatura. De for-

ma mais geral, as deficiências têm origem na má formulação dos objetivos e/ou metodologias de trabalho inadequadas. As falhas mais comuns envolvem: prazos insuficientes para a realização de pesquisas de campo; caracterização da área predominantemente com base em dados secundários; ausência ou descrição deficiente da metodologia utilizada e falta de integração entre os dados dos estudos específicos de cada meio, analisados sem nenhuma abordagem interdisciplinar. Para o meio Biótico as deficiências mais específicas são: amostragem insuficiente para o diagnóstico; apresentação

de informações inexatas, imprecisas e/ou contraditórias; ausência ou insuficiência de dados quantitativos sobre a vegetação e ausência de dados sobre organismos de determinados grupos ou categorias (MPF, 2004).

Na pesquisa aqui realizada, a análise do diagnóstico ambiental se restringiu ao meio biótico, com aprofundamento nos delineamentos, métodos utilizados para medição da diversidade e forma de apresentação dos resultados, assunto tratado no próximo capítulo.



foto: themanwhophoto, iStock, ID: 605962036



foto: geoffsp, iStock, ID: 1027152658



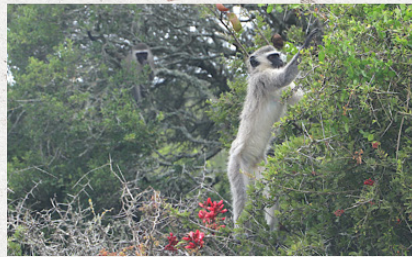
foto: Rawpixel, iStock, ID: 929514108



foto: itman__47, iStock, ID: 690032680



foto: chercherish, iStock, ID: 900093934



fotos: Ana Lígia Leite e Aguiar

4- ANÁLISE CRÍTICA DO DELINEAMENTO AMOSTRAL, MÉTODOS UTILIZADOS E FORMA DE APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

O inventário biológico é uma forma direta para se compreender a diversidade de uma localidade e de seu entorno. Exige conhecimento aprofundado sobre sistemática, taxonomia, ecologia e história natural das espécies. O resultado dos inventários embasa a decisão dos órgãos ambientais, viabiliza a emissão de licenças e acarreta no efetivo impacto ambiental em determinada localidade. Problemas relacionados à abrangência na coleta e tratamento dos dados podem levar a consequências desastrosas para as

espécies, comunidades, alterando padrões e processos ambientais (SILVEIRA *et al.*, 2010).

O delineamento amostral é um dos fatores mais importantes para que um inventário possibilite conclusões precisas (SILVEIRA *et al.*, 2010). Entende-se aqui delineamento amostral como a determinação da quantidade e distribuição das unidades amostrais, dos táxons inventariados e respectivos métodos de registro, além do número e abran-

gência das campanhas ao longo da área e do tempo.

A Instrução Normativa (IN) 146/2007 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Renováveis (IBAMA) estabelece critérios para procedimentos relativos ao manejo de fauna silvestre (levantamento, monitoramento, salvamento, resgate e destinação) nas áreas de influência de empreendimentos, sujeitos ao licenciamento ambiental. Os principais tópicos da IN 146/2007 diretamente relacionados ao delineamento amostral de um levantamento de fauna, podem ser resumidos em:

- Levantamento de dados secundários sobre espécies com distribuição potencial na área do empreendimento ou região, com indicação daquelas consideradas ameaçadas segundo listas oficiais de fauna ameaçada.

- Descrição detalhada da metodologia para registro dos dados primários, contemplando os grupos de importância para a saúde pública regional, de cada uma das Classes de vertebrados e Classes de invertebrados pertinentes.

- Metodologia deverá incluir o esforço amostral para cada grupo em cada fitofisionomia, contemplando a sazonalidade para cada área amostrada.

Dentre os resultados solicitados pela IN 146/2007, destacam-se:

- Lista das espécies encontradas, indicando a forma de registro e habitat, destacando

as ameaçadas de extinção, as endêmicas, as raras, as passíveis de serem utilizadas como indicadores de qualidade ambiental, de importância econômica e cinegética, potencialmente invasoras ou de risco epidemiológico, incluindo espécies domésticas e migratórias.

- Caracterização da área de influência do empreendimento, com descrição dos tipos de habitats encontrados, indicação dos seus tamanhos em termos percentuais e absolutos, além do georreferenciamento dos pontos amostrados, para cada grupo taxonômico.

- Esforço e eficiência amostral, parâmetros de riqueza e abundância das espécies, índice de diversidade por fitofisionomia e grupo inventariado, contemplando a sazonalidade em cada área amostrada.

- Estabilização da curva do coletor.

A IN 146/ 2007 dispõe ainda que os impactos sobre a fauna silvestre na área de influência do empreendimento, durante e após sua implantação, serão avaliados mediante realização de monitoramento, embasado no levantamento de fauna. Ela solicita a descrição e justificativa detalhada da metodologia a ser utilizada, incluindo a escolha dos grupos a serem monitorados; a seleção e justificativa de áreas de controle para monitoramento, informando seu tamanho total, sendo este representativo e contemplando as fitofisionomias existentes em toda a área de influência; o cronograma das campanhas de monitoramento com, no mínimo, campanhas

trimestrais de amostragem efetiva, tendo início antes da data programada para a instalação do empreendimento (monitoramento prévio), realizando também amostragens nos períodos de chuva e seca, por no mínimo 2 (dois) anos após o início da operação. Em levantamento na literatura específica relacionada ao delineamento amostral de inventários de fauna de estudos de impacto ambiental, as críticas apontam: falhas na descrição da metodologia e na escolha dos táxons (FERRAZ, 2012; MAGURRAN, 2013), dificuldade na detecção de espécies (SILVEIRA *et al.*, 2010), deficiência nas técnicas de coleta utilizadas (PARDINI *et al.*, 2006; DEVELEY, 2006; BOVENDROP *et al.*, 2017), esforço amostral reduzido (VASCONCELOS 2006; FERRAZ, 2012), réplicas temporais e espaciais insuficientes (MELO, 2006), não consideração dos dados de abundância (MAGURRAN, 2013), dos efeitos da sazonalidade (KUNIY, 2013; PINTO *et al.*, 2017), ausência de áreas de controle (FERRAZ, 2012; EYRE *et al.*, 2018) e de análise considerando a Ecologia da Paisagem (KOBLOITZ *et al.*, 2011), dentre outras.

O tratamento dos dados coletados em um inventário é fundamental para caracterização da assembleia. Análises embasadas somente na riqueza de espécies são simplistas. Considerar somente a riqueza das espécies não permite a distinção das espécies muito abundantes das espécies extremamente raras. O tratamento dos dados de abundância é fundamental para caracterização da as-

sembleia, permitindo análise de dominância na comunidade e variações nas populações ao longo do tempo (MAGURRAN, 2013).

Os critérios estipulados para a análise crítica do delineamento amostral dos inventários de fauna e flora dos EIAs baianos foram embasados nos pressupostos científicos e estatísticos, além das exigências da IN 146/2007.

4.1 Táxons inventariados e metodologia utilizada para medição da biodiversidade

Antes da definição dos métodos que serão utilizados para medição da diversidade é necessário identificar quais táxons serão inventariados. Para isso é fundamental o levantamento aprofundado de informações biológicas, técnicas e socioeconômicas relacionadas ao empreendimento. O levantamento bem realizado possibilita uma avaliação cautelosa dos impactos previstos. Aliado a isso, devem ser definidas prioridades para direcionar a escolha dos grupos que serão inventariados, possibilitando avaliação e acompanhamento mais específicos, considerando os impactos previstos nas diferentes fases do empreendimento (FERRAZ, 2012). Além do tempo, do dinheiro e de especialistas com habilidades apropriadas, a atratividade exercida por espécies carismáticas pode tornar alguns táxons mais atentamente analisados. Aves e mamíferos são mais frequentemente pesquisados do que os invertebrados (MAGURRAN, 2013).

A maioria dos EIAs restringe-se ao inventário de vertebrados, enfatizando aves e mamíferos, sendo que estes táxons não são, necessariamente, os melhores indicadores do grau de impacto nem de prioridades de conservação. A classe dos invertebrados deve fazer parte dos estudos, podendo-se enfatizar predadores ou grupos indicadores de alterações ambientais como, por exemplo, formas juvenis de insetos em ambientes lóticos, borboletas, entre outros (TRAJANO, 2010). Scherer (2011) ressalta ainda a importância do reconhecimento das chamadas espécies chave, responsáveis por manutenção de processos ecológicos, cuja ausência leva às grandes alterações na comunidade.

A definição dos táxons deve orientar a escolha dos métodos de coleta de dados. O uso de metodologias distintas possibilita amostragem em partes distintas do ambiente, acarretando em maior número de espécies registradas, em um período reduzido (SANTOS 2006). Diferentes metodologias são recomendadas para os diferentes táxons, pois a eficácia de cada método de coleta varia de acordo com a biologia das espécies e as características do ambiente. Por exemplo, Pardini e colaboradores (2006) apontam que, para a mastofauna, o uso de parcelas de areia para registro de pegadas, se mostra mais eficiente no inventário de animais de médio e grande porte. Já para espécies de pequeno porte armadilhas de captura são mais indicadas. Bovendrop e colabora-

dores (2017) salientam que a maioria dos EIAs não utiliza armadilhas de queda para inventário de pequenos mamíferos. Os autores realizaram revisão sistemática para avaliar o sucesso de captura, contemplando 117 estudos, em áreas de floresta neotropical. Seus resultados apontam que o uso de armadilhas de queda gera grande aumento nos resultados de riqueza e abundância para a captura de pequenos mamíferos, que correspondem a 60% do total de espécies deste táxon.

No caso da avifauna o método de observação em ponto fixo é pouco seletivo e abrange toda a comunidade, principalmente se realizada durante o período reprodutivo, quando as aves estão mais ativas. O uso de *playbacks* facilita a identificação de aves raras e de difícil visualização. As redes de neblina são seletivas, favorecendo o registro de aves do sub-bosque. Aves que andam pelo solo ou aves de dossel geralmente serão subestimadas quando este método é utilizado. Desta forma, o conhecimento das limitações dos métodos de levantamento deve compor a análise dos resultados, possibilitando a identificação de desvios causados pelo tipo de amostragem selecionado (DEVELEY, 2006).

A tabela 2, é um exemplo do uso de métodos complementares indicados para inventário dos diferentes táxons de vertebrados terrestres.

TABELA 2: MÉTODOS DE INVENTÁRIOS INDICADOS PARA OS TÁXONS DE VERTEBRADOS TERRESTRES (ADAPTADO DE EYRE ET AL., 2018)

MÉTODO		HERPETOFAUNA		AVES		MAMÍFEROS (PORTE)	
		ANFÍBIOS	RÉPTEIS	DIA	NOITE	P	M / G
Busca Ativa Diurna	30 min/pessoa em dois quadrantes distintos com 50 x 50m – 2 buscas	X	X			X	X
Busca por Vestígios	Concomitante à busca ativa diurna		X	X			X
Busca Diurna de Aves	5 a 10 min em quadrantes de 100 x 100m – 6 buscas			X			
Busca Ativa Noturna	30 min/pessoa em quadrantes de 100 x 100m – 2 buscas	X	X			X	X
Buscas com Holofotes	30 min/pessoa em quadrantes de 100 x 100m – 2 buscas				X		X
Uso de <i>playback</i>	Chamada das espécies relevantes no centro da UA – 2 sessões	X		X	X		
Armadilhas de Queda	4 armadilhas distanciadas em 7,5m com arranjo em “T” e 45 m de cerca guia – 4 noites	X	X			X	
Armadilhas de Funil	6 armadilhas distanciadas em 3,0m com arranjo em “T” e 45 m de cerca guia – 4 noites	X	X				
Armadilhas Elliott	20 armadilhas distanciadas em 5 a 10m em transectos de 100m – 4 noites					X	
Armadilhas de Gaiola	1 por UA - 4 noites						X
Armadilhas Fotográficas	1 por UA - 4 noites		X				X
Encontro Ocasional	Não aplicável	X	X	X	X	X	X

Métodos de busca ativa são diretamente relacionados à experiência dos executantes, acarretando em viés e influenciando os resultados finais de forma considerável. Portanto o uso de métodos complementares de inventário, frequentemente, agrega um maior número de espécies (SILVEIRA *et al.*, 2010). Outras fontes de variação que podem influenciar na detecção de vertebrados são as condições climáticas durante a atividade, o tipo de isca utilizado, as condições ambientais, como: disponibilidade de néctar, chuvas intensas, fases da lua, horário do dia em que os animais estão mais ativos, entre outras (EYRE *et al.*, 2018).

Os EIAs verificados apresentam particularidades quanto aos táxons inventariados, porém todos os estudos contemplam a flora, a mastofauna (não voadora), a avifauna e a herpetofauna. Os demais táxons nem sempre são analisados. Além disso, os métodos utilizados para medição de cada táxon variam.

A tabela 3 resume quais os métodos utilizados para medição dos táxons contemplados em todos os EIAs (flora, mastofauna, avifauna e herpetofauna).

TABELA 3: MÉTODOS DE COLETA UTILIZADOS PARA TÁXONS AMOSTRADOS EM TODOS OS EIAs

EIA	FITOSSOCIOLÓGICO	MAMÍFEROS (NÃO VOADORES)	AVES	HERPETOFAUNA
1	h ≥ 0,8 m - CAS50 Parcelas: 10 x 50m	Busca ativa diurna e noturna + Vestígios Armadilhas fotográficas Entrevista	Procura visual e auditiva diurna + Vestígios <i>Playback</i>	Procura visual e auditiva diurna e noturna <i>Playback</i>
2	CAP ≥ 15 cm Parcelas: 20 x 20m	Busca ativa + Vestígios Armadilhas fotográficas Armadilha de captura Encontro ocasional Entrevista	Procura visual e auditiva	Busca ativa Amostragem em estradas Vestígios
3	CAP ≥ 15 cm Parcelas: 20 x 20m	Busca ativa + Vestígios Armadilhas de captura Armadilhas de queda Entrevista	Procura visual e auditiva Encontro ocasional Entrevista	Busca ativa diurna e noturna + Vestígios
4	CAP ≥ 15 cm Parcelas: 25 x 25m	Busca ativa + Vestígios Armadilhas de captura Armadilhas de queda Entrevistas	Procura visual e auditiva Encontro ocasional	Procura visual e auditiva Encontro ocasional

LEGENDA: CAS50 - CIRCUNFERÊNCIA A 50 CM DE ALTURA DO SOLO; CAP - CIRCUNFERÊNCIA NA ALTURA DO PEITO (1,3 M); CAS - CIRCUNFERÊNCIA NA ALTURA DO SOLO

CONTINUA

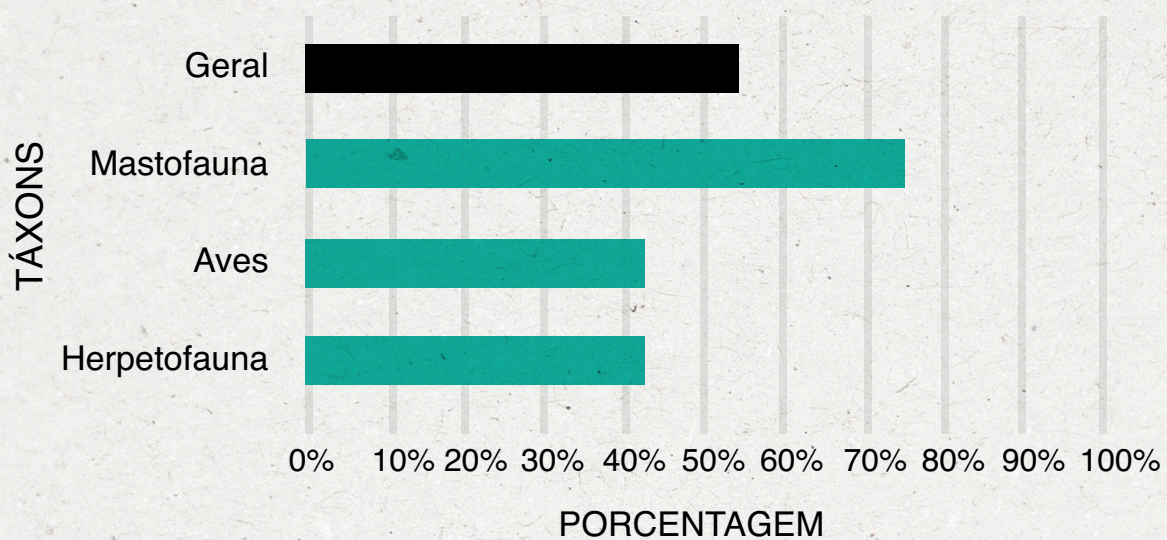
EIA	FITOSSOCIOLÓGICO	MAMÍFEROS (NÃO VOADORES)	AVES	HERPETOFAUNA
5	CAP ≥ 12,6 cm Parcelas: 20 x 30m	Busca ativa + Vestígios Entrevista	Procura visual Encontro ocasional	Procura visual e auditiva diurno e noturno Encontro ocasional
6	CAP ≥ 15 cm Áreas fechadas CAS ≥ 5 cm Áreas abertas Transectos com 5 parcelas 10 x 10m	Busca ativa diurna e noturna + Vestígios Armadilhas de captura Armadilhas de queda Entrevista	Procura visual e auditiva + Vestígios Playback Entrevista	Procura visual ativa diurna e noturna Armadilhas de captura Encontro ocasional Entrevista
7	CAP ≥ 15 cm Parcelas: 20 x 10m	Busca ativa + Vestígios Armadilhas fotográficas Parcelas de areia Encontro ocasional	Procura visual e auditiva Playback Encontro oca- sional	Procura visual e auditiva noturna
8	CAP ≥ 10 cm parcelas duplas: 10 x 10m	Busca ativa + Vestígios	Procura visual e auditiva Playback Encontro ocasional	Procura visual e auditiva
9	DAS ≥ 3 cm Parcelas: 20 x 20m	Busca ativa Armadilhas fotográficas Armadilha de captura Entrevista	Procura visual e auditiva + Vestígios Encontro ocasional	Procura visual e auditiva + Vestígios Armadilha de contenção Encontro ocasional Entrevistas
10	CAP ≥ 15 cm Transectos com 5 parcelas 10 x 10m	Busca ativa diurna e noturna + Vestígios Armadilha Fotográfica	Procura visual e auditiva	Procura Visual ativa diurna e noturna
11	CAP ≥ 15 cm Parcelas: 20 x 25m	Busca Ativa Armadilhas de captura Armadilhas fotográficas Armadilhas de queda Entrevista	Procura visual e auditiva Encontro ocasional	Procura visual ativa diurna e noturna Armadilhas de queda Encontro ocasional Entrevista
12	CAP ≥ 15 cm Parcelas 10 x 20m	Busca ativa + Vestígios Encontro ocasional Entrevista	Procura visual e auditiva Rede de neblina Playback Encontro ocasional	Procura Visual e auditiva diurna e noturna Armadilhas de queda Encontro ocasional

LEGENDA: CAS50 - CIRCUNFERÊNCIA A 50 CM DE ALTURA DO SOLO; CAP - CIRCUNFERÊNCIA NA ALTURA DO PEITO (1,3 M); CAS - CIRCUNFERÊNCIA NA ALTURA DO SOLO

Nos estudos fitossociológicos percebe-se grande variação na definição do tamanho das parcelas. Além disso, o critério adotado para inclusão no inventário também variou, com predominância da Circunferência na Altura do Peito igual ou superior à quinze centímetros (CAP 15 cm).

Para os estudos de fauna percebe-se o uso de metodologias complementares, porém, sem padronização entre os diferentes estudos. Os resultados referentes à porcentagem de EIAs que fez uso de técnicas complementares estão consolidados no gráfico 7.

GRÁFICO 7: USO DE MÉTODOS COMPLEMENTARES PARA INVENTÁRIO DE FAUNA GERAL POR TÁXON



Aproximadamente a metade dos estudos de fauna (53%) utilizou algum tipo de técnica complementar, que não depende tanto da experiência do executor, como dependem as técnicas de busca. As técnicas complementares utilizadas envolvem o uso de armadilhas, *playbacks*, redes de neblina, entre outros. Não foram considerados como complementares os métodos de encontro ocasional e entrevistas, devido a sua baixa relevância estatística.

Os inventários de mastofauna foram os que mais utilizaram técnicas complementares (75%), porém raramente consideraram o sucesso de captura para os diferentes portes dos mamíferos. Quase todos os estudos utilizaram técnicas complementares com maior sucesso na captura ou de mamíferos de pequeno porte ou de mamíferos de médio e grande porte. Além disso, apenas 4 estudos (33%) utilizaram armadilhas de captura e de queda, aumentando o sucesso no inventário dos pequenos mamíferos. Assim, a maioria

dos EIAs pode ter subestimado a diversidade e a presença de espécies raras de mastofauna.

Para a avifauna e a herpetofauna 42% dos estudos utilizaram técnicas complementares às buscas. Na avifauna apenas um estudo

utilizou rede de neblina, importante para o registro de espécies de sub-bosque.

Os demais táxons inventariados em cada um dos EIAs e os métodos utilizados para medição de cada táxon foram consolidados na tabela 4.

TABELA 4: MÉTODOS DE COLETA UTILIZADOS PARA DEMAIS TÁXONS

EIA	QUIRÓPTEROS	MACROINVERTEBRADOS TERRESTRES	ICTIOFAUNA	FITO-ZOO-PLÂNCTON BENTOS
1	Redes de neblina Busca ativa de abrigos	----	----	----
2	Redes de neblina Busca ativa de abrigos	----	Rede de arrasto Peneira ictiológica	Rede em D Amostrador corer
3	Redes de neblina Busca ativa de abrigos	Armadilhas de queda Armadilhas de cores Armadilhas de tela	Rede de arrasto Peneira ictiológica Tarrafa Puçá Covo	Redes de malha Draga Petersen
4	Monitoramento bioacústico Busca ativa de abrigos	----	----	----
5	----	Coleta direta Rede entomológica	----	----
6	----	----	Muzuas Gruzeiras Varas Covos Censo visual	----
7	Monitoramento bioacústico Busca ativa de abrigos	----	----	----

CONTINUA

EIA	QUIRÓPTEROS	MACROINVERTEBRADOS TERRESTRES	ICTIOFAUNA	FITO-ZOO-PLÂNCTON BENTOS
8	Monitoramento bioacústico Busca ativa de abrigos	----	----	----
9	Redes de neblina Monitoramento bioacústico Busca ativa de abrigos	----	----	----
10	Redes de neblina Busca ativa de abrigos Entrevistas	----	----	----
11	Redes de neblina Busca ativa de abrigos	----	----	----
12	Redes de Neblina	Captura por aspiração Armadilhas luminosas Encontro ocasional	Redes de arrasto manual Entrevistas	Redes de malha Rede ISO Draga Van-veen

Os quirópteros foram medidos em 83% dos estudos. A orientação da IN 146/2007 para a coleta de invertebrados raramente é atendida. Os macroinvertebrados somente foram contemplados em quatro estudos (33%), sendo que em um deles (urbanístico) a amostragem do táxon foi realizada com objetivo de verificar a presença de possíveis vetores de doenças (dípteros, culicídeos e flebotomíneos).

A ictiofauna e os organismos que compõem fitoplâncton, zooplâncton e invertebrados bentônico não foram contemplados em cinco EIAs devido à ausência de corpos d'água permanentes em suas áreas diretamente afetadas, porém, existem empreendimentos

nos quais corpos d'água estão presentes e os táxons não foram analisados.

Nota-se também a falta de relação entre os impactos ambientais previstos e os táxons inventariados nos EIAs. Destaca-se como exemplo o projeto de agricultura, que cita como impacto ambiental previsto a possível contaminação dos corpos d'água e não realiza inventário dos organismos aquáticos. Outro exemplo se refere a um empreendimento urbanístico que, na caracterização de seu meio socioeconômico, relata a pesca como parte da economia do município, além da cultura da comunidade relacionada à coleta de mariscos e caranguejos. Este estudo não inventariou a ictiofauna e os invertebra-

dos, nem considerou o meio biótico como impactado pelo risco de contaminação do solo e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

4.2 Configuração e abrangência das Unidades Amostrais

A definição do tamanho amostral é vital para a correta medição da biodiversidade. Amostragens insuficientes acarretam no risco de não identificação de espécies raras (MELO, 2006). Em processos de licenciamento este tipo de falha pode resultar em medidas mitigadoras insuficientes e consequente impacto ambiental. O uso de réplicas reduz a possibilidade de que variações randômicas da dinâmica da comunidade influenciem no resultado, aumentando a precisão do inventário. A randomização das unidades amostrais minimiza o viés humano, aumentando sua acuracidade. (LANDIM e SÁNCHEZ, 2012). O uso de réplicas contribui na redução da incerteza dos estudos (FERRAZ, 2012).

O tamanho amostral adequado depende do nível de detalhe requerido no estudo. O número de réplicas deve aumentar quanto maior for a precisão desejada. Além disso, a definição das Unidades Amostrais (UA) deve considerar a história natural dos táxons inventariados. Organismos com área de vida pequena devem ser amostrados em resolução mais fina do que aqueles com grande mobilidade. Estudos que visam registrar alteração no tempo devem iniciar a amos-

tragem local, antes da instalação do empreendimento, possibilitando comparação e inferência dos impactos (FERRAZ, 2012). Diferentes configurações da paisagem também podem influenciar no esforço amostral. Áreas nas quais estão presentes diversos tipos de fitofisionomia e/ou corpos d'água exigem maior esforço do que regiões mais homogêneas, com apenas uma fitofisionomia presente. Koblitz e colaboradores destacam que quanto maior é a heterogeneidade ambiental, maior será a necessidade do número de réplicas na paisagem.

É importante estratificar as Unidades Amostrais proporcionalmente entre os principais habitats existentes. A estratificação possibilita a adequada consideração da variação ambiental, que influencia a distribuição das espécies, além de possuir enfoque objetivo e financeiramente efetivo (EYRE *et al.*, 2018).

Quando o objetivo é avaliar a riqueza de espécies Kersten e Galvão (2011) consideram preferível usar uma quantidade maior de unidades amostrais pequenas em vez de um pequeno número de unidades amostrais grandes, mesmo que equivalentes em área. Segundo os autores parcelas pequenas, corretamente alocadas, serão mais eficientes quando o objetivo é amostrar as variações ambientais, pois unidades amostrais grandes podem mascarar variações locais.

Vasconcelos (2006) destaca o tempo de amostragem limitada presente na maioria

dos estudos de avifauna. Desta forma as espécies raras ou ameaçadas, as quais tendem a apresentar baixas densidades populacionais, e que demandam tempo maior para detecção, ficam ausentes do diagnóstico. O registro dessas espécies deve orientar a implantação de medidas para a conservação e o manejo do habitat específico. Além disso, existem casos em que um menor número de campanhas é realizado antes da implantação do projeto e diversas campanhas são realizadas após sua implantação. Estudos com essa configuração não geram informações fidedignas para inferir se as alterações registradas na diversidade e composição das espécies têm origem nos impactos ambientais ou na falta de conhecimento.

Thompson e Thompson (2010) descrevem também como viável para EIAs uma opção de configuração arbitrária das unidades amostrais, que considere a qualidade do habitat, maximizando, assim, o número de espécies inventariadas. Esta estratégia atende às restrições orçamentárias, minimiza o tempo de inventário e evita os danos desnecessários com abertura de novos acessos. Segundo os autores, a precisão na estimativa da riqueza é melhorada com a adição de unidades amostrais, porém a taxa de novas espécies registradas geralmente diminui rapidamente, acarretando em probabilidade de sucesso e retorno decrescentes. Eles recomendam uma abordagem adaptativa, que concentra o esforço nas áreas que provavel-

mente produzirão mais informações.

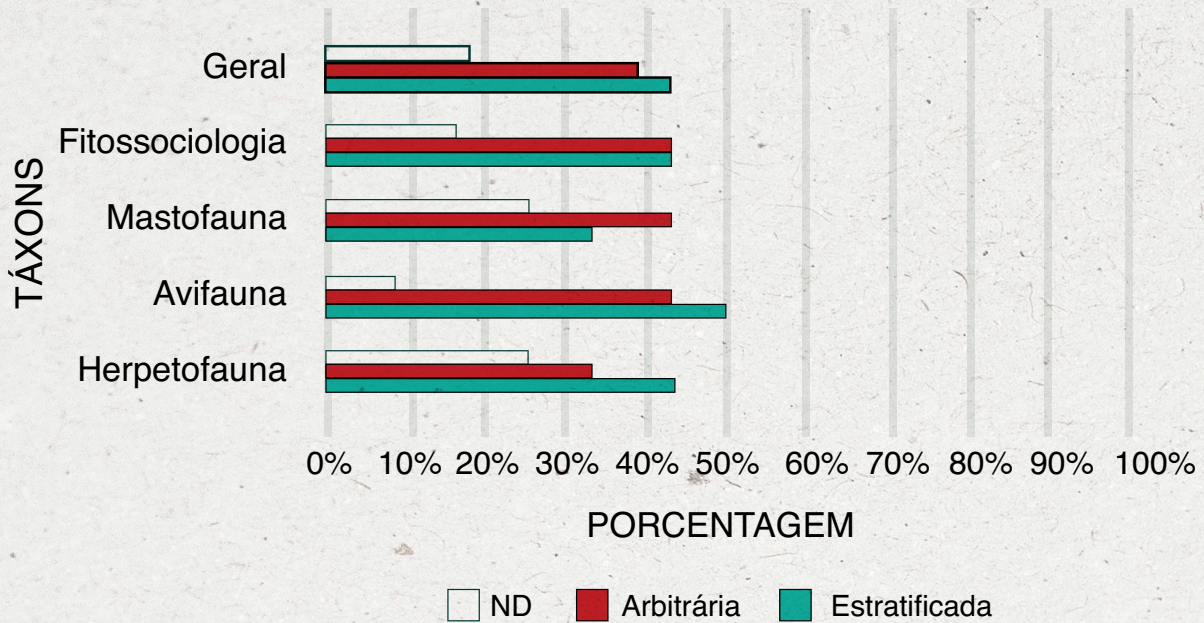
O uso de métodos de inventário padronizados considerando as unidades amostrais, esforço, equipamentos, unidades de medida, entre outros, possibilitam comparação dos dados obtidos em diferentes campanhas (KARVAT, 2015, apud BONAR *et al.* 2010). A padronização de métodos também facilita a comparação de diferentes estudos (SANTOS, 2006).

A quantificação de Unidades Amostrais, réplicas, sazonalidade, áreas de controle e estratégias de localização são fatores estruturais no delineamento de inventários. Neste diagnóstico a configuração das unidades amostrais foi classificada entre estratificada proporcionalmente entre as fitofisionomias ou arbitrária. Como exemplo de uma configuração arbitrária das UAs cita-se sua localização definida pelos fragmentos em melhor estado de conservação, pela presença de corpos d'água ou próximas a trilhas de acesso.

A aleatoriedade na localização das UAs também foi verificada. Os estudos que não descrevem detalhadamente a configuração de suas unidades foram contabilizados como Não Descritos (ND). A abrangência de cada estudo foi verificada e foi relacionada às áreas de influência de cada empreendimento. Os gráficos 8 9 e 10 consolidam a configuração, a abrangência a localização aleatória das unidades amostrais utilizados nos estu-

dos, para os táxons analisados nos 12 EIAs.

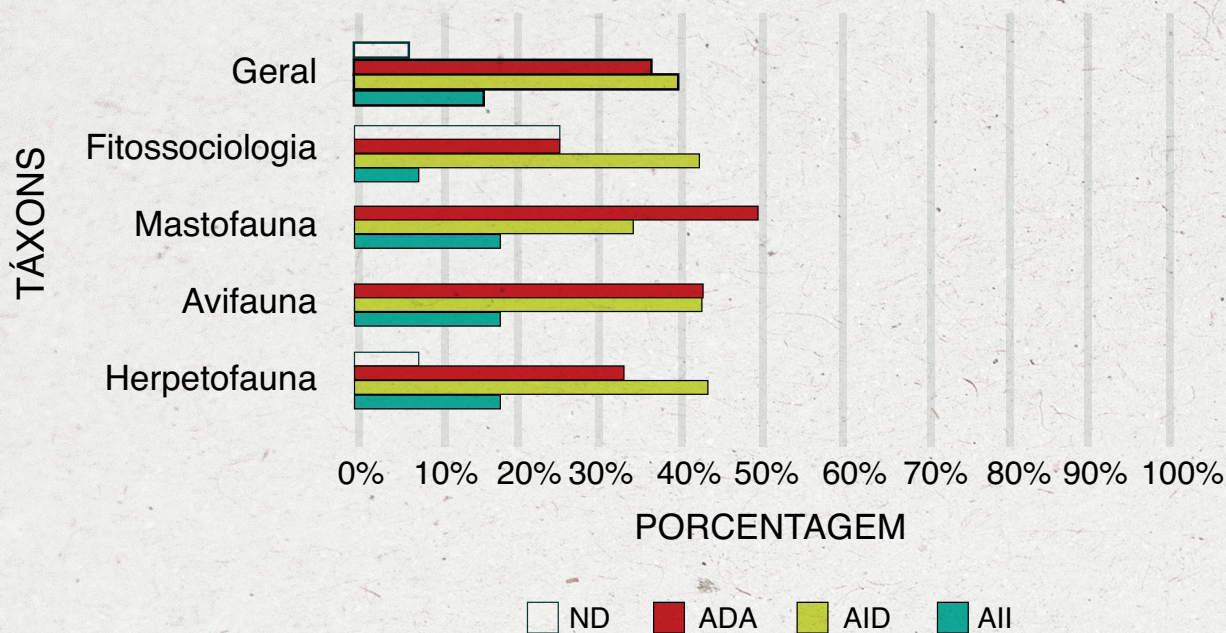
GRÁFICO 8: CONFIGURAÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS



Entre os EIAs que descrevem a configuração das UAs, quase a metade (42%) estratificou as mesmas nas diferentes fitofisionomias da área inventariada. Dentre os estudos que apresentam configuração arbitrária, a maioria justifica a escolha com a priorização de fragmentos em melhor estado de conservação ou devido a presença de corpos d'água,

o que aumentaria a chance de sucesso. No entanto, alguns dos estudos justificam a localização das unidades amostrais devido a presença de trilhas de acesso, o que pode enviesar os dados, pois espécies menos tolerantes a distúrbios tendem a evitar estas áreas, sendo assim subdimensionadas.

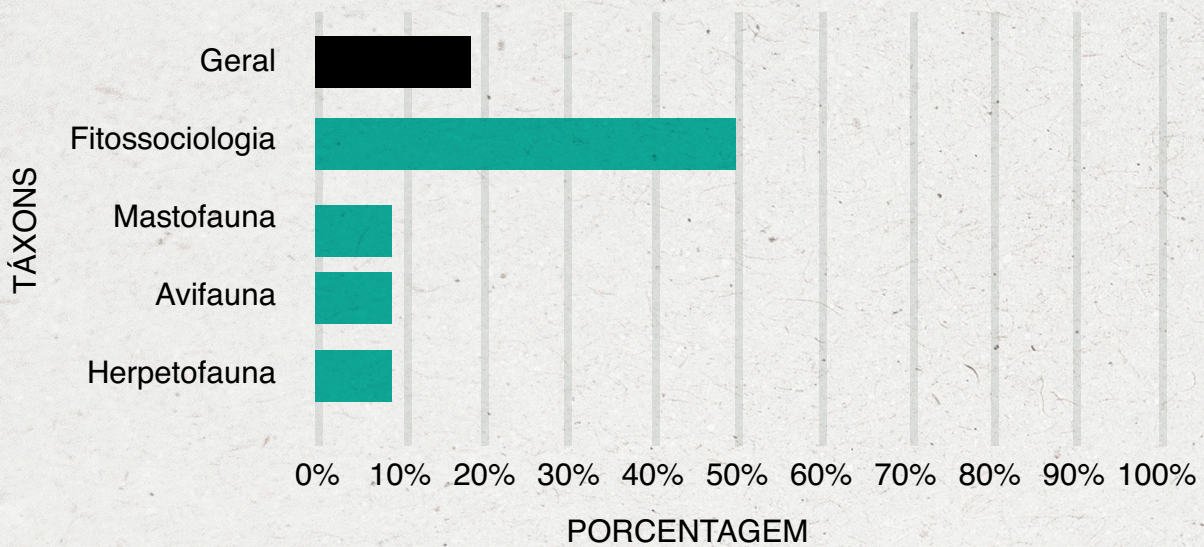
GRÁFICO 9: ABRANGÊNCIA DAS UNIDADES AMOSTRAIS



A abrangência dos estudos foi analisada a fim de verificar sua coerência com a previsão dos impactos do projeto. EIAs com abrangência restrita, considerando apenas a Área Diretamente Afetada, corresponderam à 38% do total, outros 40% dos inventários se limitam à Área de Influência Dire-

ta, somando 78%. Poucos EIAs evidenciam abrangência maior, contemplando área onde os impactos previstos, mesmo que indiretos, efetivamente ocorrerão. Vale ressaltar que a coleta de dados apenas em escala local não é suficiente para avaliar os impactos e a efetividade das medidas mitigadoras.

GRÁFICO 10: LOCALIZAÇÃO ALEATÓRIA DAS UNIDADES AMOSTRAIS



Já a aleatoriedade na localização das UAs foi pouco utilizada, com atendimento geral de 19%. A aleatoriedade da UAs foi mais utilizada nos estudos fitossociológicos (50%), sendo praticamente desconsiderada nos estudos de fauna.

Nos anexos da pesquisa estão disponíveis as tabelas específicas, de cada táxon inventariado, detalhando seu delineamento amostral, configuração, abrangência e demais informações descritas nos estudos (tabelas A.6 a A.9).

A Figura 4 foi extraída de um dos EIAs analisados e ilustra exemplo de distribuição das Unidades Amostrais encontrado em um estudo de Avifauna com abrangência contemplando a AII. A estratificação das UAs entre as fitofisionomias. O critério do posicionamento dos pontos de escuta (círculos) e dos transectos (linhas) não foram descritos no estudo.

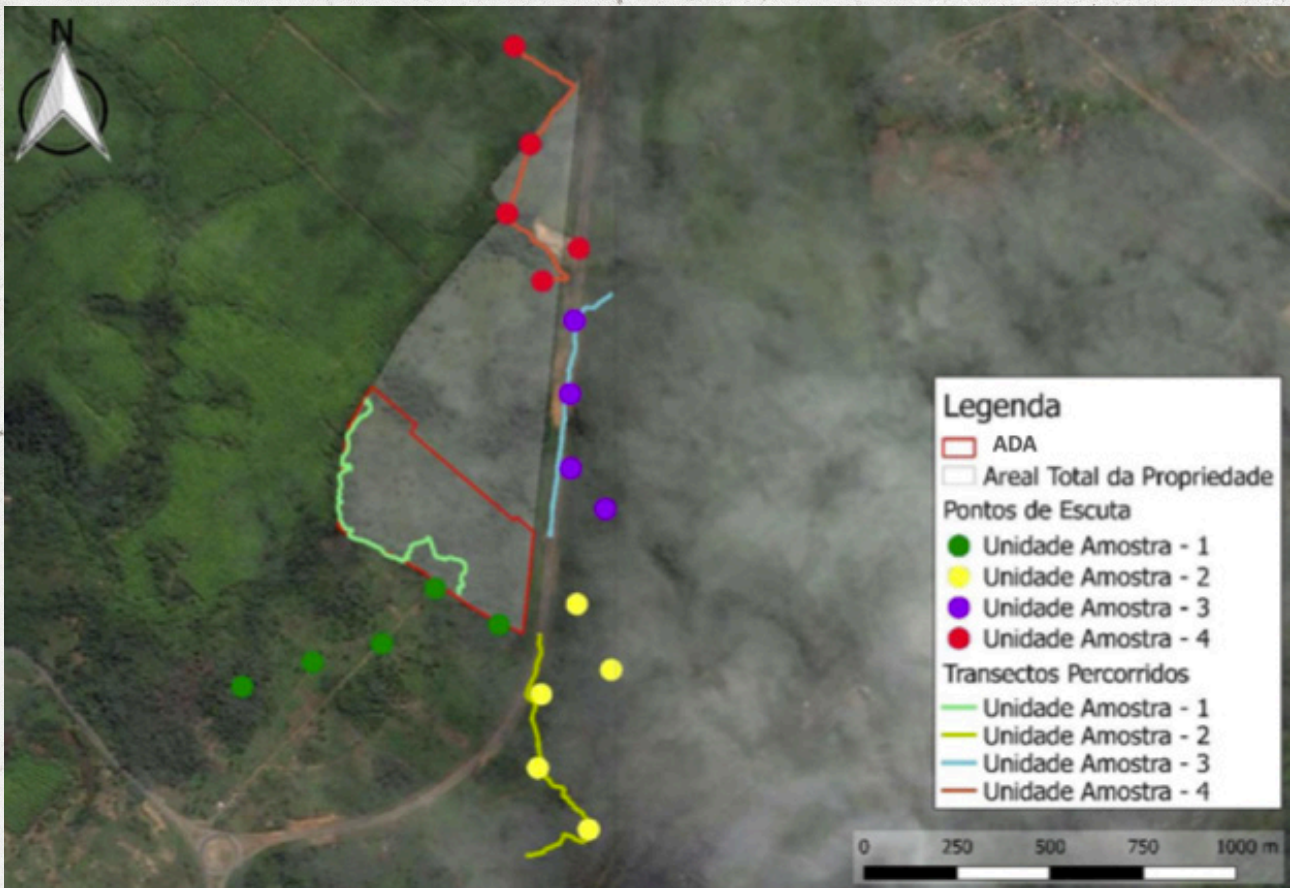


FIGURA 4: EXEMPLO DE DISTRIBUIÇÃO DAS UNIDADES AMOSTRAIS PARA REGISTRO DE AVIFAUNA.

4.3 Coleta de dados considerando a sazonalidade da região

Os padrões da atividade da fauna variam temporalmente em resposta ao horário do dia, às estações do ano e ainda entre anos distintos (EYRE *et al.*, 2018). A variação sazonal afeta parte significativa da diversidade de animais brasileiros. As condições ambientais particulares, presentes nas diferentes estações do ano, influenciam períodos reprodutivos, padrões de uso do espaço, taxas de natalidade e mortalidade de espécies (SILVEIRA *et al.*, 2010). Regiões áridas abrigam espécies que frequentemente se deslocam em grandes distâncias em busca de melhores recursos. Prever sua presença

em uma área pode ser difícil (THOMPSON e THOMPSON, 2010). A escassez de recursos em determinados períodos diminui a densidade populacional acarretando em maior dificuldade de registro nos inventários. Portanto, o número maior de campanhas permite caracterização mais acurada da fauna de uma região (KUNIY, 2013).

Mamíferos apresentam portes e hábitos bem distintos, com áreas de vida variando de poucos a centenas de hectares, com padrões de ocupação irregulares ou cuja regularidade exige longos períodos de estudo para compreensão. No caso da avifauna campanhas realizadas apenas em uma época do ano podem não registrar a presença

de aves migratórias, que dependem de áreas de repouso e reprodução para sua manutenção (SILVEIRA *et al.*, 2010). A realização da campanha durante a estação reprodutiva das aves, na qual os indivíduos estão mais ativos, aumenta as chances de detecção das espécies. Campanhas realizadas nos períodos frios e secos, ou em dias chuvosos, terão o diagnóstico prejudicado, pois poderão

detectar apenas uma pequena porcentagem das espécies que ocorrem na área (VASCONCELOS, 2006).

A figura 5, extraída de um dos EIAs, ilustra a mesma área nas estações de seca e chuva. É significativa a diferença na disponibilidade de recursos e habitats para diferentes espécies.



FIGURA 5: ÁREA DE CAATINGA NAS ESTAÇÕES DE SECA E CHUVA

O melhor período para se realizar um inventário de fauna varia consideravelmente em relação aos fatores ambientais de cada local. Apesar de os estudos normalmente inventariarem todos os táxons de vertebrados em uma mesma campanha, este pode não ser o melhor período para registro de cada

um deles. Vertebrados como os anfíbios ou mamíferos e pássaros nômades apresentam ciclos populacionais mais relacionados à eventos estocásticos, como chuvas intensas, do que ao ciclo regular das estações. Campanhas que levam isso em consideração terão maior chance de registro dessas

espécies. Para melhor precisão na coleta de dados são necessárias, no mínimo, duas campanhas em estações do ano distintas, particularmente se uma das campanhas for durante a estação seca. Campanhas realizadas em anos seguidos nas mesmas estações do ano são altamente recomendadas, porém nem sempre praticadas (EYRE *et al.*, 2018).

Pinto e colaboradores (2017) verificaram a consideração da sazonalidade nos EIAs de São Paulo. Os resultados encontrados foram de que 85% dos estudos realizaram coletas de dados primários em campo. Destes, apenas 41,1% realizou coleta nos períodos seco e chuvoso, 23,5% apenas no período seco e 29,4% apenas no chuvoso.

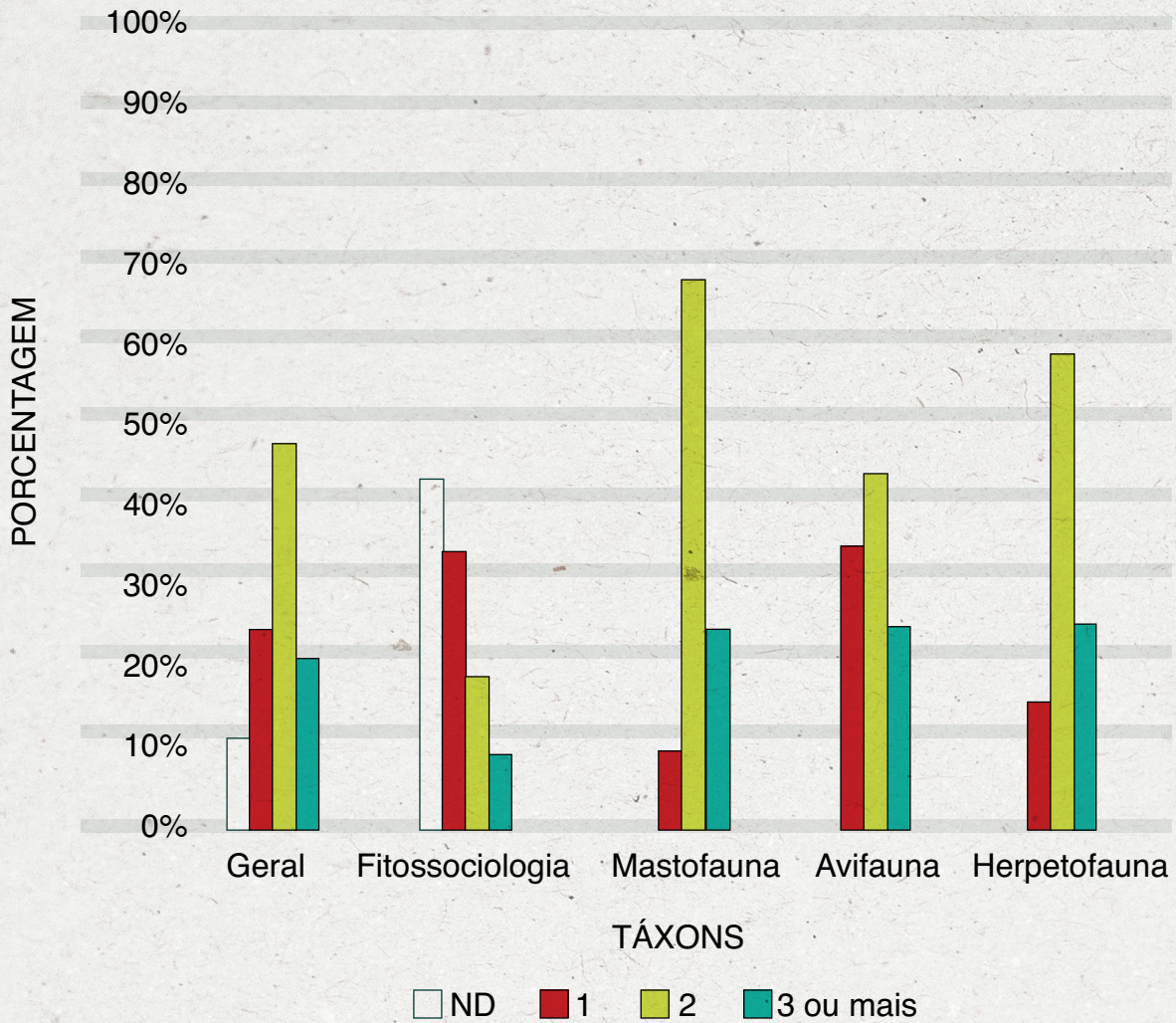
A consideração da sazonalidade também foi evidenciada como problema por Fraser e colaboradores (2003). Os autores analisaram EIAs do setor de mineração na região oeste da Austrália. Os resultados indicam que 80% dos estudos não detalham o cronograma das campanhas ou realizaram campanha em apenas uma estação do ano.

Apenas 20% dos estudos atendem ao critério estabelecido pelos autores como melhores práticas, sendo a realização de uma campanha em cada estação do ano. Colen (2018), analisando EIAs do estado de Minas Gerais, também relata problemas de amplitude e duração dos inventários. Seus resultados apontam que em 60,4% dos estudos a sazonalidade não foi considerada. Além disso, 85% dos estudos teve duração total da amostragem entre 0 a 10 dias. Zanini (2001) obteve resultados similares também analisando EIAs de Minas Gerais. O autor relata deficiência no atendimento à sazonalidade em aproximadamente 80% dos processos verificados.

Neste diagnóstico a sazonalidade foi analisada considerando o número de campanhas de campo efetuado. Mesmo com pequenas divergências, duas campanhas foram consideradas como realizadas nas estações de chuva e de seca.

O gráfico 11 resume as informações sobre a quantidade das campanhas realizadas.

GRÁFICO 11: NÚMERO DE CAMPANHAS REALIZADAS GERAL E POR TÁXONS.



No geral, dois terços dos inventários realizaram pelo menos duas campanhas, o que representa o mínimo para que se consiga registros em estações de seca e chuva, aumentando a representatividade do estudo, porém não atendendo às quatro estações do ano. Apenas 21% dos inventários realizaram 3 ou mais campanhas de campo. Um terço dos estudos foram considerados como não conformes, sendo 23% dos estudos com apenas uma campanha e 10% que não descreveram o número de campanhas. Mesmo

para os inventários fitossociológicos a sazonalidade foi considerada importante, pois aumenta a chance de encontrar organismos férteis, facilitando sua correta identificação. Vale ainda ressaltar que apenas uma campanha em cada período de seca ou chuva, mesmo contemplado a sazonalidade, dificilmente possibilitará o registro adequado das espécies presentes.

4.4 Uso de áreas de Controle

A avaliação do impacto ambiental geralmente apresenta comparação dos dados de ocorrência das espécies, antes e depois da instalação do empreendimento, restringindo-se às suas áreas de influência. Porém, o uso de réplicas em escala espacial abrangente é mandatório para determinar o real impacto ocorrido (UNDERWOOD, 1992). A coleta de dados deve, sempre, ser realizada também em áreas de controle, com características similares às da área afetada. Este procedimento possibilita a análise das alterações das populações e permite distinguir os efeitos regionais do empreendimento de possíveis flutuações das populações que ocorrem devido a outros processos, naturais ou não (FERRAZ, 2012; EYRE *et al.*, 2018).

Em sistemas biológicos o controle se faz necessário principalmente porque estes apresentam variação temporal. O controle permite separação de efeitos dos diferentes aspectos (HURLBERT, 1984). A abundância dos organismos pode apresentar padrão diferente, em cada ponto ao longo do tempo, mesmo antes do impacto ocorrer. Portanto, o uso de uma série de unidades amostrais para controle, selecionadas entre possíveis locais similares ao do empreendimento, de forma randômica, possibilitará a correta quantificação dos distúrbios. O impacto será indicado pela alteração na abundância média dos animais, quando comparada com a média dos valores das áreas de controle não

impactadas (UNDERWOOD, 1992). A abordagem contendo múltiplos pontos em locais de controle permite uma avaliação efetiva do impacto, realizando comparação, entre antes e depois da perturbação, de forma coerente (EYRE *et al.*, 2018).

O uso de áreas de controle é negligenciado nos estudos de impacto ambiental. Pinto e colaboradores (2017) analisaram EIAs no estado de São Paulo. Os autores apontam que apenas 18% dos estudos realizaram comparação dos dados amostrados em campo com informações provenientes de outros trabalhos, com características ambientais similares. Ferraz (2012) afirma ainda que a legislação deve assegurar a existência de áreas de controle, com seleção cuidadosamente justificada.

Nesta pesquisa nenhum dos EIAs cita o uso de áreas de controle em seus inventários ou na configuração dos programas de monitoramento, que são sucintamente descritos. Além disso, como citado acima, a abrangência dos inventários, quando muito, se restringe à Área de Influência Indireta. Desta forma, nenhum estudo realizou levantamento de dados em áreas que não sofrerão os impactos previstos, antes da implementação do empreendimento, possibilitando análise mais apurada sobre os efeitos do impacto gerado nas comunidades.

4.5 Apresentação de dados sobre a riqueza

A riqueza de espécies parece ser a medida mais simples para se analisar a biodiversidade. Ela corresponde ao número de espécies de determinado táxon, encontradas na assembleia (MAGURRAN, 2013). O número de espécies é uma medida chave, porém geralmente subestimada em estudos da biologia da conservação devido à dificuldade na detecção das espécies raras. (COLWELL *et al.*, 2012)

Nos processos de licenciamento ambiental, a lista de espécies apresentada, realizada através da coleta de dados primários, tem papel importante na análise dos órgãos ambientais. Porém, é frequente o desenvolvimento das listas com base em delineamento amostral inadequado, como ausência de réplicas, áreas de controle ou curvas de acúmulo de espécies (SILVEIRA *et al.*, 2010).

Além das dificuldades no delineamento dos inventários, as listas de espécies nem sempre são apresentadas contendo todas as informações necessárias para uma efetiva análise das comunidades. Critérios de análise de conservação embasados quase unicamente em listas oficiais de espécies ameaçadas são uma abordagem simplista. As listas oficiais são instrumentos fracos, com graves falhas conceituais e operacionais, além de serem pouco eficazes em termos globais. Os principais problemas das listas

são as dificuldades taxonômicas e conceituais de definição e identificação das espécies e a falta de conhecimento da megadiversidade brasileira, com muitas espécies não descritas (TRAJANO, 2010).

Os dados sobre a riqueza das espécies são normalmente apresentados nos EIAs, porém, apenas esta informação é insuficiente para uma avaliação dos possíveis impactos decorrentes dos empreendimentos. A apresentação das informações complementares é de grande importância e interfere de forma considerável na interpretação dos impactos previstos, na proposta de medidas mitigadoras e nos programas ambientais (SANCHES, 2013).

Kuniy (2013) ressalta que os resultados de riqueza devem ser apresentados em tabelas contendo, no mínimo, a identificação a nível específico, o tipo de método no qual o registro ocorreu em campo, a fitofisionomia na qual o registro ocorreu, o grau de sensibilidade às alterações ambientais, a guilda trófica, a abundância, o possível endemismo, além dos graus de ameaças referenciados em listas estaduais, nacionais e internacionais.

A indicação da fitofisionomia direciona a avaliação para os animais que sofrerão o impacto (supressão vegetal ou perda de habitat). O tipo de habitat em que cada espécie é encontrada orienta a interpretação do nível de tolerância das espécies. Além disso, este

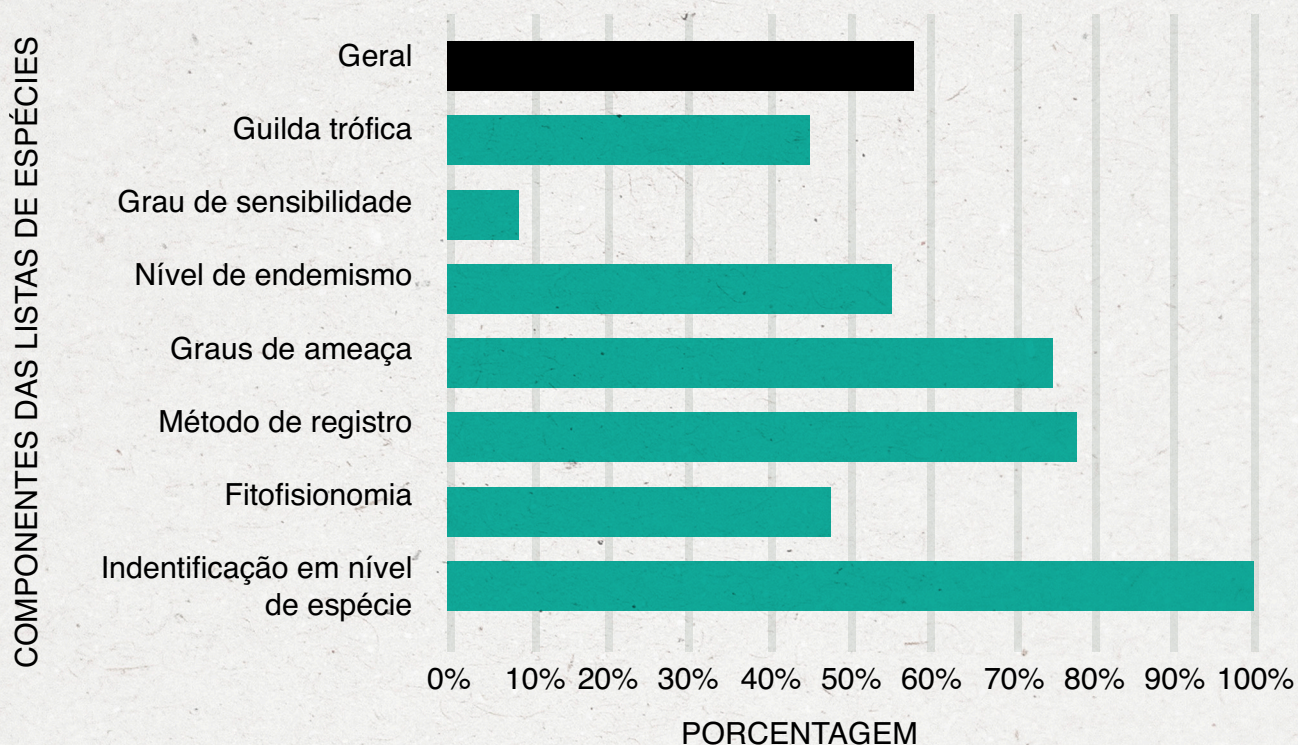
tipo de informação, somada ao método de captura, possibilita a correta avaliação por parte do órgão ambiental e se o método de amostragem adotado, na fitofisionomia, foi adequado (PINTO *et al.*, 2017).

O grau de ameaça, o nível de endemismo e o grau de sensibilidade também orientam a identificação dos animais mais suscetíveis aos impactos previstos e ao estabelecimento das medidas mitigadoras. A identificação da guilda trófica possibilita a análise da função exercida pelas espécies na comunidade, fa-

ilitando a identificação de espécies chave.

Verificou-se o atendimento aos itens mínimos necessários nas listas de espécies, resultantes de inventários, sugeridos por Kuniy (2013). Os resultados estão representados nos gráficos abaixo. O gráfico 12 apresenta o índice geral de todos os estudos para todos os itens, além da informação segregada como nível de atendimento a cada item. Já o gráfico 13 ilustra o índice médio de todos os itens do gráfico 12, para cada um dos táxons analisados.

GRÁFICO 12: ÍNDICE DE ATENDIMENTO AOS ITENS MÍNIMOS SUGERIDOS PARA AS LISTAS DE ESPÉCIES



Em geral os EIAs analisados apresentaram quase 60% dos itens mínimos elencados na literatura. A identificação em nível de espécie foi considerada 100%, mesmo com uma

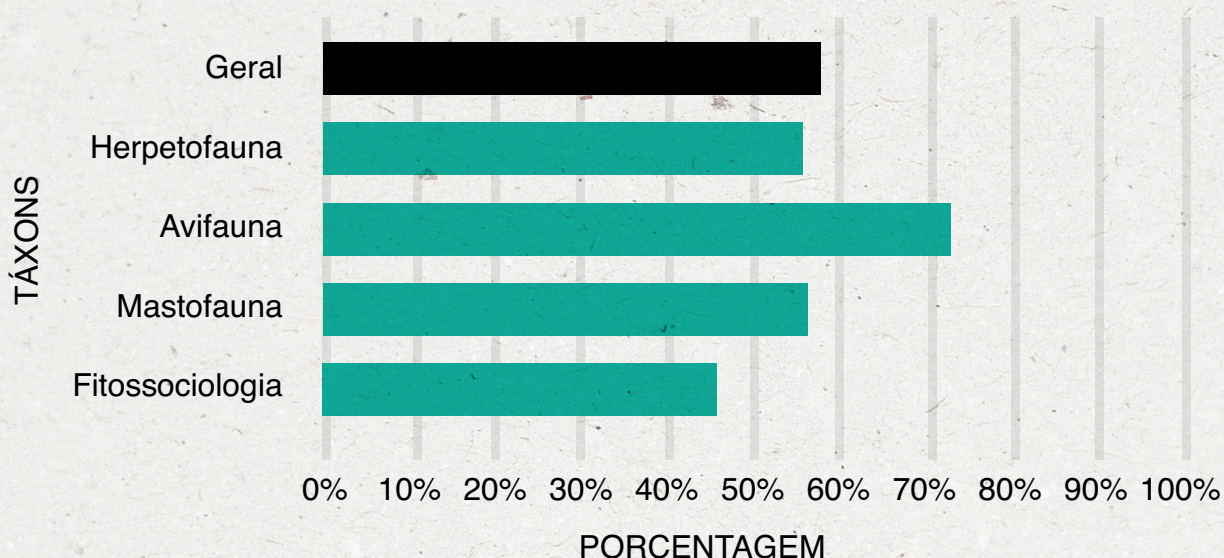
minoridade de organismos identificados no nível de gênero. Independente do nome da espécie, a riqueza foi mensurada e a identificação correta pode ser realizada posterior-

mente. Porém, ressalta-se a importância da identificação dos organismos inventariados a nível específico.

Além da identificação, os itens que mais constam das listas de espécies apresentadas são o método de registro e o grau de

ameaça (aproximadamente 75%). O nível de endemismo, a fitofisionomia e a guilda trófica constaram em aproximadamente a metade das listas apresentadas. Já o grau de sensibilidade das espécies foi pouquíssimo reportada. O item foi descrito em apenas 33% estudos, todos relacionados à avifauna.

GRÁFICO 13: ÍNDICE DE ATENDIMENTO AOS COMPONENTES DAS LISTAS DE ESPÉCIE, DESCRITOS NO GRÁFICO 12, PARA CADA UM DOS TÁXONS ANALISADOS



Considerando apenas os itens elencados, as listas dos inventários de avifauna foram as mais completas, seguidas dos estudos de herpetofauna e mastofauna. Os estudos fitossociológicos apresentaram as listas menos robustas. Vale ressaltar que, além dos itens elencados, as listas apresentam comumente outros itens relacionados ao hábito, ao interesse econômico e cinegético, ao período do dia e à estação do ano em que o registro foi feito. Estes itens também auxiliam na interpretação dos resultados obtidos e orientam as ações futuras de manejo.

4.6 Apresentação de dados sobre a abundância

A diversidade biológica pode ser definida como a variedade e a abundância das espécies em uma determinada área de estudo. As medidas de diversidade geralmente levam em conta a abundância relativa das espécies. A distribuição da abundância das espécies pode evidenciar os processos que determinam a diversidade biológica de uma assembleia, pois, de certa forma, a abundância reflete o sucesso de uma espécie na busca por recursos limitados. Os dados de

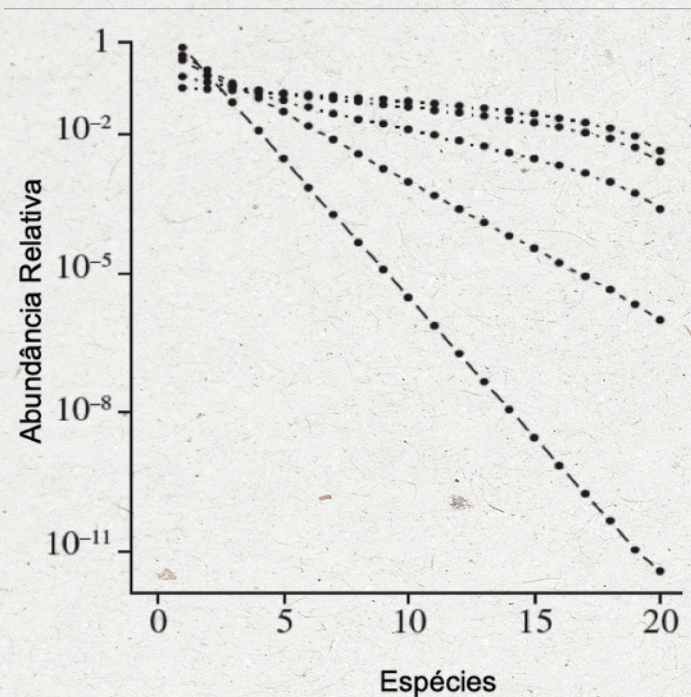
abundância ilustram a uniformidade, fator comumente utilizado na descrição de comunidades ecológicas. Comunidades nas quais o número de indivíduos de cada espécie é aproximadamente igual são mais uniformes do que as comunidades em que há grande disparidade no número de indivíduos de cada espécie. Um padrão de distribuição, repetido em diversos táxons, seria o de algumas espécies muito abundantes, outras com abundância moderada e uma maioria de espécies raras (MAGURRAN, 2013).

Para obtenção de informações mais robustas sobre a diversidade das espécies é necessário quantificar o número de espécies e sua representatividade. A análise da abundância relativa permite a identificação das espécies com representatividade baixa nas comunidades, as quais são mais sensíveis aos distúrbios ambientais (MORENO, 2001). As densidades relativas das espécies de fauna devem ser incorporadas às avaliações de impacto, a fim de melhorar a análise comparativa entre os levantamentos, permitindo o estudo dos dados em um contexto regional (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

A construção da curva de dominância/diversidade (ranking de abundância ou diagrama de Whittaker) é um método informativo para se apresentar dados de abundância de espécies e facilita a comparação de conjuntos de dados ou de assembleias. Nesta curva, as espécies são apresentadas no eixo "x", partindo-se da mais abundante. No eixo "y" é representada a abundância relativa (quando a soma das abundâncias registrada é considerada como 100% da abundância). Neste tipo de gráfico os padrões distintos da riqueza das espécies são notados claramente. O diagrama é uma ferramenta efetiva para mostrar mudanças após impactos ambientais (MAGURRAN, 2013).

A figura 6 é um exemplo de curva de dominância/diversidade e ilustra os diferentes padrões da abundância descritos pelos modelos de Tokeshi. Quanto mais inclinada é a curva, maior a dominância na distribuição das espécies.

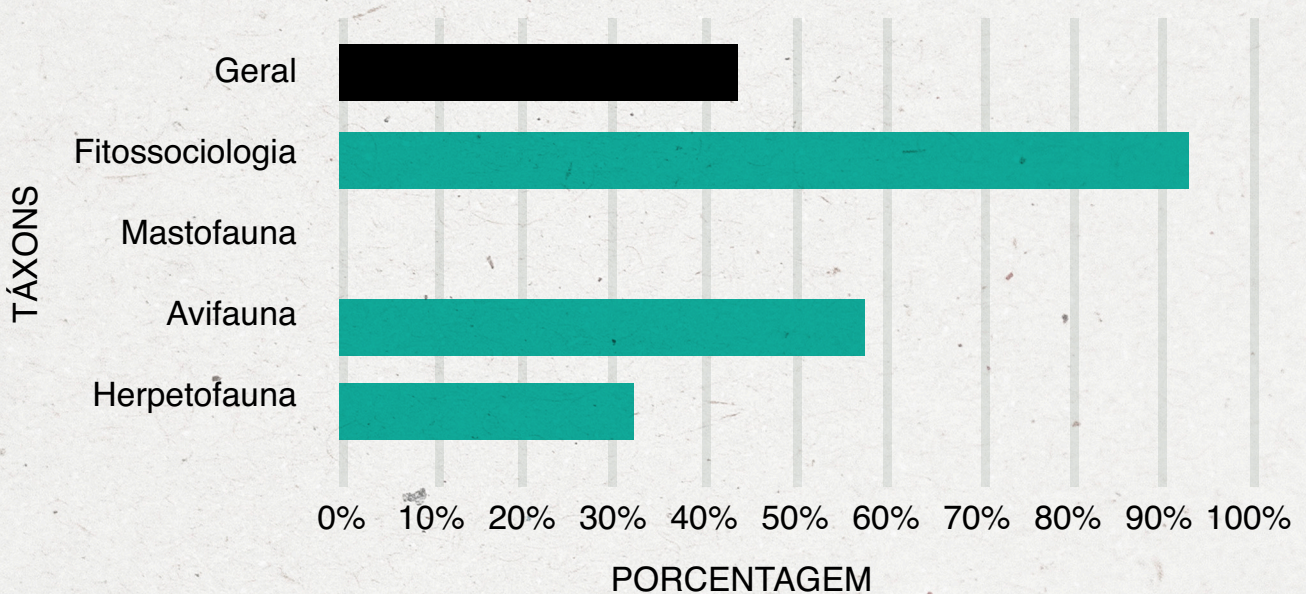
FIGURA 6: DIAGRAMA DE WHITTAKER REPRESENTANDO OS PADRÕES DA ABUNDÂNCIA DESCRITOS PELOS MODELOS DE TOKESHI (ADAPTADO DE FERREIRA E PETRERE-JR, 2008)



O diagnóstico realizado evidencia deficiência na apresentação dos dados de abundância, seja em sua forma numérica ou em alguma forma gráfica. Menos da metade dos estudos verificados (46%) apresentou

informações sobre a abundância das espécies. O gráfico 14 apresenta a porcentagem de estudos que apresentaram os dados de abundância geral e para cada táxon.

GRÁFICO 14: CONSOLIDAÇÃO DOS ESTUDOS QUE APRESENTARAM DADOS DE ABUNDÂNCIA



Destacam-se os estudos fitossociológicos como os que mais informaram a abundância das espécies. Os inventários de fauna raramente trazem este tipo de informação, essencial para direcionar as medidas mitigadoras e programas de monitoramento.

4.7 Análise da composição da comunidade (diversidade Beta)

Além dos dados de riqueza e abundância das espécies na comunidade, outro componente importante da diversidade está na composição das espécies presentes, ou sua diversidade Beta. Segundo Whittaker (1960), a diversidade Beta é “a extensão na mudança da composição da comunidade em relação à um gradiente ambiental”. Ela expressa a dissimilaridade existente entre as comunidades de locais distintos. Dissimilaridade entendida como diferenças em termos de espécies presentes. Quanto menos espécies compartilhadas maior é a diversidade Beta.

A diversidade Beta pode ser compreendida como uma medida que compara inventários em duas escalas, sendo uma local e outra geral, considerando a especificidade dos estudos. A diversidade Beta é medida através da razão entre riqueza geral de espécies (diversidade Gama) e a riqueza local (diversidade Alfa). (BASELGA, 2010).

Segundo Socolar e colaboradores (2016) a diversidade Beta aplicada à conservação tem muito há oferecer. Ela pode ser incorpo-

rada na mensuração da perda de diversidade, embasar a seleção de áreas de proteção, auxiliar no manejo de espécies invasoras e na configuração de paisagens mais amigáveis às espécies impactadas.

Por exemplo, pecuária intensiva, agricultura mecanizada e urbanização geralmente reduzem a diversidade Beta, quando comparada às áreas naturais ou às áreas com práticas de agricultura ambientalmente amigáveis. Atividades de agropecuária intensiva uniformizam a paisagem acarretando em condições que são toleradas por um grupo mais restrito de espécies. A urbanização causa maior similaridade em comunidades de aves. Assembleias de plantas tendem a ser mais homogêneas nas cidades, porém o estabelecimento de espécies exóticas pode aumentar o valor da diversidade Beta. (SOCOLAR *et al.*, 2016).

Em ecologia, associar os diferentes padrões de diversidade Beta aos respectivos fenômenos biológicos é essencial para analisar casualidade de processos relacionados à variação da diversidade, com base na variação regional da riqueza na comunidade. Os fenômenos biológicos que expressam a variação na composição são o aninhamento (*nestedness*) e a substituição (*turnover*) das espécies. O aninhamento ocorre quando as espécies encontradas em uma localidade são uma parte das espécies também encontradas em outro local, mais rico em espécies. O aninhamento reflete, portanto, uma

perda de espécies em relação ao gradiente ambiental envolvido. A substituição ocorre quando diferentes espécies são encontradas nos locais inventariados. Geralmente a substituição acontece como consequência de diferenças ambientais ou restrições espaciais e/ou históricas (BASELGA, 2010). O autor salienta a divisão dos componentes da diversidade Beta a fim de identificar qual deles efetivamente altera a medida.

A figura 7 traz um exemplo que ilustra bem a necessidade de separação dos componentes. Estão representadas comunidades de ilhas fictícias com composições representativas (aninhamento e substituição), porém com medida de diversidade Beta igual (dissimilaridade de Sorensen).

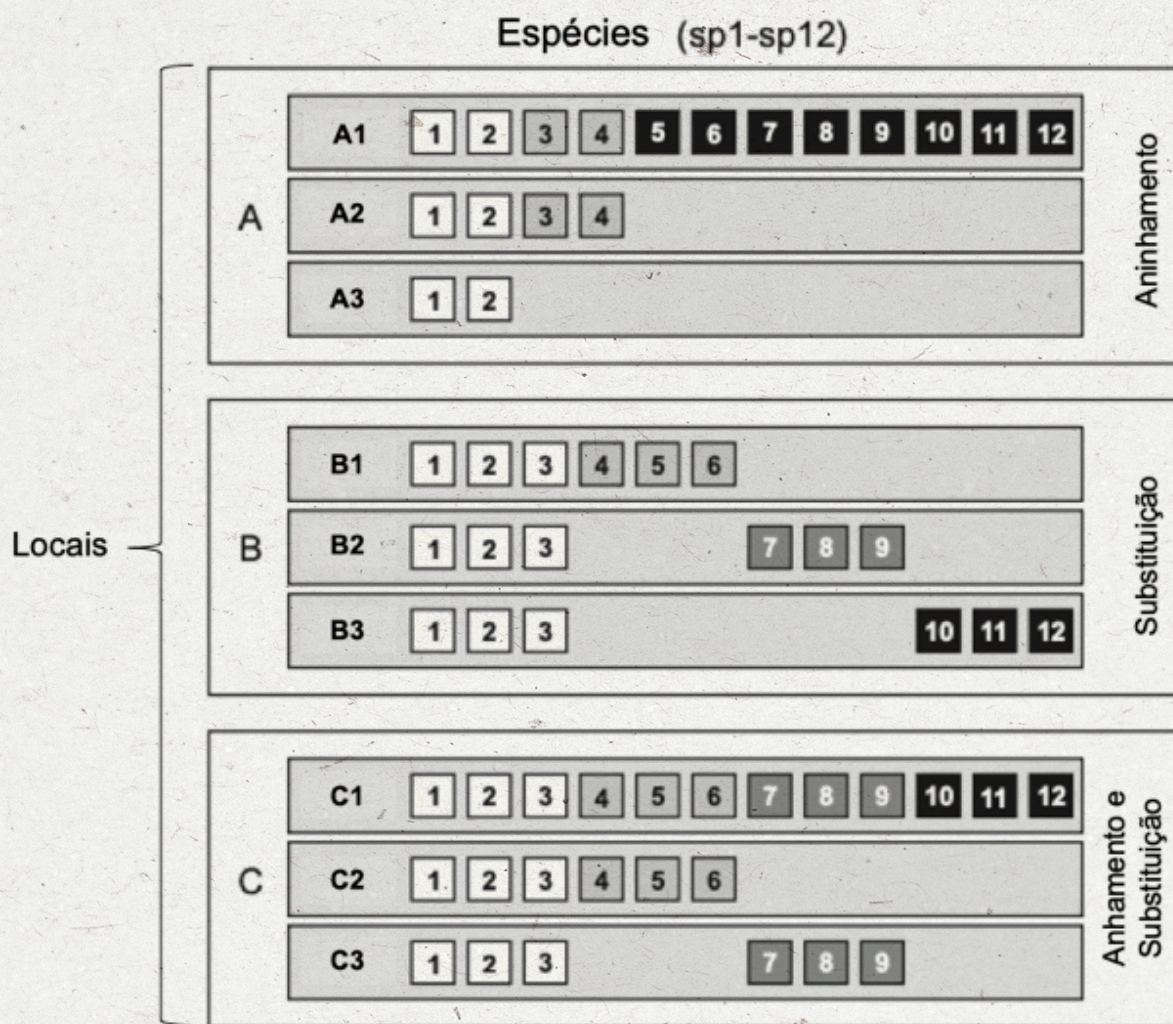


FIGURA 7: DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES EM ILHAS FICTÍCIAS, REPRESENTANDO OS PROCESSOS DE ANINHAMENTO (A), SUBSTITUIÇÃO (B) E AMBOS (C). (ADAPTADO DE BASELGA, 2010)

O exemplo deixa claro a necessidade de compreensão dos fenômenos de aninhamento e substituição ao se interpretar os resultados, já que os três casos possuem o mesmo valor de dissimilaridade de Soerensen.

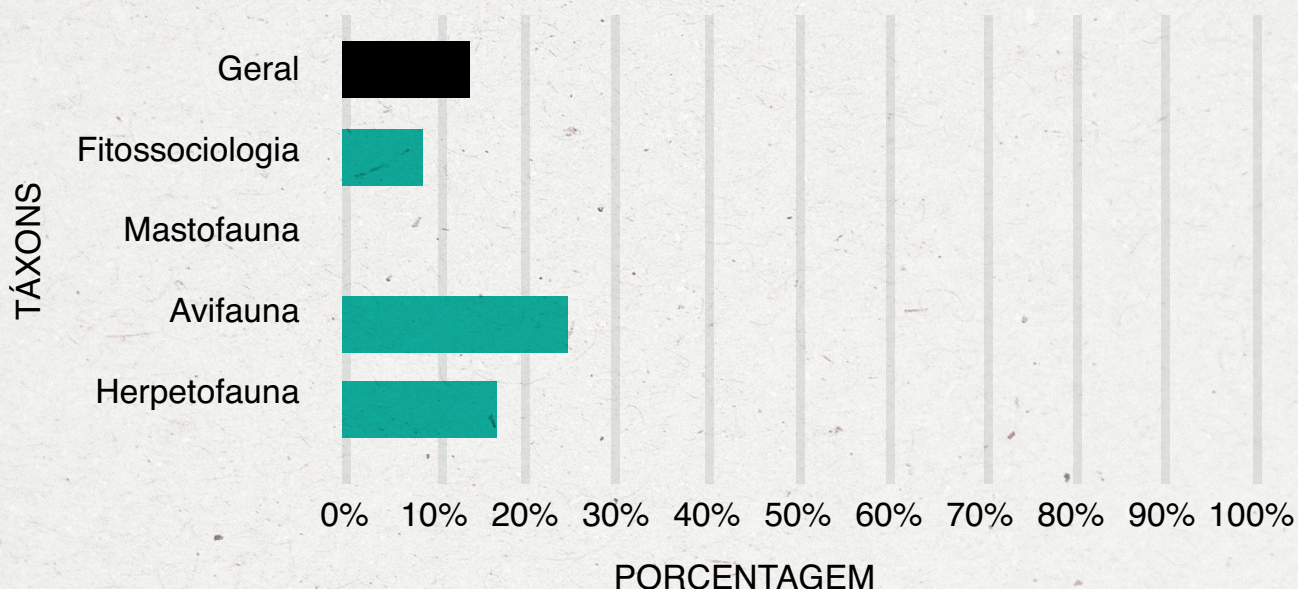
A separação dos componentes pode ainda orientar a identificação e configuração de áreas de proteção. Em paisagens com alta substituição relacionada aos gradientes ambientais um arranjo com múltiplas reservas menores, contemplando efetivamente a variação ambiental, é recomendado. Já paisagens com grande aninhamento indicam estratégia de conservação configuradas em áreas maiores, com foco no(s) local(is) mais diversos (SOCOLAR *et al.*, 2016).

Em EIAs, as medidas de diversidade Beta

podem ser utilizadas para comparação entre o antes, durante e depois do empreendimento, tanto na área impactada, quanto em áreas de controle. As medidas podem esclarecer as variações da comunidade, gerando informação relevante para identificação de espécies mais susceptíveis aos impactos, medidas mitigadoras e planos de monitoramento. A identificação das áreas mais ricas pode embasar ainda um arranjo físico das instalações acarretando em impactos menos severos e considerando a distribuição das espécies mais vulneráveis.

Nesta pesquisa observou-se que as análises de diversidade Beta quase não foram utilizadas. O gráfico 15 resume a apresentação de alguma medida de diversidade Beta nos EIAs.

GRÁFICO 15: APRESENTAÇÃO DE ALGUMA MEDIDA DE DIVERSIDADE BETA



Apenas 13% dos EIAs apresentaram alguma medida de diversidade Beta. Mesmo quando apresentadas as medidas não foram relacionadas aos impactos previstos, medidas mitigadoras ou na análise de alternativas locais. Nenhum dos estudos dividiu os valores de diversidade Beta entre os componentes de aninhamento e substituição. Desta forma um componente importante para interpretação de resultados inventários de fauna e flora é praticamente ignorado.

4.8 Apresentação de curvas de acúmulo de espécies

A definição do esforço amostral é uma das principais dificuldades para se estimar a riqueza das espécies de uma área de forma acurada (SCHILLING *et al.*, 2012). O conhecimento da diversidade de espécies depende muito do nível de esforço amostral. A gestão do território, embasada em dados de curto prazo, pode resultar em erros graves de gestão ambiental (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

As curvas de acúmulo de espécies (curva do coletor, de amostragem ou de rarefação) representam a taxa em que novas espécies são adicionadas ao inventário, com o aumento de seu esforço amostral. A curva pode ser construída com base no número de indivíduos observados ou utilizando alguma medida substituta, como a área, o número de unidades amostrais ou o tempo em dias de inventário (MAGURRAN, 2013).

A curva de acúmulo é representada por um gráfico no qual o eixo “x” corresponde à variável de esforço amostral, e o eixo “y” apresenta a riqueza acumulada correspondente (TRAJANO, 2010). O gráfico é um método simples e útil para demonstrar se o nível de amostragem é adequado para o satisfatório conhecimento da área. A curva serve de ferramenta para a compreensão da estrutura da assembleia (SILVEIRA *et al.*, 2010; MELO, 2006; THOMPSON, 2007). As curvas podem ainda ser utilizadas para comparação de riqueza entre diferentes locais, desde que os métodos de coleta estejam padronizados.

Em inventários realizados com esforço amostral adequado, as curvas de acúmulo de espécies apresentam uma linha que se estabiliza, formando um platô. Esta informação é importante na análise dos resultados e na decisão de viabilidade de projetos (EYRE *et al.*, 2018). O platô na curva de acúmulo representa que, a partir dele, um grande aumento no esforço amostral acarretará em um aumento muito pequeno no número de novas espécies registradas.

Curvas baseadas em Unidades Amostrais possibilitam a consideração da heterogeneidade da área, principalmente quando as espécies ocorrem agrupadas. A principal crítica, relacionada à curva do coletor (baseada em UAs ou indivíduos) é de que cada possível ordenação dos dados gera uma curva diferente, impossibilitando assim, sua corre-

ta interpretação (SCHILLING *et al.*, 2012). A diferença na ordenação dos dados pode gerar curvas com configurações com ou sem o platô, dificultando a análise de adequação do esforço amostral.

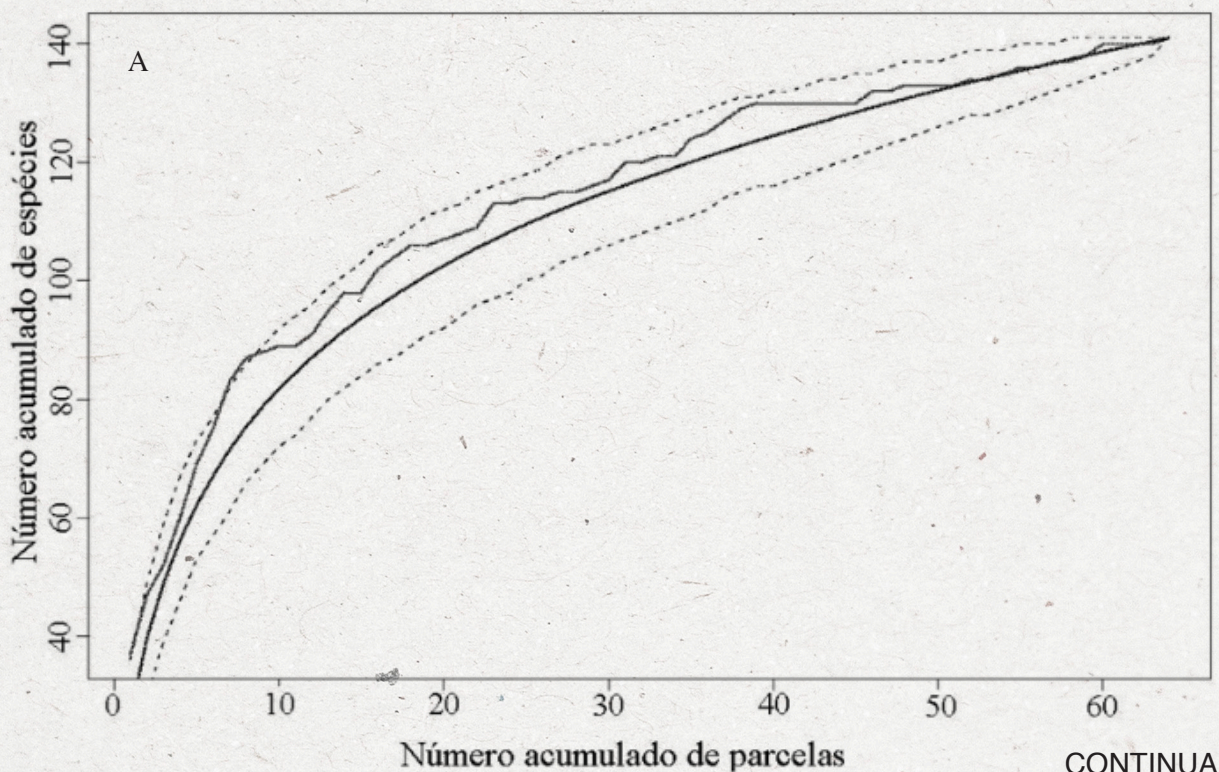
As curvas de rarefação são curvas de acúmulo, construídas a partir do sorteio aleatório da ordem das parcelas (ou dos indivíduos) e pelo cálculo do número de espécies acumulado. A curva é resultante da média das “n” repetições realizadas. Esse procedimento evita a variação causada pela ordem de acréscimo das unidades amostrais e têm a vantagem de viabilizar o cálculo do intervalo de confiança (KERTEN e GALVÃO, 2011).

O intervalo de confiança representa a variação entre as diversas curvas construídas, a partir das diferentes ordenações dos dados. A construção das curvas de rarefação solu-

ciona o problema referente à ordenação dos dados e possibilita uma análise adequada de suficiência do esforço amostral utilizado.

As curvas de rarefação e sua extrapolação considerando os respectivos intervalos de confiança também têm sido usadas principalmente para comparação da riqueza entre estudos com distintos números de indivíduos ou de unidades amostrais (COWELL *et al.*, 2012).

A figura 8 apresenta exemplos de curvas de acúmulo, baseadas em parcelas e em indivíduos, de um inventário florestal contendo 64 parcelas nas quais foram contados e identificados todos os indivíduos com Diâmetro na Altura do Peito (DAP) maior ou igual a 5 cm. O gráfico apresenta as curvas de acúmulo, rarefação e respectivos intervalos de confiança.



CONTINUA

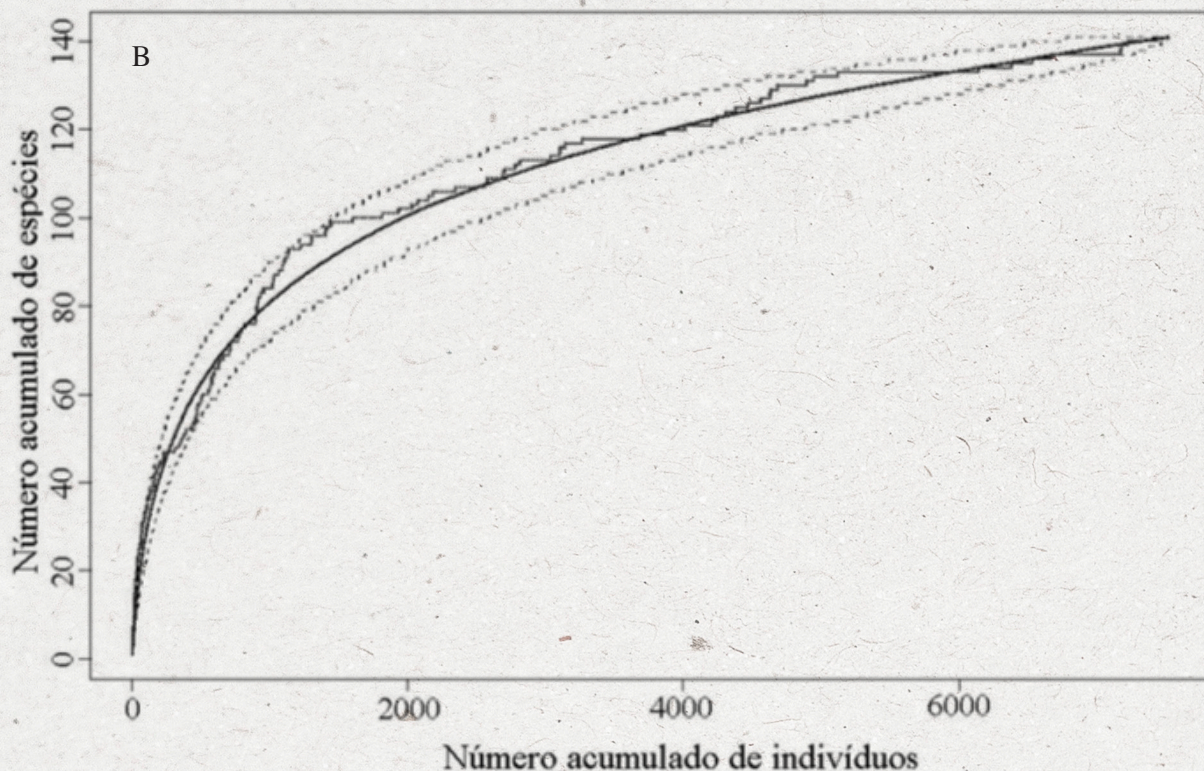


FIGURA 8: CURVAS MÉDIAS DE ACÚMULO DE ESPÉCIES (LINHAS CONTÍNUAS SUAIVIZADAS), INTERVALOS DE CONFIANÇA DE 95% (LINHAS TRACEJADAS) E AS CURVAS DE ACUMULAÇÃO, UTILIZANDO A ORDEM DAS PARCELAS (A) E DOS INDIVÍDUOS (B) (LINHAS IRREGULARES) (FONTE: ADAPTADO DE SCHILLING *ET AL.*, 2012)

Curvas de acúmulo construídas com base em esforço amostral ou no número de indivíduos apresentam grande similaridade. Porém, a premissa matemática para construção das curvas é de que os indivíduos tenham distribuição aleatória, o que raramente ocorre na natureza (GOTELLI e COWELL, 2001).

As curvas de acúmulo podem fornecer informações úteis sobre a estrutura da assembleia e, em particular, a proporção de espécies incomuns, raras ou pelo menos difíceis de capturar em uma área. Locais com uma alta proporção de espécies raras e poucas espécies abundantes têm uma curva com um ponto de inflexão baixo no eixo “y” e

uma longa linha inclinada para cima, até a assíntota. Já os locais com uma alta proporção de espécies relativamente abundantes têm um perfil íngreme ascendente inicial, seguido de um platô. Este perfil de curva evidencia a possibilidade de estimativa precisa da riqueza de espécies, com menor esforço (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

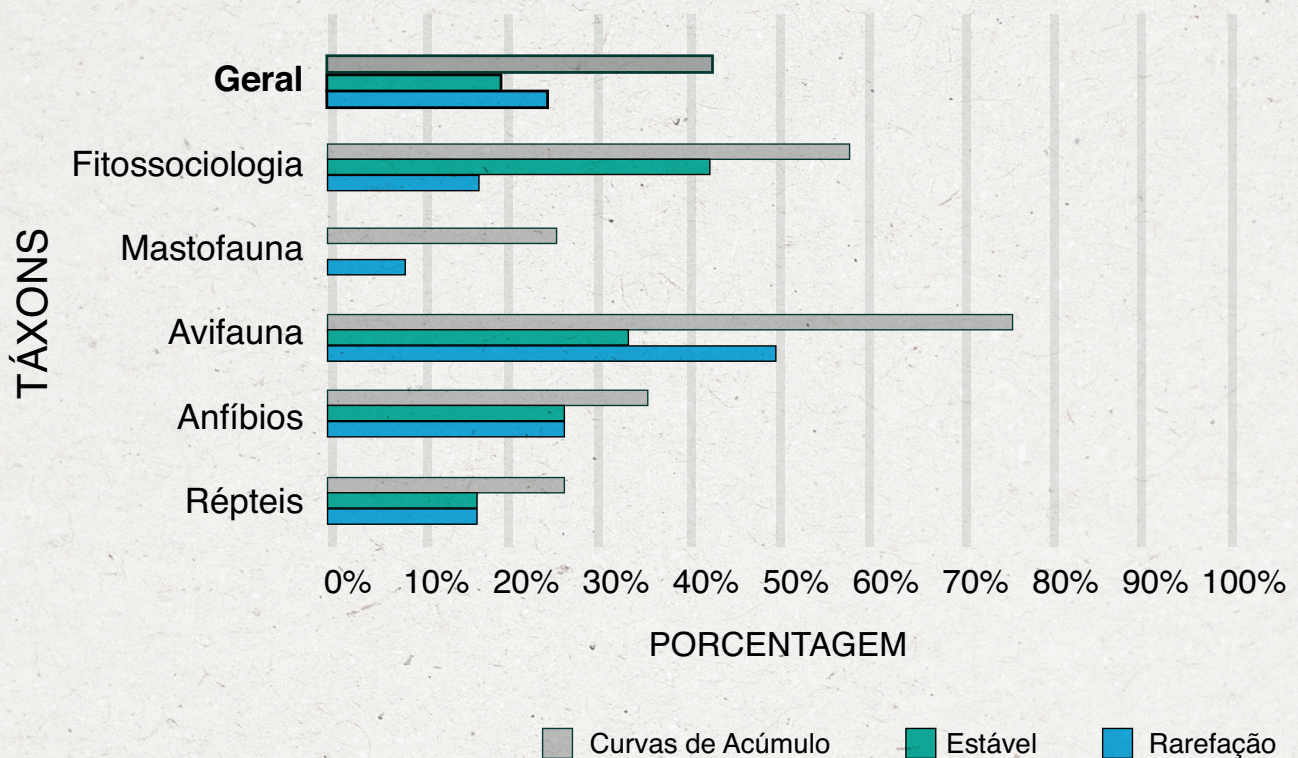
Durante pesquisa bibliográfica específica não se observou padronização para a apresentação das curvas de acúmulo de espécies em EIAs. Eyre e colaboradores (2018) informam que as curvas raramente são usadas nos EIAs australianos. Lamonica (2016) corrobora com a deficiência para apresentação das curvas. Em análises de diagnósti-

cos ambientais dos meios bióticos em EIAs no estado de São Paulo a autora aponta que 80% dos estudos não apresentam as curvas. Os resultados de Kuniy (2013) apontam para a mesma direção, com apenas 11% dos EIAs de empreendimentos hidroelétricos apresentando as curvas. Colen (2018) relata que grande parcela dos EIAs analisados em Minas Gerais não apresenta curva. Já os resultados de Pinto e colaboradores (2017) e de Garcia e Candiani (2017), anali-

sando EIAs paulistas, apontam outra orientação, na qual as curvas de acúmulo de espécies foram amplamente apresentadas (76% e 100% respectivamente).

No gráfico 16 estão os resultados, geral e por táxon, da apresentação da curva de acúmulo, a verificação da estabilidade da mesma, além da análise referente à rarefação dos dados.

GRÁFICO 16: APRESENTAÇÃO, ESTABILIDADE E RAREFAÇÃO DAS CURVAS DE ACÚMULO DE ESPÉCIES, GERAL E POR TÁXON



Menos da metade dos estudos (43%) apresentou alguma forma da curva de acúmulo de espécies. Os estudos de avifauna e fitossociológicos se destacam como os que mais apresentaram as curvas.

Dentre os estudos que apresentaram algum

tipo de curva de acúmulo, quase a metade (46%) atingiu a estabilidade, o que resulta em apenas 20% do total de estudos indicando esforço amostral adequado.

Considerando todos os táxons, pouco mais da metade das curvas apresentadas são

curvas de rarefação, evitando que a ordenação dos dados interfira no desenho obtido. Os estudos de mastofauna e fitossociológicos foram os que menos utilizaram este tipo de curva de acúmulo.

Verificou-se, também, qual a unidade de medida foi adotada no eixo “x” (indivíduos ou esforço amostral), para a construção das curvas de acúmulo de espécies. Apenas 8% das curvas se basearam no número de indivíduos. A grande maioria dos estudos (88%) utilizou como base de dados de esforço amostral (UAs, dias de campo e listas acumuladas) e 4% dos estudos não descrevem a unidade de medida na curva de acúmulo.

Ressalta-se que as curvas de rarefação não foram utilizadas para realizar comparação da riqueza entre diferentes locais ou estudos. A extrapolação das curvas de rarefação possibilita a comparação de estudos com esforço amostral distintos, além de uma estimativa de riqueza total da área. Alguns EIAs realizaram a comparação dos dados com diferentes estudos embasada em índices de diversidade, tema detalhado na próxima seção.

4.9 Cálculo de índices de diversidade

Índices de diversidade são medidas da heterogeneidade que combinam os componentes de riqueza e de equabilidade da comunidade. Assim, além do total de espécies observado os (riqueza) os índices levam em

consideração a maior ou menor uniformidade na distribuição relativa das espécies (equabilidade). Comunidades onde as espécies apresentam abundância similar têm mais equabilidade, o oposto ocorre em comunidades onde poucas espécies são muito abundantes e as demais pouco.

Os índices de diversidade se diferenciam na ênfase dada à riqueza ou à equabilidade da comunidade. Localidades com pouca equabilidade entre as espécies geram percepção de menor diversidade. Observa-se quase sempre uma mesma espécie, com raras aparições de espécies distintas (MAGURRAN, 2013).

Os índices de diversidade são expressões matemáticas envolvendo a abundância relativa de cada espécie na amostra e sua riqueza total. Em sua maioria os índices são não paramétricos, isto é, independem de parâmetros de distribuição da comunidade. Como índices mais comuns pode-se destacar o de Shannon-Weaver e o de Simpson. Existem ainda índices de diversidade que, além da riqueza e equabilidade, incorporam no cálculo variáveis adicionais, tais como: morfologia, filogenética ou funcionalidade das espécies (MELO, 2008).

O índice de Shannon-Weaver quantifica a incerteza na previsão da espécie para um indivíduo da comunidade sorteado aleatoriamente. O índice de Simpson resulta da probabilidade de dois indivíduos sorteados

aleatoriamente na comunidade pertencerem a uma mesma espécie.

Segundo Melo (2008) os valores de riqueza de espécies, índice de Shannon-Weaver e de Simpson diferem basicamente no peso em que se dá para espécies raras. Para a riqueza, o peso é máximo, sendo interpretado com presença ou ausência. No índice de Shannon, o peso é intermediário, no de Simpson, o peso de espécies raras é pequeno.

O índice de Shannon-Weaver enfatiza o componente da riqueza e leva em consideração o grau de uniformidade das espécies. Ele é amplamente utilizado, porém geralmente criticado e de difícil interpretação, pois confunde os aspectos de riqueza e uniformidade. O aumento no índice pode ser oriundo de aumento na riqueza, na uniformidade ou em ambos. O índice de Simpson dá mais peso ao componente da uniformidade, sendo uma medida de diversidade robusta (MAGURRAN, 2013).

O uso de índices de diversidade tem como vantagens a expressão de padrões com base em um recurso estatístico complexo e a relativa independência do esforço amostral (amostras relativamente pequenas geram valor de diversidade que pouco se altera com o aumento do esforço). Assim, os índices são comumente usados para a comparação de comunidades inventariadas

com esforços desiguais. Suas desvantagens são: o uso comumente restrito a situações comparativas; o valor do índice em si pode ser de difícil interpretação; diferentes combinações nos valores de riqueza e uniformidade podem gerar valor similar; a aplicação de diferentes índices de diversidade pode resultar em análises divergentes sobre qual comunidade é mais diversa; e, principalmente, a falta de critérios na escolha de um dado índice adotado (MELO, 2008).

Smith e Wilson (1996) definiram alguns requisitos básicos e medidas desejáveis para os índices de diversidade. Resume-se abaixo essas informações.

- Independência da riqueza de espécies;
- A medida diminui caso a abundância da espécie menos frequente seja reduzida;
- A medida aumenta caso uma espécie muito rara seja adicionada;
- A medida não é afetada pelas unidades usadas para medi-la;
- O valor máximo do índice é 1 e é atingido quando as abundâncias são iguais;
- O valor mínimo é 0 e é atingido quando as abundâncias são as mais desiguais possíveis, considerando comunidades naturais;
- O mínimo é atingido com qualquer número de espécies;
- Alterações na uniformidade da comunidade devem ter interpretação intuitiva no valor obtido;
- A medida é simétrica considerando espécies raras e comuns;

• Quanto mais assimétrica for a distribuição da abundância, menor será o valor do índice.

Difícilmente um método de cálculo se adequará aos diversos tipos de estudos. A definição do método deve estar alinhada com o objetivo do trabalho (MELO, 2008).

Melo (2008) defende a análise utilizando-se o perfil de diversidade. O perfil é uma representação gráfica da generalização matemática, (Série de Hill ou de Rényi) onde o valor do índice de diversidade é plotado em função de um parâmetro, o qual representa

o peso dado à equabilidade.

Neste tipo de gráfico o valor zero no parâmetro (a) corresponde à riqueza encontrada, o valor de $a = 1$ representa o índice de Shannon-Weaver, o valor de $a = 2$ corresponde o inverso do índice de Simpson. Quando o parâmetro é maior que dez, o índice obtido praticamente se mantém, mesmo com a exclusão de espécies raras. Valores muito altos para o parâmetro avaliam apenas equabilidade e desprezam riqueza (MELO, 2008) A figura 9 é um exemplo de perfil de diversidade para amostras de três comunidades fictícias.

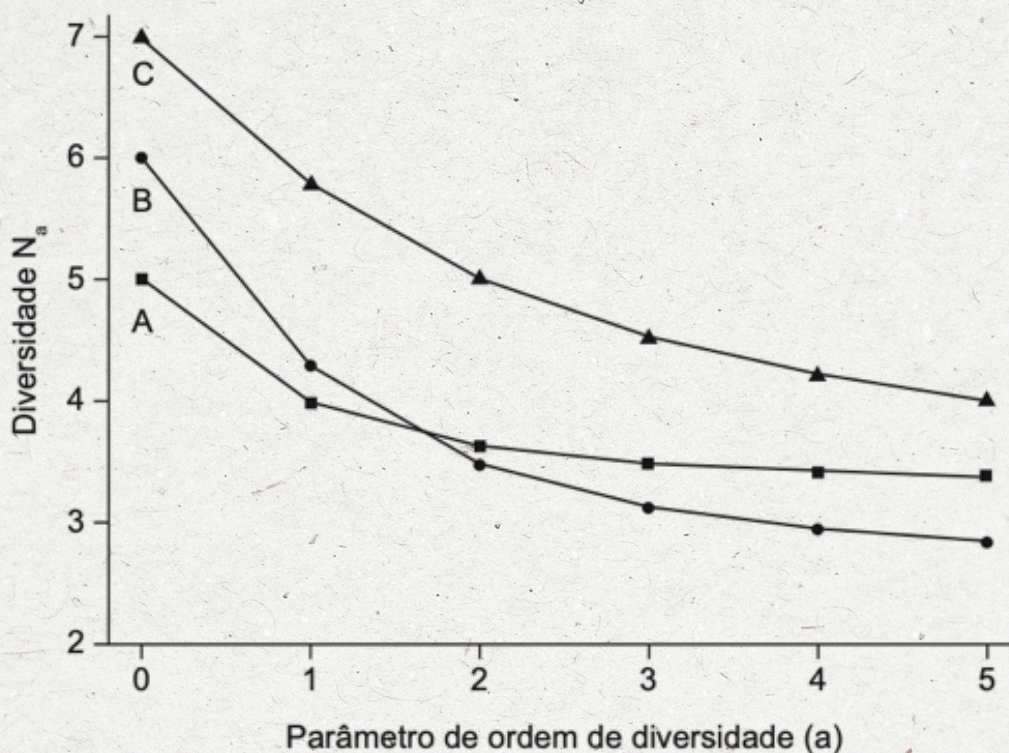


FIGURA 9: PERFIS DE DIVERSIDADE PARA AMOSTRAS DE TRÊS COMUNIDADES FICTÍCIAS USANDO A SÉRIE DE HILL (FONTE: MELO, 2008).

Percebe-se que quando o peso da equabilidade é aumentado, a indicação de qual das áreas (A ou B) é mais diversa se altera. A apresentação da Série de Hill torna mais clara a interpretação da diversidade considerando a variação no peso dado à equabilidade.

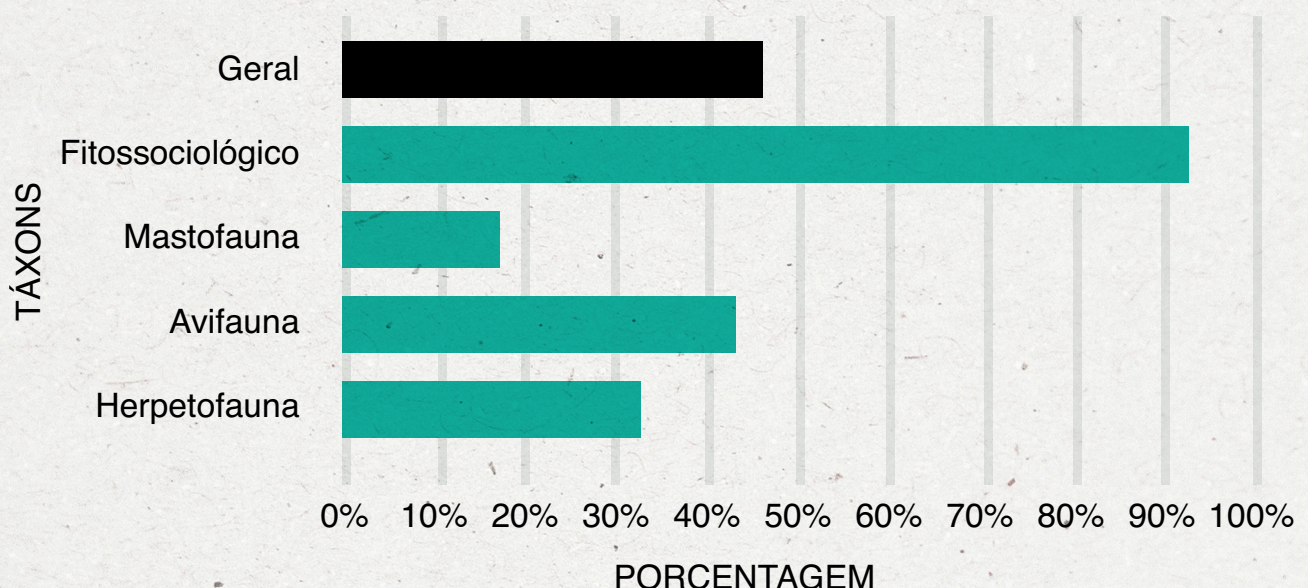
Mesmo diante de tantas dificuldades os índices de diversidade são comumente usados para representar a estrutura das comunidades e para comparar comunidades localizadas em áreas distintas.

Particularmente em Estudos de Impacto Ambiental, o índice de diversidade pode ser usado para de análise temporal da área, comparando valores antes, durante e depois da implementação e operação do empreen-

dimento, em áreas afetadas e áreas de controle.

Pouco menos da metade dos EIAs analisados apresentam algum índice de diversidade. Alguns estudos apresentam mais de um índice. No gráfico 17 estão descritas as porcentagens de estudos que apresentaram algum índice de diversidade. No gráfico 18 estão consolidadas porcentagem de estudos que indicou um, dois ou mais índices de diversidade em seus resultados. No gráfico 19 está ilustrada a representatividade dos principais índices de diversidade utilizados. Já o gráfico 20 trás informações referentes à comparação dos valores dos índices de diversidade obtidos, com outros estudos ou com valores de referência, no mesmo bioma.

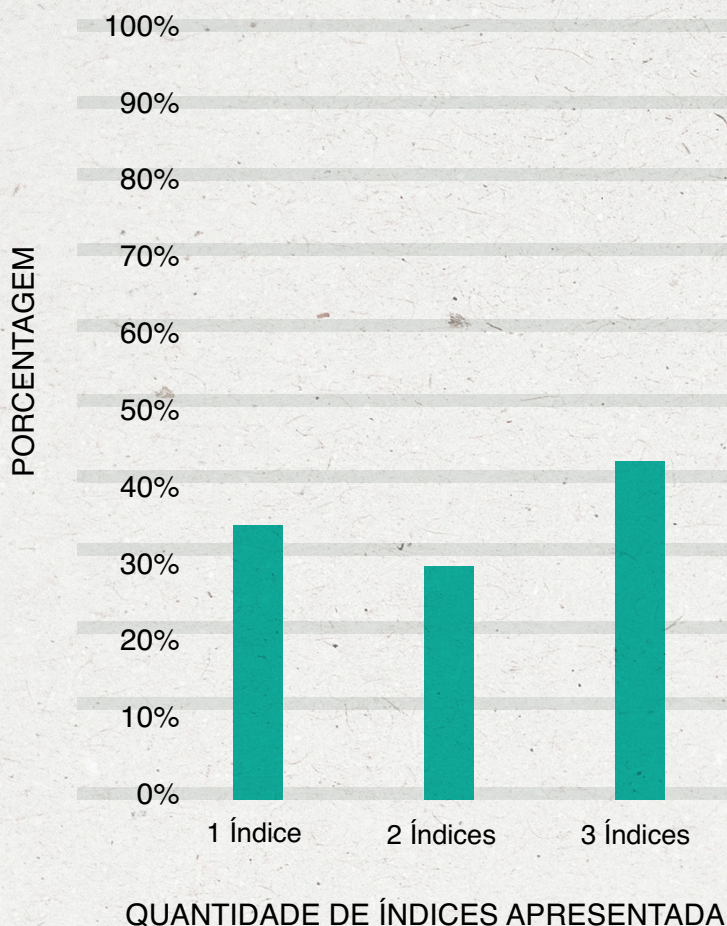
GRÁFICO 17: APRESENTAÇÃO DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE.



Quase a metade dos estudos calculou algum índice de diversidade. Os estudos fitossociológicos foram os que mais apresentaram a

medida. Somente uma pequena parcela dos estudos de fauna apresentam algum índice de diversidade.

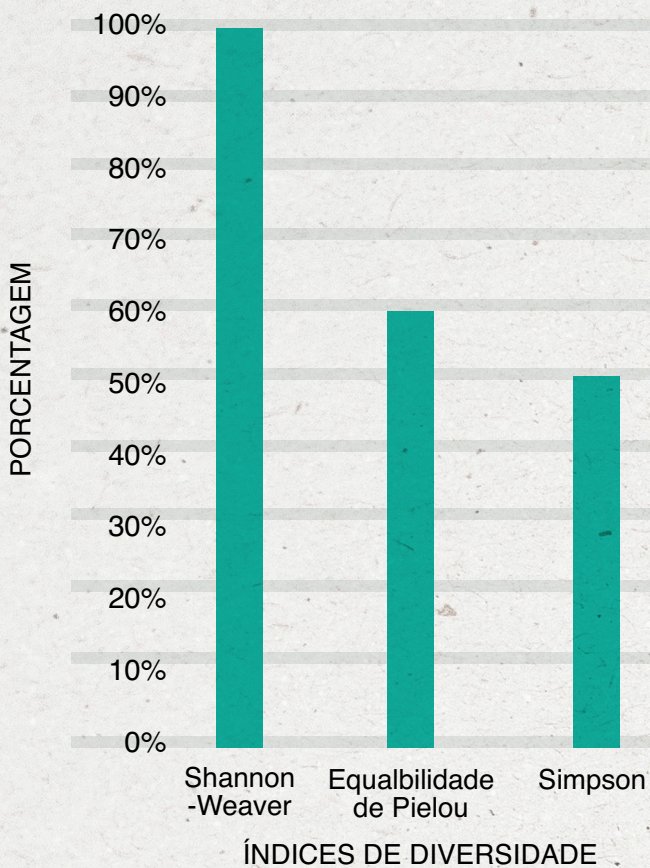
GRÁFICO 18: ESTRATIFICAÇÃO DA QUANTIDADE DE ÍNDICE DE DIVERSIDADE PRESENTES NOS EIAS



Aproximadamente dois terços dos estudos (68%) apresentam 2 ou mais índices de di-

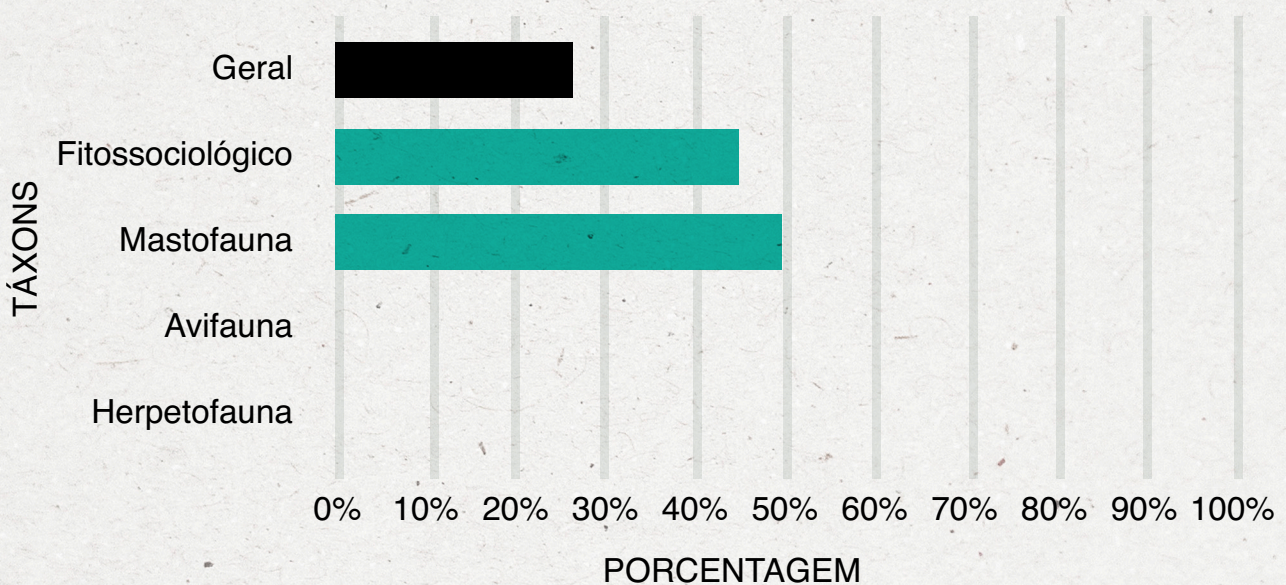
versidade, o que corrobora com a dificuldade de escolha e interpretação dos valores.

GRÁFICO 19: FREQUÊNCIA DE APRESENTAÇÃO DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE



Percebe-se que o índice de diversidade de Shannon-Weaver, mesmo não sendo uma medida de fácil interpretação, foi utilizado em todos os estudos, que apresentaram pelo menos um índice. A equabilidade de Pielou e o índice de dominância de Simpson foram frequentemente apresentados como informação complementar ao índice de Shannon-Weaver.

GRÁFICO 20: COMPARAÇÃO DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE OBTIDOS COM VALORES DE REFERÊNCIA



Apenas 27% dos estudos, que utilizaram os índices, compararam os valores obtidos com outros estudos ou com valores de referência, no mesmo bioma. Porém, menos da metade das comparações citam a fonte utilizada.

O uso de índices de diversidade se mostra controverso. Os estudos apresentam diversos índices, porém frequentemente não comparam os resultados da área de estudo com valores de referência, além de não analisarem o peso dado a equabilidade.

4.10 Uso de estimadores de riqueza

Difícilmente os dados reais de amostragem são suficientes para se determinar a riqueza total de espécies existentes (WALTHER e MOORE, 2005). A maioria das avaliações de fauna usa os dados disponíveis para estimar a riqueza total de espécies, mensurando a quantidade de espécies não registradas. Os resultados obtidos nas estimativas de riqueza total auxiliam na avaliação de adequação do esforço amostral e na interpretação da assembleia (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

Os estimadores de riqueza são frequentemente utilizados em estudos ambientais, mesmo apresentando grande dependência da riqueza observada, e, conseqüentemente, do esforço amostral (MELO, 2008). Os métodos mais comuns para se estimar a riqueza total de espécies são a extrapolação das curvas de acúmulo e o uso de es-

timadores de frequência não paramétricos (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

A extrapolação das curvas de acúmulo fornece o número de espécies esperado, a partir dos resultados de riqueza e abundância, com dado esforço amostral. A maioria dos modelos fornece uma estimativa útil da riqueza de espécies para a fauna, quando embasada em um conjunto de dados amostrais suficientes (THOMPSON e THOMPSON, 2010). Cowell e Coddington (1994) recomendam a extrapolação das curvas somente quando esta tem origem em um processo de amostragem uniforme, para um universo razoavelmente estável.

Curvas de rarefação extrapoladas, contendo os intervalos de confiança, evitam o desperdício de dados ao se comparar estudos distintos, pois evita a referência baseada na amostra com menor esforço. A extrapolação possibilita o uso dos dados da maior amostra, os quais seriam ignorados (COLWELL *et al.*, 2012).

Thompson e Thompson (2010) ressaltam que a extrapolação das curvas de acúmulo, desenhadas com base nos dados existentes, multiplica qualquer viés e erro de amostragem. Além disso, recomendam que as curvas extrapoladas indiquem claramente os dados atuais, qual a curva que melhor se adequou aos dados e a extensão da extrapolação.

Os estimadores de riqueza não paramétricos são assim denominados porque não utilizam como parâmetro de cálculo um modelo, previamente ajustado aos dados de abundância das espécies (MAGURRAN, 2013). Os estimadores usam a abundância ou a incidência de espécies raras nas amostras para estimar o número total de espécies, com base em um modelo não paramétrico, previamente formulado. Os métodos de cálculo usam o número de espécies raras para estimar o número possível de espécies não descobertas. As espécies raras são aquelas registradas com apenas um ou dois indivíduos (*singletons* e *doubletons*) (BASUALDO, 2011). A presença de um número substancial de espécies raras nos dados de amostragem sugere um inventário incompleto (MAO e COWELL, 2005).

A limitação dos estimadores de riqueza está no não atendimento a todos os bancos de dados ou táxons específicos. Devido ao fato de o estimador ter seu desenvolvimento baseado em premissas definidas, seu desempenho varia em função dos dados utilizados (WALTHER & MOORE, 2005). Outra limitação dos estimadores não paramétricos é sua sensibilidade ao tamanho da amostra (MAGURRAN, 2013). Geralmente é necessário elevado esforço amostral para realização de uma estimativa precisa.

O uso dos estimadores de riqueza não remedia uma coleta de dados inadequada. Frequentemente os resultados da estimativa

da riqueza total de espécies, apresentados por consultores ambientais, está abaixo do número de espécies conhecido para aquele habitat. Isso representa que os dados inseridos no cálculo da estimativa da riqueza total têm origem em inventários com esforço amostral insuficiente (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

Magurran (2013) destaca o futuro promissor, o bom desempenho e a relativa simplicidade dos estimadores de riqueza. Métodos como Jackknife e Chao, associados às curvas de acúmulo de espécies, podem fornecer uma fotografia significativa da diversidade local, além da boa estimativa da riqueza total. Walther e Moore (2005) também destacaram melhor performance destes estimadores em análise relacionada à sua acuracidade e viés.

Pinto e colaboradores (2017) analisaram a apresentação de estimativa de riqueza total, seus resultados foram de que 59% dos EIAs, que realizaram levantamento de dados primários, apresentaram cálculo da estimativa da riqueza total de espécies.

O uso de estimadores de riqueza total foi verificado e está consolidado no gráfico 21. A frequência de uso de cada estimador de riqueza foi consolidada no gráfico 22.

Nenhum dos EIAs analisados utilizou a extrapolação das curvas de rarefação a fim de estimar a riqueza total.

GRÁFICO 21: APRESENTAÇÃO DE ESTIMATIVA TOTAL DE RIQUEZA, GERAL E POR TÁXON

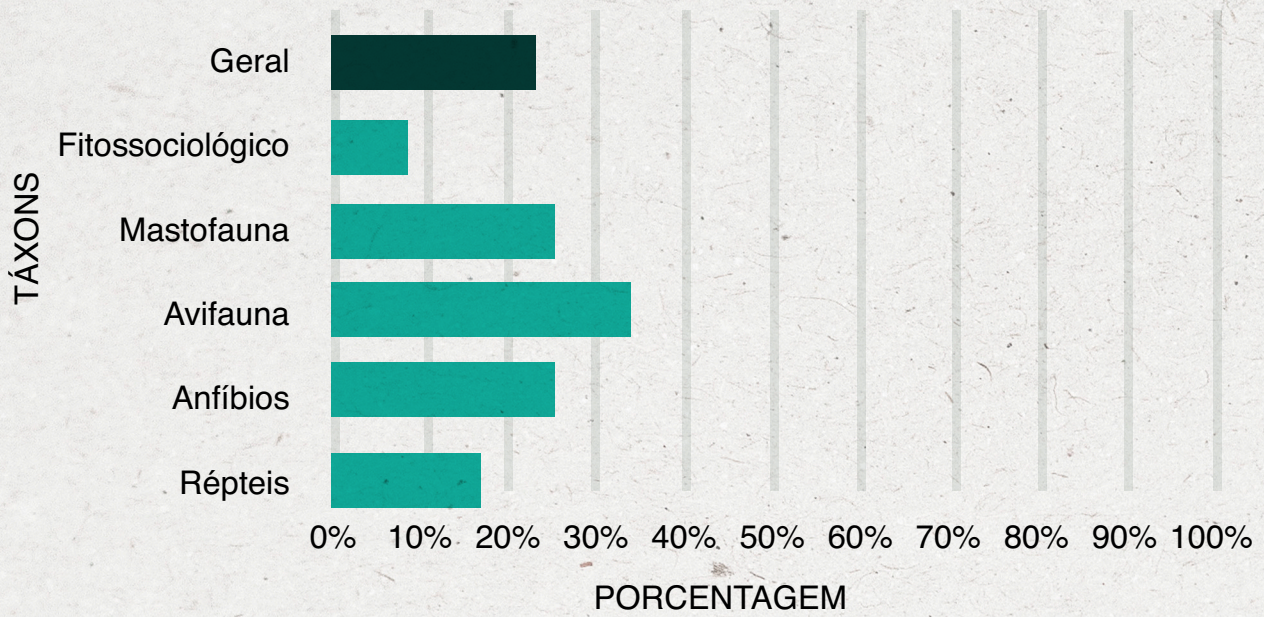
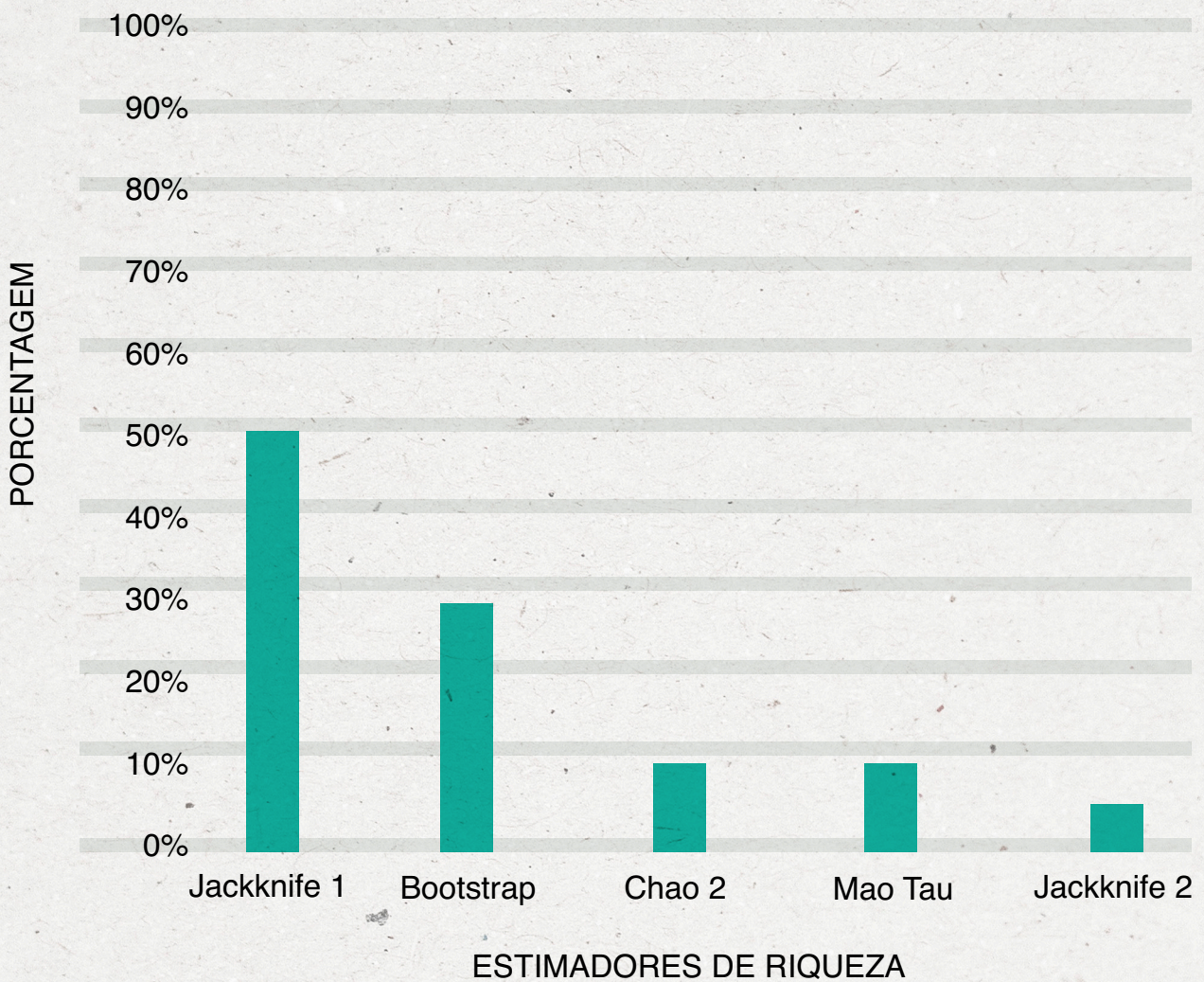


GRÁFICO 22: FREQUÊNCIA DE USO DE CADA ESTIMADOR DE RIQUEZA



A estimativa de riqueza total de espécies foi realizada em menos de um quarto dos estudos (22%). Destes, aproximadamente 70% apresentam duas estimativas para riqueza total, provenientes de estimadores distintos. Os demais estudos apresentam apenas um estimador de riqueza.

Percebe-se que o estimador Jackknife 1 foi o mais popular, seguido do Bootstrap. O estimador mais frequente está entre os recomendados na literatura específica, porém nenhum dos EIAs justificou tecnicamente a escolha do estimador utilizado.



foto: vtupinamba, iStock, ID: 478699226

5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este relatório técnico pretende aproximar a universidade da sociedade, valorizando a ciência e o ensino público de qualidade. Principalmente diante do cenário de negacionismo e desmonte das instituições de gestão do meio ambiente, no qual aproveita-se de uma pandemia para fragilizar a legislação ambiental. Onde, além do pífio desempenho no combate à COVID 19, ocorrem: recordes de desmatamento e queimadas; liberação desenfreada de agrotóxicos; tentativas sistemáticas para alteração dos critérios de regularização de terras públicas, incentivando a grilagem e anistiando crimes ambientais (Medida Provisória 910/2019 e Projeto de Lei 2633/2020). Somada a isso a divulgação de dados de desmatamento, ou a investigação do tráfico ilegal de madeira, atualmente, geram retaliações e afastamento prejudicando os responsáveis pela fiscalização e deixando os infratores impunes.

Outra questão relevante está relacionada à recente aprovação do Projeto Lei Geral do Licenciamento Ambiental (PL 3.729/2004) na Câmara Federal, ainda em análise no Senado. O projeto flexibiliza o licenciamento ambiental, um dos mais importantes instrumentos de política pública ambiental.

Dentre os pontos problemáticos relacionados à nova lei estão a apresentação da licença por adesão e compromisso para empreendimentos não sujeitos ao EIA. Neste processo de licenciamento o tramite é realizado pelo

empreendedor e emitido automaticamente pelos órgãos ambientais, sem verificação do cumprimento das exigências legais.

A proposta estabelece a dispensa do licenciamento para uma série atividades potencialmente impactantes, sendo: cultivo de espécies de interesse agrícola; pecuária extensiva, semi-intensiva e intensiva de pequeno porte; obras de saneamento básico; manutenção em estradas e portos; distribuição de energia elétrica com baixa tensão; entre outros, não levado em consideração o porte desses empreendimentos e a magnitude do impacto gerado. (AGENCIA SENADO, 2021).

A proposta ainda estabelece que: estados ou municípios definam as tipologias sujeitas ao licenciamento ambiental, incluindo a exigência do EIA; a participação dos conselhos estaduais e municipais de meio ambiente foi excluída; a participação popular fica mais restrita; os órgãos financiadores dos projetos não serão responsabilizados socioambientalmente; além impossibilidade de suspensão ou cancelamento de licença ambiental, devido à violação ou inadequação às condicionantes ou normas legais. (AGENCIA SENADO, 2021; SBPC, 2021).

Segundo nota emitida pela Associação Brasileira de Saúde Coletiva (ABRASCO, 2021) o projeto de lei, viola os princípios e os direitos constitucionais, fere acordos internacionais em que o Brasil é signatário, tais como:

a Convenção 169 da Organização Internacional do Trabalho; a Convenção de Minamata, que prevê o banimento do mercúrio gerado pelo garimpo; a convenção do direito humano à água e ao esgotamento sanitário da ONU; e o Acordo de Paris relacionado às mudanças climáticas.

Neste diagnóstico os itens e critérios de análise estabelecidos foram embasados nas melhores práticas científicas e nos principais requisitos legais atualmente em vigor, e fundamentaram a análise crítica dos Estudos de Impacto Ambiental do Estado da Bahia. O diagnóstico apontou o nível de atendi-

to dos EIAs à fatores importantes em seu desenvolvimento e, principalmente, no delineamento amostral utilizado para medição da biodiversidade e na forma de apresentação dos resultados. Além disso, o diagnóstico possibilitou o levantamento dos pontos fortes e dos pontos passíveis de melhoria, presentes nos EIAs baianos.

Os critérios utilizados para análise dos EIAs, em cada um dos itens desta pesquisa, estão resumidos na tabela 5. O gráfico 23 consolida o índice de atendimento dos EIAs nos itens estabelecidos e a média geral obtida.

TABELA 5: CONSOLIDAÇÃO DOS ITENS E CRITÉRIOS DE ANÁLISE

ITEM	CRITÉRIO
Alternativas locacionais	Não incorrem nas deficiências apontadas pelo MPF (2004)
Alternativas tecnológicas	Apresentam o uso de algumas das tecnologias limpas, citadas por Marinho e colaboradores (2012)
Áreas de influência	Delimitação das áreas de influência direta e indireta não incorrendo nas deficiências apontadas pelo MPF (2007)
Programas ambientais e medidas mitigadoras	Estipulam programas ambientais e medidas mitigadoras
Define parâmetros de qualidade	Programas ambientais estabeleceram parâmetros de qualidade para acompanhamento
Impactos, medidas e programas ambientais x Áreas de Influência	Apresenta relação direta entre os impactos, medidas mitigadoras e programas ambientais e as áreas de influência
Impactos medidas e programas ambientais x Inventários	Apresenta relação direta entre os impactos, medidas mitigadoras e programas ambientais e os inventários de fauna e flora
Impactos medidas e programas ambientais x Paisagem	Apresenta relação direta entre os impactos, medidas mitigadoras e programas ambientais e a Ecologia da Paisagem

CONTINUA

ITEM	CRITÉRIO
Métodos complementares	Uso de métodos complementares no inventário de fauna
Unidades amostrais estratificadas	Unidades amostrais são estratificadas proporcionalmente entre as fitofisionomias
Unidades amostrais aleatórias	Localização das unidades amostrais é aleatória
Unidades amostrais abrangentes	Distribuição das unidades amostrais abrangem a área de influência indireta do empreendimento
Contempla a sazonalidade	Execução de pelo menos duas campanhas (chuva e seca)
Utiliza área de controle	Unidades amostrais abrangem área de controle com fitofisionomias similares
Apresenta os componentes mínimos das listas de espécies	Atendimento aos itens mínimos de análise elencados para as listas de espécies (KUNIY, 2013)
Dados de abundância	Apresenta os dados de abundância (número de indivíduos, frequência relativa, entre outros)
Composição / Diversidade Beta	Apresenta alguma medida de diversidade Beta
Curva de acúmulo de espécies	Apresenta alguma das formas da curva de acúmulo de espécies
Esforço amostral	Apresenta curva de rarefação estável indicando esforço amostral suficiente
Índices de diversidade	Apresenta algum índice de diversidade
Estimadores riqueza	Apresenta alguma estimativa de riqueza total de espécies

GRÁFICO 23: ATENDIMENTO GERAL DOS ESTUDOS A CADA UM DOS ITENS



A análise crítica dos estudos de impacto ambiental baianos resulta em qualidade considerada insatisfatória, com o índice médio geral de atendimento aos itens elencados resultando em 38%.

Os itens com melhor desempenho foram: o estabelecimento de medidas mitigadoras e programas ambientais; a realização de pelo menos duas campanhas contemplando a sazonalidade e o nível de detalhamento das listas de espécie. Vale ressaltar que as medidas mitigadoras e programas ambientais poderiam ser mais aprofundados, mesmo nesta etapa do processo de licenciamento ambiental (LP). Além disso, apenas 21% dos inventários realizaram 3 ou mais campanhas de campo.

Apesar de as alternativas tecnológicas terem sido apresentadas em dois terços dos estudos, o item foi considerado de desempenho intermediário, pois as alternativas apresentadas poderiam ter sido analisadas com enfoque diferente pelos empreendedores, não se limitando à avaliação da eficiência de equipamentos. Já os componentes das listas de espécie inventariadas foram considerados de bom desempenho, mesmo com índice intermediário, pois frequentemente as listas exibem informações complementares

adicionais às verificadas, viabilizando uma boa interpretação da assembleia.

Os principais itens com desempenho insatisfatório foram: os critérios para apresentação das alternativas locais; os critérios para delimitação das áreas de influência; o estabelecimento de parâmetros de qualidade para acompanhamento dos programas ambientais e medidas mitigadoras; a relação direta entre os impactos, medidas e programas ambientais e os inventários de fauna e flora e a Ecologia de Paisagem; a abrangência e a aleatoriedade da configuração das unidades amostrais; o uso de áreas de controle, de medidas de diversidade Beta e de estimadores de riqueza total

O diagnóstico conforma a situação descrita pelo Banco Mundial (2008), quando afirma que não há um conjunto mínimo de princípios e diretrizes técnicas que devam ser sempre adotadas, e que as equipes que participam dos licenciamentos são diferentes, definindo as diretrizes caso a caso. Vale ressaltar, ainda, que há grande variabilidade na população de EIAs analisada. Mesmo dentro de um único estudo não se observa padronização no delineamento, nos métodos e na apresentação dos resultados entre os diferentes táxons contemplados.

5.1 Recomendações

Finalmente são apresentadas algumas recomendações, visando contribuir com o processo de licenciamento ambiental, de forma prática. As recomendações têm a finalidade de orientar futuros estudos ambientais, capacitar a avaliação realizada pelos órgãos ambientais e compor requisitos básicos a serem solicitados nos TRs e EIAs desenvolvidos.

- Antes de se planejar as atividades, é importante o levantamento de informações prévias regionais a fim de se estabelecer a base de dados a ser inventariada. A pesquisa deve indicar as espécies potenciais, descrever os tipos e condições de habitat da fauna e avaliar os ecossistemas significativos para a conservação, presentes no local ou na área adjacente (THOMPSON e THOMPSON, 2010);

- Uma visita de reconhecimento é recomendada. A visita visa verificar a conformidade das informações coletadas durante a revisão bibliográfica, descrever os tipos e condições de habitat e identificar evidências de espécies significativas para a conservação (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

Alternativas Locacionais:

- Apresentar justificativas e critérios para seleção das alternativas locacionais (AGRA FILHO *et al.*, 2012) ponderando aspectos técnicos, socioeconômicos e ecológicos da atividade;

- O Estudo deve considerar maior abrangência nas possibilidades de localização, não se limitando a apenas uma região, geralmente pré-definida com base em critérios econômicos;

- Importante considerar uma abordagem territorial na localização do projeto, com inclusão e avaliação de planos e projetos co-localizados e sua articulação com outros instrumentos de planejamento (BANCO MUNDIAL, 2016).

Alternativas tecnológicas:

- É interessante comparar concepções tecnológicas diferentes, incluindo, obrigatoriamente, tecnologias limpas e ecoeficiência no uso dos recursos (AGRA FILHO *et al.*, 2012);

- Considerar as possibilidades de redução na fonte de recursos, reuso de água, uso de energia limpa e análise do ciclo de vida e fechamento de ciclo (MARINHO *et al.*, 2012).

Áreas de Influência:

- As áreas de influência devem ser definidas após o diagnóstico ambiental (SÁNCHEZ,

2013). É fundamental que na sua delimitação considere-se a magnitude, a abrangência e a duração dos impactos previstos, possibilitando medidas mitigadoras e programas ambientais realmente eficazes (MPF, 2004);

- Evitar delimitação das áreas de influência com base apenas na ocupação do território ou em limites arbitrários e rígidos, sem justificativa técnica.

Avaliação dos impactos ambientais, apresentação de medidas e programas para mitigação e possíveis parâmetros de qualidade:

- Estabelecer relação coerente entre diagnóstico, alternativa selecionada, medidas mitigadoras e programas ambientais (ALMEIDA e MONTAÑO, 2015). As condicionantes devem guardar relação direta com os impactos gerados pelo empreendimento e estar associadas às ações continuadas de monitoramento. (BANCO MUNDIAL, 2016). A identificação de espécies chave, ameaçadas, endêmicas, raras, bioindicadoras e/ou com corte proibido deve fundamentar a definição das medidas mitigadoras e dos programas de monitoramento;

- Atender aos princípios da Ecologia de Paisagens na definição das ações de mitigação e compensação. A identificação das espécies, dos processos ecológicos e das fitofisionomias em que estão previstos os impactos deve direcionar as medidas mitigadoras (KOBLOITZ *et al.*, 2011);

- Esforços de conservação devem se concentrar na preservação e restauração, considerando a quantidade de habitat necessária para a conservação das espécies de interesse (FAHRIG, 2003);

- Análises fundamentadas na conectividade da paisagem são importantes para priorizar fragmentos em escalas regionais. Em escalas de extensão geográfica mais ampla é indicada para a análise de prioridade para escolha de uma área em detrimento de outra (KOBLOITZ *et al.*, 2011);

- Importante considerar impactos induzidos, cumulativos, sinérgicos e em escala global (OLIVEIRA e BURSZTYN, 2001).

Táxons inventariados e métodos de coleta:

- Estabelecer relação coerente entre os impactos ambientais previstos e os táxons inventariados no estudo. Avaliar a região a ser inventariada e seu entorno, as diferentes fitofisionomias existentes, a fauna com potencial de ocorrência e os impactos previstos nas diferentes fases do empreendimento para direcionar a escolha dos táxons e respectivos métodos de coleta;

- Considerar as etapas futuras de monitoramento, desde o diagnóstico inicial, assegurando a identificação precoce de espécies chave, passíveis de resgate e/ou bioindicadoras;

- O uso de metodologias complementares possibilita amostragem em partes distintas do ambiente, acarretando em maior número de espécies registradas, em um período reduzido (SILVEIRA *et al.*, 2010) e diminui o viés do delineamento. Armadilhas diferentes têm melhor efetividade para registro de animais de portes específicos. A complementaridade dos métodos de coleta deve ser estabelecida considerando as respectivas particularidades de eficácia de cada tipo de método;
- O posicionamento das armadilhas afeta seu sucesso. Locais de armadilhas podem ser selecionados aleatoriamente ou as armadilhas podem ser localizadas em microhabitats, visando maximizar a taxa de sucesso. Em uma escala micro, as armadilhas devem ser localizadas para maximizar suas chances de captura e fornecer condições de sobrevivência (THOMPSON e THOMPSON, 2010);
- Considerar as fontes de variação que podem influenciar na detecção de vertebrados, por exemplo: condições climáticas, o tipo de isca utilizado, a disponibilidade de recursos, chuvas intensas, fases da lua, horário do dia em que os animais estão mais ativos, dentre outros (EYRE *et al.*, 2018).

Configuração das Unidades Amostrais:

- É importante estratificar as unidades amostrais proporcionalmente entre os principais habitats existentes. A estratificação possibilita a adequada consideração da variação ambiental, a qual influencia a distribuição das espécies, além de possuir enfoque objetivo e financeiramente efetivo (EYRE *et al.*, 2018);
- Uma configuração arbitrária, direcionando o esforço amostral aos habitats mais propícios para registro da fauna, pode ser eficaz, pois os animais exercem preferências em relação ao habitat ocupado. Porém, esta opção depende da escala do estudo, da fauna em potencial e dos impactos previstos (EYRE *et al.*, 2018);
- A aleatorização das unidades amostrais minimiza o viés humano da execução dos inventários, aumentando sua acuracidade (LANDIM e SÁNCHEZ, 2012; EYRE *et al.*, 2018). A seleção dos pontos amostrais de forma não randômica pode ser interpretada como uma limitação na análise dos dados (THOMPSON e THOMPSON, 2010).
- O uso de réplicas contribui na redução da incerteza dos estudos (FERRAZ, 2012) e minimiza o efeito das variações randômicas da dinâmica da comunidade no resultado obtido, aumentando a precisão do estudo (LANDIM e SÁNCHEZ, 2012);
- Inventariar as unidades amostrais repetidas vezes, em dias distintos, aumenta a chance de detecção de espécies (EYRE *et al.*, 2018);
- O posicionamento das unidades amostrais em áreas próximas a pequenas estradas e trilhas pode introduzir viés especial indesejado. As UAs devem manter distância mínima de

estradas, represas e grandes distúrbios. Além disso, deve-se estabelecer distância mínima entre unidades, suficiente para que um mesmo indivíduo não seja detectado em duas unidades, assegurando independência dos dados (EYRE *et al.*, 2018).

- A abrangência da distribuição das unidades amostrais deve considerar a área de influência indireta do projeto (meio biótico), além de contemplar áreas de não impactadas.

Coleta de dados considerando a sazonalidade da região:

- Os estudos devem ser repetidos pelo menos uma vez, a cada estação do ano, campanhas realizadas em anos seguidos nas mesmas estações do ano são altamente recomendadas, porém nem sempre praticadas (EYRE *et al.*, 2018). A IN 146/07 estipula campanhas trimestrais de amostragem efetiva em cada área, tendo início antes da data programada para a instalação do empreendimento (monitoramento prévio), realizando também amostragens nos períodos de chuva e seca, por no mínimo 2 (dois) anos após o início da operação.

- Todos os táxons de vertebrados não precisam ser necessariamente inventariados em uma mesma campanha, pois este pode não ser o melhor período para registro de cada um deles (EYRE *et al.*, 2018);

- Além de campanhas nas diferentes estações do ano, quando viável, um dos levantamentos de fauna deve ser programado para ocorrer após um grande evento de chuva, principalmente nas regiões áridas e semiáridas, aumentando a chance de registro de espécies com ciclo de vida relacionado a este tipo de evento (THOMPSON e THOMPSON, 2010).

Áreas de Controle:

- É imprescindível o uso de áreas de controle, com composição de habitat similar ao da área em estudo, para correta interpretação dos impactos ambientais. O controle possibilita a análise das alterações das populações e a separação de diferentes efeitos, que modificam os padrões de distribuição espacial e temporal das comunidades (FERRAZ, 2012; EYRE *et al.*, 2018);

- A IN 146/07 estipula a seleção e justificativa de áreas de controle para monitoramento, informando o tamanho total das áreas de controle, sendo estas representativas e contemplando as fitofisionomias existentes em toda a área de influência.

- Mesmo com a coleta de dados sendo realizada somente após o impacto é possível analisar a variação na diversidade utilizando as áreas de controle. Nestes casos pode-se distribuir as áreas de controle considerando um gradiente de distância da área de influência do impacto, ou utilizar diversas áreas de controle na região do entorno do empreendimento, sempre atendendo as condições de similaridade das fitofisionomias.

Dados sobre a Riqueza de espécies:

- As tabelas que apresentam os dados de riqueza devem contemplar informações que auxiliam na interpretação da susceptibilidade aos impactos previstos e a proposta das medidas mitigadoras e de monitoramento. Os seguintes itens são sugeridos para compor as tabelas de listagem de espécies inventariadas: identificação a nível específico, tipo de método no qual o registro ocorreu, fitofisionomia do registro, grau de sensibilidade das espécies, guilda trófica, abundância, possível endemismo, os graus de ameaças referenciados em listas estadual, nacional e internacional, o possível interesse econômico e cinegético, o período do dia em que o registro foi feito, a estação do ano;

- Ressalta-se que apenas a lista de espécies, mesmo que completa, é insuficiente para uma correta avaliação dos possíveis impactos decorrentes dos empreendimentos.

Dados sobre a abundância das espécies:

- É fundamental a consideração da abundância para definição das estratégias de manejo e mitigação de impactos ambientais. Dados de abundância relativa possibilitam ainda a análise da variação populacional das espécies ao longo do tempo, o que não é possível considerando apenas a riqueza das espécies;

- O uso da curva de dominância/diversidade (ranking de abundância ou diagrama de Whittaker) pode ilustrar a estrutura da comunidade e sua variação ao longo do tempo. A figura 10 exemplifica bem esta situação. O diagrama representa a abundância relativa das espécies de borboleta em três locais com diferentes níveis de impacto ambiental.

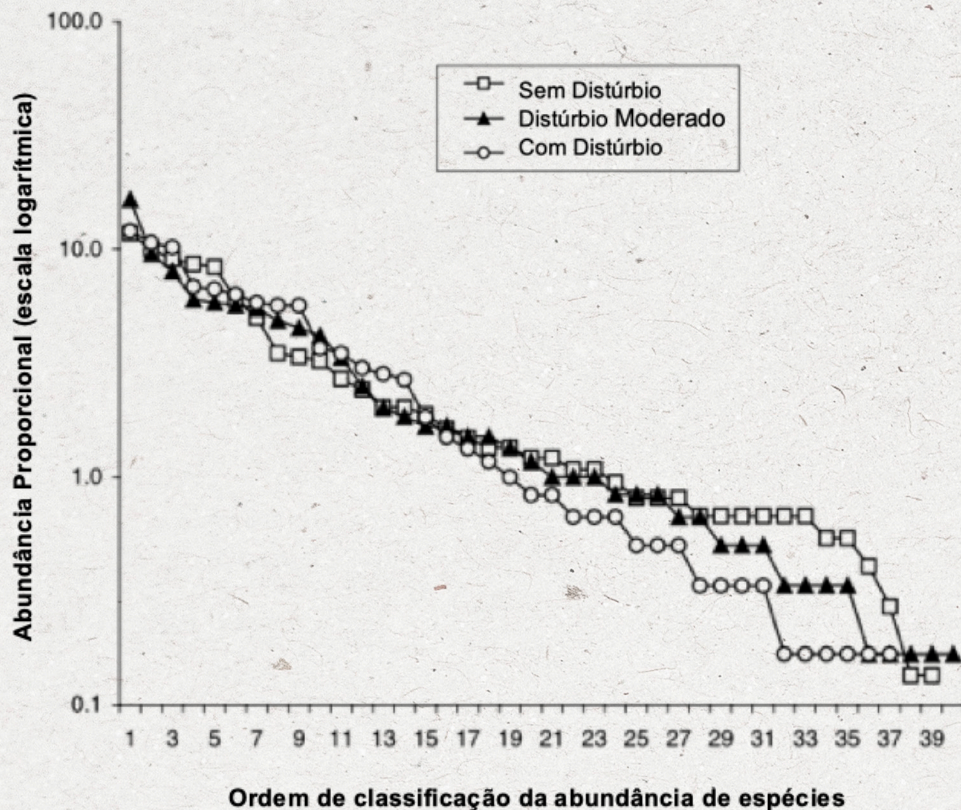


FIGURA 10: DIAGRAMA DE WHITTAKER REPRESENTANDO A ABUNDÂNCIA RELATIVA DAS ESPÉCIES DE BORBOLETA EM TRÊS LOCAIS COM DIFERENTES NÍVEIS DE IMPACTO AMBIENTAL (FONTE: GHAZOUL, 2002)

Análise da composição da comunidade:

- Medidas Beta também podem ser utilizadas para comparação entre o antes, durante e depois do empreendimento, tanto na área impactada, quanto em áreas de controle, possibilitando assim a interpretação dos dados de riqueza contemplando as alterações na composição da comunidade, sua homogeneização e/ou o estabelecimento de espécies exóticas.

- As aulas do curso de Práticas em Ecologia de Populações Comunidades, de Vilela (2021), detalham as medidas de diversidade Beta, exemplificam uma forma de cálculo considerando a diferenciação dos componentes de aninhamento e substituição, além de outras considerações importantes, na análise da alteração na composição da comunidade.

- A comparação da diversidade Beta, mesmo que somente considerando os dados do empreendimento antes do impacto, possibilita ajuste fino arranjo do empreendimento e o planejamento de áreas de compensação com base na distribuição da comunidade.

Curvas de acúmulo de espécies:

- EIAs devem construir as curvas de acúmulo de espécies para todos os táxons inventariados, em cada uma das fitofisionomias (THOMPSON e THOMPSON, 2010);

- Ao se construir as curvas de acúmulo é essencial a aleatorização dos dados (curvas de rarefação). Desta forma evita-se que sua ordem de acréscimo dos dados afete o formato da curva (THOMPSON e THOMPSON, 2010) e o intervalo de confiança pode ser calculado (KERTEN e GALVÃO, 2011).

- Somente é apropriado combinar dados de diferentes levantamentos sazonais, para calcular curvas de acúmulo de espécies, quando as diferenças não sejam extremas (THOMPSON e THOMPSON, 2010);

- Curvas de rarefação baseadas em esforço amostral são mais indicadas. Este tipo de curva assegura maior independência estatística, haja visto que a independência entre as UAs é uma premissa para a configuração das mesmas. Além disso, este tipo de curva pode ser construído a partir de dados de presença/ausência. Para curvas com base em indivíduos os dados de abundância são necessários.

- A comparação das curvas deve ser restrita às áreas razoavelmente homogêneas (MAGURRAN, 2013) e somente é válida para inventários realizados com os mesmos métodos de coleta.

- Curvas baseadas em indivíduos possibilitam melhor comparação da riqueza entre locais (SCHILLING *et al.*, 2012), principalmente quando há divergência configuração das Unidades Amostrais, mantando-se os métodos de coleta;

- A extrapolação das curvas de rarefação possibilita a comparação de estudos com esforço amostral distintos, porém com mesmos métodos de coleta.

Índices de Diversidade:

- A interpretação dos dados de diversidade da comunidade, considerando separadamente os componentes de riqueza e equabilidade é uma alternativa que facilita a análise (MELO, 2008).

- A escolha de um determinado índice pode influenciar resultado obtido. Uma solução para esta situação é o uso de perfis de diversidade, ou Série de Hill (MELO, 2008). Assim o peso dado à equabilidade é sistematicamente aumentado, facilitando a interpretação dos resultados.

- Em EIAs os índices de diversidade podem ser utilizados para comparação entre a área afetada, as áreas de controle, valores de referência provenientes de outros estudos e ainda comparação da mesma localidade e seus controles, antes, durante e depois do impacto. Porém, para comparação da riqueza com estudos diferentes é preferencial o uso de curvas de rarefação extrapoladas.

Estimadores de riqueza:

- A extrapolação das curvas de rarefação possibilita estimativa de riqueza total da área,

calculando seu intervalo de confiança.

- A extrapolação se torna mais incerta quanto mais se distancia do esforço amostral empregado. De forma mais conservadora deve se limitar a extrapolação ao dobro do esforço empregado ou, no máximo, ao triplo (COLWELL *et al.*, 2012).

- Existem estimadores de riqueza total que utilizam dados de abundância (Chao1 e Abundance-based Coverage Estimator - ACE) e estimadores que utilizam dados de incidência (Chao2, Incidence-based Coverage Estimator – ICE, Jackknives 1 e 2, e Bootstrap). O uso de estimadores é uma ferramenta estatística relativamente simples e, associada às curvas de rarefação representam bem a diversidade local, além de fornecerem indicação da riqueza total (MAGURRAN, 2013)

- Ao usar um estimador de riqueza, justifique sua escolha.

Apresentação dos resultados:

- Importante padronizar análises e resultados entre todos os táxons inventariados. Justifique as diferenças, caso necessário.



foto: uuott, iStock, ID: 535373431

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRASCO - Associação Brasileira de Saúde Coletiva. **Nota da Abrasco sobre a nova Lei Geral (da extinção) do Licenciamento Ambiental.** Disponível em: <https://www.abrasco.org.br/site/noticias/posicionamentos-oficiais-abrasco/nota-da-abrasco-sobre-a-nova-lei-geral-da-extincao-do-licenciamento-ambiental/60168/>

Acesso em: 06 de agosto. 2021

AGENCIA SENADO. **No mês do meio ambiente, licenciamento ambiental provoca debates no Senado.** Disponível em: <https://www12.senado.leg.br/noticias/materias/2021/06/05/no-mes-do-meio-ambiente-licenciamento-ambiental-provoca-debates-no-senado>

Acesso em: 06 de agosto. 2021

AGRA FILHO, S. S.; MARINHO, M. M. O.; ORRICO, S. R. M.; SANTOS, F. C. **Oportunidades de aprimoramento do processo de avaliação de impacto ambiental no Estado da Bahia.** Revista Brasileira de Ciências Ambientais. Número: 26. Dezembro. 2012.

AGUIAR, J. A.; PEREIRA, L. C.; SILVA, C.C.P. **Identificação e análise qualitativa dos métodos de avaliação de impacto ambiental correlacionados com a resolução CONAMA N. 001:1986.** IX Simpósio Brasileiro de Engenharia Ambiental, Belo Horizonte, 2017.

ALMEIDA, M. R. R.; MONTAÑO, M. **Benchmarking na avaliação de impacto ambiental: O sistema mineiro frente às melhores práticas internacionais.** Soc. & Nat., Uberlândia, 27 (1): 81-96, jan/abr/2015.

ALMEIDA, N, S.; SERTÃO, A. C.; SOARES, P. R.C.; ANGELO, H. **Deficiências no diagnóstico ambiental dos estudos de impacto ambiental (EIA).** Journal of Environmental Management and Sustainability – JEMS Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade - GeAS Vol. 4, N. 1. Maio – Agosto, 2015.

BANCO MUNDIAL. **Relatório No 40995-BR Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Hidrelétricos no Brasil: Uma Contribuição para o Debate.**

Volume I. 28 de março de 2008.

BANCO MUNDIAL. **Avaliação de Linha de Base das Propostas de Revisão do Licenciamento Ambiental Federal no Brasil – Uma contribuição para o debate.** Environmental Risk Management Team, 2016.

BASELGA, A. **Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity.** *Global Ecology and Biogeography*, 19, p 134–143, 2010.

BASUALDO, C. V. **Choosing the best non-parametric richness estimator for benthic macroinvertebrates databases.** *Rev. Soc. Entomol. Argentina*. 70 (1-2): 27-38, 2011.

BOVENDROP, R. S.; MCCLEERY, R. A.; GALETTI, M. **Optimizing sampling methods for small mammal communities in Neotropical rainforests.** *Mammal Review* 47, p.148–158, 2017.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE 1986, **Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro de 1986 – Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para avaliação de impactos ambientais.** *Diário Oficial da União, Brasília*, 17 fevereiro de 1986.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução no 273, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre licenciamento ambiental; competência da União, Estados e Municípios; listagem de atividades sujeitas ao licenciamento; Estudos Ambientais, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental.** *Diário Oficial da União, Brasília*, 22 de dezembro 1997.

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE 2002. **Resolução CONAMA nº 305, de 12 de junho de 2002 – Dispõe sobre Licenciamento Ambiental, Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto no Meio Ambiente de atividades e empreendimentos com Organismos Geneticamente Modificados e seus derivados.** *Diário Oficial da União, Brasília*, 04 de julho de 2002.

BRASIL - INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA. **Instrução Normativa no 146, de 11 de janeiro de 2007. “Estabelece critérios e padroniza os procedimentos relativos à fauna no âmbito do licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades que causam impactos sobre a fauna silvestre”.** *Diário Oficial da União, Brasília*, 11 jan. 2007.

COLEN, D. S. **Meio biótico nos estudos de impacto ambiental em Minas Gerais – uma abordagem faunística.** Minas Gerais. 148 p., 2018.

COWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. **Estimating terrestrial biodiversity through extra-**

polation. Philos. Trans. R. Soc. London B series, London 345: 101-118. 1994.

COLWELL, R. K.; CHAO, A.; GOTELLI, N. J.; LIN, S.; MAO, C. X.; CHAZDON, R. L.; LONGINO, J. T. **Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages.** Journal of Plant Ecology. Volume 5, Number 1, Pages 3–21. March 2012.

EYRE, T.J., FREGUSON, D.J., HOURUGAN, C.L., SMITH, G.C., MATHIESON, M.T., KELLY, A.L., VENZ, M.F., HOGAN, L.D.; ROWLAND, J. **Terrestrial Vertebrate Fauna Survey Assessment Guidelines for Queensland.** Department of Environment and Science, Queensland Government, Brisbane, 2018.

FAHRIG, L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 34:487-515, 2003.

FERNANDES, A. H. V; CASSIANO, M. A.; GUIMARÃES, T. C. S. e ALMEIDA, M. R. R. **Alternativas locacionais em Avaliação de Impacto Ambiental de rodovias mineiras.** Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 43, Edição Especial: Avaliação de Impacto Ambiental, p. 73-90, 2017.

FERRAZ, G. **Twelve Guidelines for Biological Sampling in Environmental Licensing Studies.** Natureza & Conservação 10(1):20-26, July 2012.

FERREIRA, F. C., PETRERE-JR, M. **Comments about some species abundance patterns: classic, neutral and niche partitioning models.** Braz. J. Biol., São Carlos, v. 68, n. 4, supl. p. 1003-1012, Nov. 2008.

FERREIRA, V. O.; CUPOLILLO, F. **Diagnóstico, zoneamento, planejamento e gestão ambiental na dimensão territorial: diferenças e complementos.** Revista Brasileira de Geografia Física v.09, n.05, p. 1428-1440, 2016.

FRASER, J. L., THOMPSON, G. G., MORO, D. **Adequacy of terrestrial fauna surveys for the preparation of Environmental Impact Assessments in the mining industry of Western Australia.** Ecological Management & Restoration, v.04, n.03, December 2003.

GARCIA, D. C., CANDIANI, G. **Diagnóstico dos inventários de fauna em estudos de**

impacto ambiental de aterro sanitário. RBCIAMB, n.45, 100-114, Setembro 2017.

GHAZOUL, J. **Impact of logging on the richness and diversity of forest butterflies in a tropical dry forest in Thailand.** Biodiversity and Conservation Vol: 11, p. 521-541, 2002.

GOTELLI, J.; COWELL, R. K. **Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness.** Ecology Letters, 4, p, 379- 391, 2001.

HURLBERT, S. H. **Pseudoreplication and the Design of Ecological Field Experiments.** Ecological Monographs, Vol. 54, No. 2., pp. 187-211, 1984.

IAIA – INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT. **Principles of environmental impact assessment best practice.** Fargo: IAIA, Special Publication v.1, 1999.

IAIA – INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT. **Biodiversity in Impact Assessment.** Fargo: IAIA, Special Publication Series No. 3, 2005.

KARVAT, E. T. **O monitoramento de fauna como ferramenta para a perícia ambiental: estudo de caso em empreendimentos hidroelétrico.** Florianópolis. 145p., 2015.

KERSTEN, R. A.; GALVÃO, F. **Suficiência Amostral em Inventários Florísticos e Fitosociológicos.** In: Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso. (p. 156-173) 1a Edição, Editora da Universidade Federal de Viçosa. 2011.

KOBLITZ, R. V.; PEREIRA JÚNIOR, S. J.; AJUZ, R. C. A.; GRELE, C. A. V. **Ecologia de Paisagens e Licenciamento Ambiental.** Natureza & Conservação 9(2):244-248, Dezembro, 2011.

KUNIY, A. A. **Desajustes identificados em relatórios de Estudo de Impacto Ambientais em empreendimentos hidroelétricos focando os grupos de aves e mamíferos silvestres.** São Paulo 2013.

LAMONICA, L. C. **Avaliação da qualidade do diagnóstico do meio biótico de EIAs do Estado de São.** São Paulo, 2016.

LANDIM, S. N. T & SÁNCHEZ, L. E. **The contents and scope of environmental impact statements: how do they evolve over time?** *Impact Assessment and Project Appraisal*, 30:4, 217-228, 2012.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a Diversidade Biológica** / tradução Dana Moiana Vianna. Curitiba: Ed. da UFPR, 2013.

MAO, C. X.; COWELL, R. K. **Estimation of species richness: mixture models, the role of rare species, and inferential challenges.** *Ecology*, 86, pp. 1143–1153. 2005.

MARINHO, M. M. O.; AGRA FILHO, S. S.; ORRICO, S. R. M.; SANTOS, F. C. **Avaliação de impacto ambiental como instrumento de estímulo à produção limpa: desafios e oportunidades no estado da Bahia.** *Revista de Gestão Social e Ambiental - RGSA*, São Paulo, v. 6, n. 3, p. 132-144, set./dez. 2012.

MAYER-PINTO, M.; IGNACIO, B.L.; SZÉCHY, M.T.M.; VIANA, M.S.; CURBELO-FERNANDEZ, M.P.; LAVRADO, H. P.; JUNQUEIRA, A. O. R.; VILANOVA, E.; SILVA, S. H. G. **How much is too little to detect impacts? A case study of a nuclear power plant.** *PLoS ONE*, Volume 7, Issue 10, October 2012.

MELO, A. S. **Diversidade de macro invertebrados em riachos.** In: CULLEN Jr., L., RUDRAN, R., VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). *Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: Ed. da UFPR, 2006.

MELO, A. S. **O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?** *Biota Neotrop.*, vol. 8, no. 3, Jul./Set. 2008.

MENIN, F. A. **Proposta de delimitação de áreas de influência em estudos de impacto ambiental de rodovias: estudo de caso da rodovia dos Tamoios/SP.** Dissertação de Mestrado Programa de Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente. Rio Claro – SP, 2017.

MOREIRA, I. C.; **Proposta de metodologia de agregação de atributos e ponderação de valores para avaliação da significância de impactos ambientais.** *HOLOS Environment*, v.15 n.1, 2015.

MORENO, C.E. **Metodos para medir la biodiversidad.** *M&T – Manuales y Tesis SEA*, vol.

1. Zaragoza. 84 pp, 2001.

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

MPF - MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL. **Nota Técnica nº 39 – Trabalho Sobre Área de Influência.** – Brasília: Ministério Público Federal/4a Câmara de Coordenação e Revisão; Escola Superior do Ministério Público da União, 2007.

OLIVEIRA, A. A.; BURSZTYN, M. **Avaliação de impacto ambiental de políticas públicas.** Revista Internacional de Desenvolvimento Local. Vol. 2, N. 3, p. 45-56, Setembro. 2001.

OLIVEIRA, F.C.; MOURA, H.J.T. de. **Uso das metodologias de avaliação de impacto ambiental em estudos realizados no Ceará.** PRETEXTO, v.10, n.4, p.79-98, 2009.

PARDINI, R.; DITT, E. H.; CULLEN Jr. L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. **Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte.** In: CULLEN Jr., L., RUDRAN, R., VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Ed. da UFPR, 2006.

PINTO, A. P. R.; CAMOLESI, M.; ALEXANDRINO, E. R. **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(8): p. 355-372, 2017.

SÁNCHEZ, L. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos.** 2a. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.

SANDOVAL, M. S.; CERRI, L. E. S. **Proposta de padronização em avaliação de impactos ambientais. Engenharia Ambiental.** Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 2, p. 100-113, maio/agosto 2009.

SANTOS, A. J. **Estimativas de riqueza em espécies.** In: CULLEN Jr., L., RUDRAN, R., VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Ed. da UFPR, 2006.

SBPC - Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência. **Carta aberta da SBPC e de seu Grupo de Trabalho Meio Ambiente sobre a Nova Lei Geral do Licenciamento Ambiental (PL 3729/2004)**. Disponível em: <http://portal.sbpcnet.org.br/noticias/sbpc-se-manifesta-contra-nova-lei-geral-do-licenciamento-ambiental/>

Acesso em: 06 de agosto. 2021

SCHERER, M. **Análise da qualidade técnica de estudos de impacto ambiental em ambientes de Mata Atlântica de Santa Catarina: abordagem faunística**. Revista Biotemas, 24 (4), dezembro de 2011.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, L. B.; COUTO, H. Z. **Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais**. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 22, n. 1, p. 101-111, jan-mar, 2012.

SILVEIRA, R. L. **Avaliação dos Métodos de Levantamento do Meio Biológico Terrestre em Estudos de Impacto Ambiental para a Construção de Usinas Hidrelétricas na Região do Cerrado**. Piracicaba. 65 p., 2006.

SILVEIRA, L. F., BEISIEGEL, B. de M., CURCIO, F. F., VALDUJO, P. H., DIXO, M., VERDADE, V. K., MATTOX, G. M. T., & CUNNINGHA, P. T. M. **Para que servem os inventários de fauna?** Estudos Avançados, 24(68), 173-207, 2010.

SMITH, B. E.; WILSON, J. B. **A consumer's guide to evenness indices**. Oikos 76, p. 70-82, 1996.

SOCOLAR, J. B., GILROY, J. J., KUNIN, W. E., EDWARDS D. P, **How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation?** Trends in Ecology and Evolution, 31 (1). p. 67-80, 2016. ISSN 0169-5347

TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO. **Cartilha de licenciamento ambiental / Tribunal de Contas da União; com colaboração do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**. 2.ed. Brasília: TCU, 4ª Secretaria de Controle Externo, 83 p.: il. Color, 2007.

THOMPSON, G. G. **Terrestrial vertebrate fauna surveys for the preparation of environ-**

mental impact assessments; how can we do it better? A Western Australian example.

Environmental Impact Assessment Review, vol. 27, 41-61, 2007.

THOMPSON, S.A. e THOMPSON, G.G. **Terrestrial Vertebrate Fauna Assessments for Ecological Impact Assessment.** Terrestrial Ecosystems: Mt Claremont. 2010.

TRAJANO, E. **Políticas de conservação e critérios ambientais: princípios, conceitos e protocolos.** Biodiversidade e conservação. Estudos Avançados, São Paulo, v 24 n° 68, p. 135-146, 2010.

UNDERWOOD, A. J. **Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world.** Volume 161, Issue 2, Pages 145-178. 19 October, 1992.

VASCONCELOS, M. F. **Uma opinião crítica sobre a qualidade e a utilidade dos trabalhos de consultoria ambiental sobre avifauna.** Atualidades Ornitológicas N° 131 - Maio/Junho, 2006.

VILELA, B. **Práticas em Ecologia de Populações e comunidades.** Disponível em: https://www.youtube.com/playlist?list=PLI0KvxNJqhic_gU3VheOwILfdMVd7TnOB
Acesso em: 02 de junho. 2021

VILLARROYA, A.; BARROS A. C.; KIESECKER J. **Policy Development for Environmental Licensing and Biodiversity Offsets in Latin America.** Plos One, Volume 9, Issue 9, e107144. Setembro, 2014.

WALTHER, B. A.; MOORE, J. L. **The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance.** Ecography 28: 815/829. 2005.

WHITTAKER R. H. **Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California.** Ecologycak Monographs. Vol. 30, issue 3. p 279-338, 1960.

ZANINI, A. C. S. **Avaliação comparativa da abordagem do meio biótico em estudos de impacto ambiental no estado de Minas Gerais.** 227p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental. 2001.

7 - ANEXOS

TABELA A.1: DETALHAMENTO DAS ALTERNATIVAS LOCACIONAIS APRESENTADAS EM CADA UM DOS EIAs

ALTERNATIVAS LOCACIONAIS		
EIA	Tipo de deficiência verificada	Comentários
1	Alternativas com base de conhecimento diferenciada.	Adota como critério a disponibilidade do vento e de terrenos para aquisição. Contudo, apenas a região na qual o empreendimento será inserido é apresentada como opção.
2	PENDENTE	Capítulo do EIA relativo às alternativas locacionais e tecnológicas não disponível.
3	Prevalência de aspectos econômicos sobre os ambientais; Alternativas com base de conhecimento diferenciada; Apresentação de alternativas reconhecidamente inferiores.	Três alternativas referentes à mesma jazida de calcário. Decisão embasada pelos critérios técnicos e econômicos. Critérios ambientais são praticamente os mesmos para as três alternativas. Nenhuma outra jazida foi considerada como análise de alternativa. Uma das alternativas apresenta interferência antrópica relevante, tornando-a reconhecidamente inferior.
4	Estudo bem fundamentado.	Nove áreas disponíveis no mercado imobiliário condizentes com o vetor de crescimento industrial. Decisão baseada em matriz de análise comparativa contendo 19 critérios, sendo nove técnicos, quatro econômicos e seis ecológicos.
5	Alternativas locacionais não considerada no EIA.	
6	Alternativas com base de conhecimento diferenciada.	Duas alternativas de layout para o empreendimento dentro do mesmo terreno. "Inexistindo outra propriedade do interesse do empreendedor, esta se torna a alternativa locacional preferencial". Não foram discutidas outras possibilidades para localização.
7	Alternativas com base de conhecimento diferenciada; Prevalência de aspectos econômicos sobre os ambientais.	Apenas o local pré-definido pelo empreendedor é detalhado. Critério principal é o potencial do recurso eólico. Compara performance de diferentes equipamentos otimizando o uso do recurso natural e a viabilidade econômica do empreendimento.
8	Alternativas com base de conhecimento diferenciada; Prevalência de aspectos econômicos sobre os ambientais.	O potencial eólico define localização do projeto. Critérios: disponibilidade dos recursos eólicos e solar, de terrenos adequados, a facilidade de acesso, de negociação das terras e de conexão ao Sistema Interligado Nacional, interferências com recursos naturais e paleontológicos, a proximidade de áreas com ocupação humana, atividades agropecuárias e UCs.

CONTINUA

ALTERNATIVAS LOCACIONAIS

EIA	Tipo de deficiência verificada	Comentários
9	<p>Alternativas com base de Conhecimento diferenciada;</p> <p>Prevalência de aspectos econômicos sobre os ambientais.</p>	<p>Recurso eólico embasa os estudos técnicos.</p> <p>Critérios: disponibilidade do recurso eólico, infraestrutura regional, estradas de acesso para o transporte de equipamentos, conexão elétrica para escoamento, disponibilidade de terrenos apropriados e infraestrutura satisfatória.</p>
10	<p>Alternativas com base de Conhecimento diferenciada.</p>	<p>Cita a posse de outras propriedades com potencial turístico no município, porém a escolha se justifica pelo crescimento desordenado. "O não aproveitamento do terreno acarretaria em limite físico ao desenvolvimento econômico e cultural da comunidade". Visa o crescimento urbano atendendo ao zoneamento da APA das Ilhas de Tinharé e Boipeba. Informações relativas às outras propriedades não são apresentadas.</p>
11	<p>Estudo bem fundamentado.</p>	<p>Oito alternativas locais reduzidas a três pelos aspectos estruturais, econômicos e condições ambientais. Análise com base em matriz de decisão considerando 14 itens relacionados aos meios físico, biótico e socioeconômico.</p>
12	<p>Prevalência de aspectos econômicos sobre os ambientais.</p>	<p>Três alternativas de macrolocalização selecionadas devido ao: potencial para atividades turísticas, disponibilidade de áreas para aquisição, adaptabilidade do projeto às características socioambientais e socioeconômicas da região (perfil dos usuários e expectativas imobiliárias), respeito à legislação Municipal, Estadual e Federal.</p> <p>Três alternativas de layout considerando: montante de investimento, relevo, disponibilidade e qualidade da água, ecossistemas terrestres, paisagem, comportamento social e finanças públicas.</p>

TABELA A.2: ANÁLISE DAS ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS

EIA	Tipo de tecnologia menos impactante	Comentários
1	Energia Limpa	Comparação entre energia eólica e outras fontes de energia não renováveis.
2	PENDENTE	Capítulo do EIA relativo às alternativas locais e tecnológicas não disponível.
3	Eficiência Reuso de água	Eficiência energética de equipamentos, reaproveitamento e economia de água.
4	Redução na fonte de recursos (reciclagem)	Comparação entre central de tratamento e aterro sanitário. Ressalta as melhores condições de preservação e segurança ambiental do empreendimento.
5	Ausente	Estudo não apresenta alternativas tecnológicas.
6	Ausente	Estudo não apresenta alternativas tecnológicas.
7	Energia Limpa	Comparação entre energia eólica e outras fontes de energia renováveis e não renováveis.
8	Ausente	Estudo não apresenta alternativas tecnológicas.
9	Energia Limpa	Comparação da energia eólica com fontes de energia não renováveis.
	Eficiência	Seleção entre modelos de equipamento, escolhendo o mais eficiente, resultando em maior potência instalada.
10	Ausente	Estudo não apresenta alternativas tecnológicas.
11	Eficiência	Redução da dependência de condicionantes climáticas, aumentando a confiabilidade de fornecimento de energia. Possibilidade de implantação em locais estratégicos. Combustível recomendável do ponto de vista ambiental (gás natural), logística favorecida (gasodutos próximos).
		Equipamentos de ciclo combinado (recupera calor para geração de energia). Eficiência até 60% maior.
12	Eficiência	3 alternativas de layout do sistema de esgotamento sanitário. Variam na porcentagem de atendimento por sistemas individuais ou coletivos. Escolhida opção com maior tratamento com unidades individuais, evitando impactos das estações elevatórias e das redes coletoras e de transporte. Considera o baixo custo de operação / manutenção e menor consumo energético.

TABELA A.3: DETALHAMENTO DA DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA DIRETA EM CADA UM DOS EMPREENDIMENTOS

EIA	Critério - Área de Influência Direta (meio Biótico)
1	Extensão de 1 km da poligonal da ADA e de 200m no acesso externo
2	Área das jazidas de calcário exploradas (DNPM 871.024/2013)
3	Extensão de 1 km da poligonal da ADA
4	Extensão de 2 km da poligonal da ADA
5	Poligonal da propriedade
6	Poligonal da propriedade, acrescida do trecho de acesso
7	Área com conectividade aos ambientes a serem suprimidos na implantação do empreendimento
8	Extensão de 1 km da poligonal da ADA
9	Extensão de 3 km da poligonal do empreendimento
10	Extensão de 0,5 Km da poligonal do empreendimento
11	Extensão de 2 km da poligonal da ADA
12	Poligonal dos remanescentes florestais em estágio avançado de regeneração no entorno da poligonal de empreendimento

TABELA A.4: CRITÉRIOS PARA DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA INDIRETA

EIA	Critério - Área de Influência Indireta (meio Biótico)
1	Sub-bacias hidrográficas do rio Salitre, a leste, e do rio Jacaré/Romão Gramacho, a oeste.
2	Raio máximo de dispersão das plumas na direção predominante dos ventos (porção noroeste).
3	Bacia hidrográfica do riacho Baixa do Jacu.
4	Extensão de 20 km da poligonal da ADA.
5	Região denominada de Coaceral, localizada na zona rural no município de Formosa do Rio Preto.
6	Extensão de 1,5 km dos limites da poligonal.
7	Micro-bacia de drenagem do riacho Vereda do Covão.
8	Sub-bacias que drenam a ADA e a AID.
9	Extensão de 2 km constados a partir da Área de Influência Direta.
10	Extensão de 0,5 km constados a partir da Área de Influência Direta.
11	Bacias hidrográficas do Rio São Paulo e Rio Paramirim.
12	Bacia hidrográfica do rio Taipe.

TABELA A.5: ANÁLISE DA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL, MEDIDAS MITIGADORAS E PROGRAMAS AMBIENTAIS

#	Metodologia	Apresenta Programas Ambientais	Define Metas	Impactos Ambientais e Medidas Mitigadoras consideram?			Programas Ambientais consideram?		
				Áreas de Influência	Inventário de Fauna / Flora	Ecologia de Paisagem	Áreas de Influência	Inventário de Fauna / Flora	Ecologia de Paisagem
1	Check List	SIM	NÃO	SIM	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
2	Matriz	SIM	NÃO	SIM	SIM	SIM	NÃO	NÃO	NÃO
3	Matrizes de Interferência/Valoração	SIM	NÃO	SIM	NÃO	NÃO	SIM	NÃO	NÃO
4	Matriz de Valoração	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
5	Matriz de Interação	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	SIM	NÃO	NÃO
6	Matriz de Correlação	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
7	Matriz de Impactos Ambientais	SIM	NÃO	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	NÃO
8	Matriz de Impactos Ambientais	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	NÃO	SIM	NÃO
9	Matriz de Impactos	SIM	NÃO	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
10	Matriz de Interação	SIM	NÃO	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
11	Matriz de Interação	SIM	NÃO	SIM	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO	NÃO
12	Matriz de Identificação de Impacto	SIM	NÃO	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM	SIM

TABELA A.6: DETALHAMENTO DA CONFIGURAÇÃO DO DELINEAMENTO AMOSTRAL DOS ESTUDOS FITOSSOCIOLÓGICOS

Flora - Fitossociologia						
EIA	Bioma	Método	Critério	Abrangência	Quantidade de UAs	Distancia mínima entre UA
1	Caatinga	parcelas estratificadas e aleatórias (10 x 50m)	$h \geq 0,80$ m CAS50	AID	155	Não descreve
2	Caatinga	parcelas aleatórias alocadas em fragmentos de vegetação nativa (20 x 20m)	$CAP \geq 15$ cm	AID	20	Não descreve
3	Caatinga	Parcelas sistemáticas (10 x 20 m) fragmentos de vegetação em estágio médio de regeneração	$CAP \geq 15$ cm	AID	14	Não descreve
4	Mata Atlântica	Parcelas aleatórias em fragmentos de vegetação nativa (25 x 25 m)	$CAP \geq 15$ cm	ADA	22	Não descreve
5	Cerrado	Parcelas lineares aleatórias (20 x 30m)	$CAP \geq 12,6$ cm	ADA	110	Não descreve
6	Mata Atlântica	Áreas fechadas: transectos com 5 parcelas (10 x 10m) Áreas abertas: transectos com 5 parcelas (25 x 25m)	Formações fechadas: $CAP \geq 15$ cm Formações abertas: CAS5	ND	Fechadas = 5 Abertas = 5	Não descreve
7	Caatinga	parcelas estratificadas e aleatórias (10 x 20m)	$CAP \geq 15$ cm	ADA	25	Não descreve
8	Caatinga	parcelas duplas (10 x 10m) espaçadas em 50m	$CAP \geq 10$ cm	ND	10	Não descreve
9	Caatinga	parcelas (20 x 20m) em fragmentos com maior densidade de vegetação	$DAS \geq 3$ cm	All	11	Não descreve
10	Mata Atlântica	transectos estratificados e sistemáticos com 5 parcelas (10 x 10m) espaçadas em 50m	$CAP \geq 15$ cm	ND	5	Não descreve
11	Mata Atlântica	parcelas (20 x 25m) em fragmentos maiores com elevada densidade de vegetação	$CAP \geq 15$ cm	AID	10	Não descreve
12	Mata Atlântica	parcelas (10 x 20m) estratificadas e aleatórias	$CAP \geq 15$ cm	AID	33	Não descreve

TABELA A.7: DETALHAMENTO DA CONFIGURAÇÃO DO DELINEAMENTO AMOSTRAL DOS ESTUDOS DE MASTOFAUNA

MASTOFAUNA							
EIA	Bioma	Configuração	Abrangência	Esforço Amostral		Distancia mínima entre pontos	Número de visitas por UA
				Quantidade	Unidade de medida		
1	Caatinga	Busca ativa, vestígios: transectos estratificados com pontos arbitrários Armadilhas fotográficas: pontos selecionados arbitrariamente	ADA	29 4	176 h 384 h	ND	ND
2	Caatinga	Busca ativa, vestígios: transectos com configuração não detalhada Armadilhas de captura: transectos duplos alternados com 15 armadilhas distanciadas em 10 m Armadilhas fotográficas: 3 em triângulodistanciadas em 3m	AID	ND 2 2	ND 360 (30 x 12 noites) 144h	ND	ND
3	Caatinga	Busca ativa: transectos em trilhas Armadilhas de captura e queda: transecos em trilhas com 3 armadilhas queda a cada 10 m seguidas de armadilhas de captura a cada 20m seguidas de mais 3 armadilhas de queda a cada 10 m	ADA	ND	144 km 1080 h/noite 432 h/noite (queda)	ND	ND
4	Mata Atlântica	Busca ativa, vestígios: levantamentos não sistemáticos	ADA	ND	ND	ND	ND
5	Cerrado	Busca ativa, vestígios: parcelas aleatórias e estratificados e caminhadas em trilhas e acessos	ADA	3	ND	ND	ND
6	Mata Atlântica	Busca ativa, vestígios: parcelas (60 x 25m) estratificadas, transectos e áreas brejosas Armadilhas de queda: 5 espaçadas em 5m Armadilhas de contenção: 3 dispostas em triângulo	ADA	19 14 14	ND	ND	1
7	Caatinga	Busca ativa: transectos arbitrários Armadilhas fotográficas: pontos arbitrários Parcelas de areia: 10 com diâmetro de 1m a cada 20m em pontos arbitrários	All	ND 6 3	45 h 1296 h 150 (30 por 5 noites)	ND	ND
8	Caatinga	Busca ativa: unidades amostrais próximas à trilhas e acessos	AID	6	192 h	ND	ND
9	Caatinga	Busca ativa: transectos arbitrários Armadilhas de contenção: 4 em cada UA Armadilhas fotográficas: 4 em cada UA	All	6	72 h 144 (24 por 6 noites) 864 h	ND	ND

CONTINUA

MASTOFAUNA							
EIA	Bioma	Configuração	Abrangência	Esforço Amostral		Distancia mínima entre pontos	Número de visitas por UA
				Quantidade	Unidade de medida		
10	Mata Atlântica	Busca ativa, vestígios: parcelas estratificadas 60 x 25m Armadilha fotográfica em área de mata	AID	10	13 h 20 min Furtada	ND	1
11	Mata Atlântica	Busca ativa: transectos com configuração não detalhada Armadilhas de contenção: 4 por UA Armadilhas fotográficas: 3 por UA em áreas de dessedentação e trilhas Armadilhas de queda: 3 em linha por UA	AID	4	24 h 1536 hora 2304 h ND	ND	ND
12	Mata Atlântica	Busca ativa: parcelas (60 x 25m) estratificadas	ADA	28	60 h	ND	ND

TABELA A.8: DETALHAMENTO DA CONFIGURAÇÃO DO DELINEAMENTO AMOSTRAL DOS ESTUDOS DE AVIFAUNA

AVIFAUNA								
EIA	Bioma	Configuração	Abrangência	Esforço Amostral		Distancia mínima entre pontos	Controle	Número de visitas por UA
				Quantidade	Unidade de medida			
1	Caatinga	Busca ativa com listas de Mackinnon em transectos selecionados arbitrariamente	ADA	29	ND	ND	ND	ND
2	Caatinga	Busca ativa com listas de Mackinnon em transectos irregulares	AID	6	39 km	ND	ND	ND
3	Caatinga	Busca ativa em transectos arbitrários com 10 pontos fixos de observação	AID	4	84 h	ND	ND	1
4	Mata Atlântica	Busca ativa em pontos fixos arbitrários estratificados em vias de acesso	ADA	15	38 h	200 m	ND	2
5	Cerrado	Busca ativa em pontos fixos aleatórios e estratificados	ADA	3	ND	ND	ND	ND
6	Mata Atlântica	Busca ativa em fistas de Mackinnon e <i>playback</i> em parcelas Transectos estratificados Áreas brejosas	ADA	14	ND	ND	ND	ND
				2 3				
7	Caatinga	Busca ativa em transectos estratificados	AII	10	ND	ND	ND	1
8	Caatinga	Busca ativa com lista de Mackinnon e <i>playback</i> em um raio de 1km dos pontos arbitrários próximos à trilhas e acessos	AID	6	50 h ou 12 km	ND	ND	1

CONTINUA

AVIFAUNA								
9	Caatinga	Busca ativa em transectos com 10 pontos fixos a cada 200m localizados nas trilhas e acessos	All	6	20 h	ND	ND	1
10	Mata Atlântica	Busca ativa com listas de Mackinnon em transectos arbitrários pelas trilhas e acessos	AID	10	ND	ND	ND	ND
11	Mata Atlântica	Busca ativa em transectos com 5 pontos fixos a cada 200m em trilhas e acessos	AID	4	28 h	ND	ND	1
12	Mata Atlântica	Busca ativa em pontos fixos estratificados: 20 por UA Redes de neblina: 5 em cada UA	ADA	4	70 h 50 min 100 h	ND	ND	ND

TABELA A.9: DETALHAMENTO DA CONFIGURAÇÃO DO DELINEAMENTO AMOSTRAL DOS ESTUDOS DE HERPETOFAUNA

HERPETOFAUNA								
EIA	Bioma	Configuração	Abrangência	Esforço Amostral		Distância mínima entre pontos	Controle	Número de visitas por UA
				Quantidade	Unidade de medida			
1	Caatinga	Procura visual e auditiva em ambientes propícios e trilhas	ADA	29 UA	176 h	ND	ND	ND
2	Caatinga	Procura visual e auditiva em transectos com configuração não detalhada	AID	ND	261 h	ND	ND	ND
3	Caatinga	Procura visual e auditiva em pontos representativos com busca em raio de até 1 km	AID	ND	ND	ND	ND	1
4	Mata Atlântica	Procura visual e auditiva em transectos em trilhas e sítios de reprodução	ND	9 transectos 5 sítios	32 h	ND	ND	1
5	Cerrado	Procura visual e auditiva em pontos fixos aleatórios e estratificados	ADA	3	ND	ND	ND	1
6	Mata Atlântica	Procura visual e auditiva em parcelas (60 x 25m) estratificadas, transectos e áreas brejosas Armadilhas de queda em parcelas estratificadas	ADA	19 14	ND	ND	ND	ND
7	Caatinga	Procura visual e auditiva e playback em transectos ambientes ripários e em áreas de Caatinga Arbórea	All	18	ND	ND	ND	ND
8	Caatinga	Procura visual e auditiva em transectos em ambientes propícios	AID	6	50 h	ND	ND	ND

CONTINUA

HERPETOFAUNA								
EIA	Bioma	Configuração	Abrangência	Esforço Amostral		Distancia mínima entre pontos	Controle	Número de visitas por UA
				Quantidade	Unidade de medida			
9	Caatinga	Procura visual e auditiva em transectos não detalhados Armadilhas de contenção: 4 distribuídas na parcela	AII	8	24 h	ND	ND	ND
				6	ND			
10	Mata Atlântica	Procura visual e auditiva em parcelas estratificadas (60 x 25m)	AID	10	ND	ND	ND	ND
11	Mata Atlântica	Procura visual e auditiva em transectos com configuração não detalhada Armadilhas de queda: 3 em linha em cada UA	AID	4	ND	ND	ND	ND
12	Mata Atlântica	Procura visual e auditiva em parcelas (60 x 25m) estratificadas Armadilhas de queda: 5 a cada 5m por UA	ADA	24	1840 h	ND	ND	1
				6	140 h			

