

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO DE FAUNA

TATIANE CRISTINA RECH FERNANDES

**RELAÇÃO CUSTO/BENEFÍCIO DE MÉTODOS DE LEVANTAMENTO
DE FAUNA SILVESTRE**

São Carlos
2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CONSERVAÇÃO DE FAUNA

TATIANE CRISTINA RECH FERNANDES

**RELAÇÃO CUSTO/BENEFÍCIO DE MÉTODOS DE LEVANTAMENTO
DE FAUNA SILVESTRE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Conservação de Fauna, para obtenção do título de mestre em Conservação de Fauna.

Orientação: Prof. Dr. Pedro Manoel Galetti Jr.

Coorientação: Prof. Dr. Luciano Martins Verdade.

São Carlos
2017



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Conservação da Fauna

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Tatiane Cristina Rech Fernandes, realizada em 22/03/2017:

Prof. Dr. Pedro Manoel Galetti Junior
UFSCar

Prof. Dr. Ricardo Siqueira Bovendorp
UNESP

Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini
UFSCar

Prof. Dr. Luciano Martins Verdade
USP

Às vezes me perguntam: se o Mundo se encontra cada vez mais ameaçado e maltratado, por que eu não desisto, sobrecarregado pelo pessimismo? No entanto, Conservação é a minha vida: eu tenho que manter a esperança.

George B. Schaller

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Pedro M. Galetti Jr., pela confiança e oportunidade de trabalhar ao seu lado.

Ao meu coorientador Prof. Luciano M. Verdade pela infinita disponibilidade, paciência e amizade, por todo o aprendizado e crescimento que obtive nesse período.

Aos grandes amigos que fiz no Laboratório de Biodiversidade Molecular e Conservação da UFSCar, pessoas muito especiais que sempre irão morar no meu coração. Especialmente a Rosane Santos que me deu “pouso” em várias ocasiões, e também a Karen Rodriguez e Bruno Saranholi que me ajudaram prontamente na revisão e outras diversas dúvidas que precisei de socorro.

À Carla Gheler-Costa por ter disponibilizado os dados do seu estudo, ajudar na compreensão do projeto e ainda ser uma pessoa extremamente querida.

À Bruna Campos e Fabrício Oliveira por terem disponibilizado seus estudos para o meu projeto e ainda se disporem a esclarecer muitas dúvidas para a melhor compreensão dos estudos realizados.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP, em especial à Thaís Diniz-Reis pelo cursinho básico de triagem de fezes e por todas as dicas que me deu e ao Jacob Charters por disponibilizar as amostras da sua pesquisa.

À AES Tietê pela liberação para a realização do mestrado e disponibilização dos dados obtidos pelo Programa de Conservação da Fauna Terrestre, em especial ao meu gestor Odemberg Veronez um incentivador e apoiador na realização deste mestrado, sem esta ajuda não teria sido possível a finalização deste trabalho. E também à Fabiana Menezes que fez o mapa dos dados da AES Tietê.

Aos maravilhosos amigos que fiz no PPG-CFau que tornaram as disciplinas muito mais leves e proporcionaram momentos de muita diversão, em especial a amiga Cláudia Berbert uma pessoa incrível que levo para a vida e ao amigo Marcos Melo que me ajudou em muitos momentos e sempre se mostrou disponível, além de alegrar a todos com suas brincadeiras.

Aos professores do PPG-CFau pelo crescimento intelectual que proporcionaram.

À Fundação Parque Zoológico de São Paulo pela oportunidade de conhecer e aprender com seu o trabalho e profissionais.

À minha família e amigos que sempre me incentivaram e apoiaram nessa jornada, em especial ao André Fernandes, companheiro, amigo, professor e estagiário que esteve ao

meu lado em todo esse período sempre acreditando na minha capacidade, motivando e me fazendo acreditar que posso mais que imagino, sem esse incentivo este trabalho não seria possível.

RESUMO

Empreendimentos causadores de impacto ao meio ambiente ao atenderem o licenciamento ambiental, entre outras obrigações devem realizar estudos de levantamento e monitoramento da fauna. Embora a legislação ambiental venha evoluindo constantemente ainda há uma grande lacuna em relação às normativas e critérios para realização destes estudos. A escolha de uma metodologia que responda adequadamente aos efeitos dos impactos causados pelo empreendimento é relevante para que haja o devido direcionamento das ações de mitigação e conservação, e também use com eficiência o recurso investido, maximizando a relação custo-benefício. Geralmente em estudos ligados ao licenciamento ambiental são utilizadas metodologias indiretas para o levantamento de mamíferos de médio e grande porte. Este trabalho faz uma comparação do custo/benefício das metodologias de levantamento de mamíferos de médio e grande porte tradicionalmente utilizadas (i.e., transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico) em relação à abordagem trófica (i.e., estudos de dieta). Avaliando a acurácia, precisão (aplicação de conceitos da estatística para estes dois termos), eficácia, eficiência (aplicação de conceitos da administração), e diversidade *versus* biocomplexidade de três estudos de caso que coletaram dados de mamíferos de médio e grande porte, relacionando os benefícios em termos de informações geradas e custo financeiro envolvido. Os resultados sugerem que a metodologia de abordagem trófica apresentou melhores resultados para acurácia, eficiência e biocomplexidade, enquanto a metodologia de transecção de pegadas obteve melhor desempenho em eficácia, e precisão juntamente com a metodologia de armadilhamento fotográfico. Por último, resultados de biodiversidade são possíveis com as três metodologias. Assim abordagem trófica mostra-se útil na identificação visual e molecular de predadores e suas presas, gerando padrões de diversidade biológica e de complexidade dos processos tróficos possibilitando uma melhor compreensão de um determinado ambiente antes e depois de intervenções humanas.

Palavras-chaves: Monitoramento de fauna. Transecções de pegadas. Armadilhamento fotográfico. Estudos de dieta. Padrões de diversidade.

ABSTRAT

Projects that cause impact to the environment when complying with environmental licensing, besides obligations, must apply a survey and monitoring the wildlife. Although the constantly environmental legislation evolution, there is a large gap between the regulations and standards to apply these studies. The methodology choose that adequately answered the effects of the impacts caused by the enterprise is relevant to the proper orientation of mitigation and conservation actions, and also efficiently uses the invested resource, maximizing the cost-benefit ratio. Generally in studies related to environmental licensing are used indirect methodologies for the survey of medium and large mammals. This work compares the cost / benefit of the methodologies for the survey of medium and large mammals traditionally used (i.e., footprint transaction of and camera-trapping) between to the trophic approach (i.e., diet studies). Evaluating the accuracy, precision (application of statistical concepts for these two terms), efficacy, efficiency (application of administration concepts), and diversity versus biocomplexity of three case studies that collected data from medium-sized mammals, relating the Benefits in terms of the information generated and the financial cost involved. The results suggest that the trophic approach methodology presented better results for accuracy, efficiency and biocomplexity, while the footprint transaction methodology obtained better performance in efficacy and accuracy along with the camera-trapping methodology. Finally, biodiversity results are possible with the three methodologies. Thus, a trophic approach is useful in the visual and molecular identification of predators and their prey, generating patterns of biological diversity and complexity of the trophic processes, allowing a better understanding of a given environment before and after human interventions.

Keywords: Wildlife monitoring. Footprint transaction. Camera-trapping. Diet. Diversity patterns.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Instrumentos mais utilizados no controle e preservação ambiental, considerando os estudos de fauna.	20
FIGURA 2. Fluxograma de decisão para realização de estudo de campo de levantamento de fauna. Os itens circundados por linhas pontilhadas apresentam as informações que podem ser obtidas.....	23
FIGURA 3. Unidades amostrais onde foram realizadas as transecções de pegadas na UHE Promissão..	36
FIGURA 4. Unidades amostrais onde foram instaladas as câmeras.	37
FIGURA 5. Unidades amostrais onde foram coletadas amostras de fezes.	38
FIGURA 6. Percorso realizado em cada campanha para a coleta das amostras de fezes.	40
FIGURA 7. Curva de acumulação (S) e Jackknife 1ª com os respectivos intervalos de confiança (IC) para TD: a) Transeção de pegadas: S = 25, Jackknife = 30,25 (IC±4,5); (b) Armadilhamento fotográfico: S = 20, Jackknife = 22,75 (IC±3,94); e (c) Transeção para coleta de fezes: S = 21, Jackknife = 21 (IC±0,001).....	48
FIGURA 8. Curva de acumulação (S) e Jackknife 1ª com os respectivos intervalos de confiança (IC) para PD: a) Transeção de pegadas: S = 14, Jackknife = 15,50 (IC±3); (b) Armadilhamento fotográfico: S = 12, Jackknife = 13,83 (IC±3,66); e (c) Transeção para coleta de fezes: S = 8, Jackknife = 8 (IC±0,001).....	49
FIGURA 9. Curva de acumulação (S) e Jackknife 1ª com os respectivos intervalos de confiança (IC) para FD: a) Transeção de pegadas: S = 11, Jackknife = 11,75 (IC±1,5); (b) Armadilhamento fotográfico: S = 8, Jackknife = 8,92 (IC±1,84); e (c) Abordagem trófica: S = 7, Jackknife = 7 (IC±0,001).....	50
FIGURA 10. Regressão linear nos dados curva de acumulação (S) para TD: a) Transeção de pegadas: $Y = 13,08 + 3,1830x$, $df = 3$, $p = 0,033$; (b) Armadilhamento fotográfico: $Y = 7,897 + 1,1854x$, $df = 11$, $p = 0,0001$; e (c) Abordagem trófica: $Y = 15,23 + 0,4172 x$, $df = 17$, $p = 0,0001$	53
FIGURA 11. Regressão linear nos dados curva de acumulação (S) para PD: a) Transeção de pegadas: $Y = 9,165 + 1,3170x$, $df = 3$, $p = 0,046$; (b) Armadilhamento fotográfico: $Y = 6,594 + 0,5252x$, $df = 11$, $p = 0,0001$; e (c) Abordagem trófica: $Y = 5,392 + 0,1836x$, $df = 17$, $p = 0,0001$	53
FIGURA 12. Regressão linear nos dados curva de acumulação (S) para FD: a) Transeção de pegadas: $Y = 8,085 + 0,8080x$, $df = 3$, $p = 0,073$; (b) Armadilhamento fotográfico: $Y = 5,506 + 0,2493x$, $df = 11$, $p = 0,001$; e (c) Abordagem trófica: $Y = 5,343 + 0,1202x$, $df = 17$, $p = 0,0001$	54

FIGURA 13. Custo por unidade taxonômica detectada (TD, PD e FD) para cada uma das metodologias.....	57
FIGURA 14. Custo total para levantamento por unidade taxonômica de acordo com valores da riqueza estimada para cada uma das metodologias.	58
FIGURA 15. Resultado de diversidade gerada por meio da metodologia de transecção de pegadas.	59
FIGURA 16. Resultado de diversidade gerada por meio da metodologia de transecção de pegadas.	60
FIGURA 17 – Rede de interações predador/presa obtida por meio da metodologia de abordagem trófica, linhas mais grossas indica maior número de interações de determinado predador com sua presa.	61
FIGURA 18 – Curva de ordenação de interações tróficas entre todos os predadores e suas presas identificados no estudo e interações ausentes (i.e., não identificadas).....	62
FIGURA 19 – Porcentagem de detecções de novas espécies pela porcentagem de realização das campanhas. TP = Transecção de pegadas, AF = Armadilhamento fotográfico e AT = Abordagem trófica.	64
FIGURA 20 – Relação da suficiência amostral para a metodologia de abordagem trófica, considerando separadamente os resultados para as três espécies de canídeos do estudo de caso.	65
FIGURA 21 – Estrutura trófica antes e depois de intervenção humana.....	75

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Estudos avaliados.....	32
TABELA 2. Estudo utilizado na estimativa de custo para coleta de fezes com motocicleta...33	
TABELA 3. Resultados das espécies registradas (ordem, família, nome científico e nome popular) para cada uma das metodologias e os seus respectivos grupos funcionais.....	46
TABELA 4. Resultados da acurácia para cada uma das metodologias.....	50
TABELA 5. Coeficientes β encontrados para cada uma das metodologias.....	51
TABELA 6. Comparações para verificação se não há variação da eficácia entre as metodologias tradicionais e abordagem trófica.....	52
TABELA 7. Coeficientes determinação R^2_{adj} encontrados em cada uma das metodologias..	54
TABELA 8. Comparação dos ajustes da tendência linear, MAPE, MAP e MSD.....	55
TABELA 9. Custos para os recursos técnicos e humanos envolvidos na realização dos três estudos.....	56
TABELA 10. Total de interações (i.e., número de vezes que as presas foram identificadas nas amostras) para cada uma das três espécies de canídeos.....	63
TABELA 11. Sumários dos resultados obtidos.....	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP – Área de Preservação Permanente

Art. – Artigo

CFBio – Conselho Federal de Biologia

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DD – Decisão de Diretoria

FD – Diversidade Funcional

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IC – Intervalo de Confiança

IN – Instrução Normativa

LPNMA – Lei da Política Nacional de Meio Ambiente

MAPE – Erro Percentual Absoluto Médio

MAD – Desvio Absoluto Médio

MSD – Desvio quadrado médio

PD – Diversidade Filogenética

PPBIO – Programa de Pesquisa e Conservação

RC – Resolução CONAMA

RL – Reserva Legal

S – Riqueza Detectada (EstimateS)

TD – Diversidade Taxonômica

UA – Unidade Amostral

UHE – Usina hidrelétrica

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	15
1.1.	Panorama da Política Ambiental no Brasil.....	15
1.2.	Estudo de Mamíferos nos Levantamentos e Monitoramentos.....	20
1.3.	Abordagem Trófica no Monitoramento de Mamíferos.....	27
1.4.	Dimensões da Biodiversidade.....	29
2.	OBJETIVOS.....	31
2.1.	Objetivo Geral.....	31
2.2.	Objetivos Específicos.....	31
3.	MATERIAL E MÉTODOS.....	32
3.1.	Área de estudo.....	34
3.1.1.	Usina Hidrelétrica Promissão.....	34
3.1.2.	Fazenda Três Lagoas e Fazenda Arca.....	35
3.2.	Metodologias dos Estudos de Caso.....	35
3.2.1.	AES TIETÊ, 2016 – Transecção de Pegadas.....	35
3.2.2.	CAMPOS, 2016 – Armadilhamento Fotográfico.....	37
3.2.3.	GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (<i>in press</i>) – Abordagem Trófica.....	38
3.2.4.	OLIVEIRA, 2009 – Coleta de Fezes com Motocicleta.....	39
3.3.	Metodologia Analítica.....	40
4.	RESULTADOS.....	45
4.1.	Acurácia.....	45
4.2.	Eficácia.....	51
4.3.	Precisão.....	52
4.4.	Eficiência.....	55
4.5.	Biodiversidade <i>versus</i> Biocomplexidade.....	58
4.6.	Suficiência Amostral.....	63
4.7.	Sumário dos Resultados.....	65
	Em relação ao desempenho geral de cada metodologia em relação às premissas avaliadas, foram obtidos os resultados apresentados a seguir, (Tabela 11)......	65
5.	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	68
5.1.	Acurácia.....	68
5.2.	Eficácia.....	70
5.3.	Precisão.....	70
5.4.	Eficiência.....	71
5.5.	Biocomplexidade <i>versus</i> Biodiversidade.....	73

5.6. Suficiência Amostral.....	75
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	77
7. CONCLUSÕES	80
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82

1. INTRODUÇÃO

1.1. Panorama da Política Ambiental no Brasil

A ação do homem sobre o meio ambiente é tão antiga quanto a sua própria história. Desde muito tempo vem-se utilizando os recursos naturais como fonte de vida, ou seja, para a sua própria necessidade de subsistência (BORGES; REZENDE; PEREIRA, 2009). O meio ambiente e todos os aspectos relacionados ao seu uso, conservação e proteção são cada vez mais objetos de discussão devido ao reconhecimento dos riscos decorrentes de um cenário crescente da crise ambiental (FREIRIA, 2011).

O Brasil possui um complexo sistema institucional de gestão de meio ambiente, com diversas normas legais nas diferentes esferas. As normas legais ambientais têm como objetivo disciplinar o uso dos recursos naturais, como a água, o solo, as florestas, o ar e os animais (BORGES; REZENDE; PEREIRA, 2009). No geral, as normas ambientais vigentes foram criadas em diferentes momentos da história, diante de diferentes necessidades e prioridades, bem como distintos ambientes políticos, sociais e econômicos (SÁNCHEZ, 2013). A criação da política ambiental se deu em resposta às exigências do movimento internacional ambientalista iniciado a partir da segunda metade do século XX, durante a década de 1960 (PECCATIELLO, 2011).

As normas legais que protegem o meio ambiente passaram a construir um novo ramo do “Direito”, que é o “Direito Ambiental”. Este ramo do Direito evoluiu com a criação da Constituição Federal de 1988, onde o direito ao meio ambiente saudável é também considerado como um direito constitucional fundamental (BORGES; REZENDE; PEREIRA BORGES, 2009). A Constituição Federal Do Meio Ambiente considera que:

“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.”(BRASIL, 1988, art. 225. Cap. VI)

Para assegurar a efetividade deste direito o Poder Público tem como competência: preservar, restaurar os processos ecológicos e prover o manejo, preservar a diversidade e a integridade do patrimônio genético, definir espaços protegidos, exigir

estudo prévio de impacto ambiental, controlar técnicas e substâncias com risco para a vida e meio ambiente, promover a educação ambiental e proteger a fauna e a flora, (BRASIL, 1988).

A política ambiental se desenvolveu de forma tardia em comparação às demais políticas setoriais do país (SOUSA, 2005). Exemplificando essa atualidade, a Lei de Crimes Ambientais nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998 não chega a ter duas décadas da sua existência. Sendo este, um instrumento legal de relevância por determinar sanções penais e administrativas relacionadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, (BRASIL, 1998). A questão ambiental ganhou força nos últimos 30 anos, (PECCATIELLO, 2011). Em termos históricos, é possível afirmar que a partir de 1991 houve a consolidação da matéria ambiental (NAZO; MUKAI, 2001), pois as primeiras políticas ambientais visavam à regulamentação do uso dos recursos naturais, não sendo a rigor uma política ambiental na forma como é conhecida atualmente (SÁNCHEZ, 2013).

Neste contexto a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) representa um marco, trazendo uma nova perspectiva para a política ambiental por meio de novos instrumentos legais como a avaliação de impacto ambiental e o licenciamento ambiental, até então inexistente (SÁNCHEZ, 2013). Por não haver diretrizes nacionais anteriormente a PNMA as regras eram definidas de forma autônoma pelos estados e municípios, embora na prática poucos realmente demonstrassem interesse pela temática (FARIAS, 2006). Foi editada ainda sobre o regime de ditadura, e pelas circunstâncias deste período é considerada como uma norma avançada, pois o pensamento dominante àquela época era desenvolver-se economicamente a qualquer custo, sem respeito algum aos recursos ambientais (MESQUITA, 2012). A avaliação de impactos ambientais é um instrumento relevante dentro da PNMA, conforme supracitado este foi incorporado ao texto Constituição Federal de 1988, estabelecendo a obrigatoriedade do estudo de impacto ambiental como condicionante para a instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação ambiental, a que se dará publicidade (RIOS; IRIGARAY, 2005).

O licenciamento ambiental, por sua vez é um instrumento fundamental na busca do desenvolvimento sustentável (TCU, 2007). Tem como objetivo assegurar a qualidade de vida da população por meio de um controle prévio, por meio das licenças de instalação e de um continuado acompanhamento das atividades humanas capazes de

gerar impactos sobre o meio ambiente, por meio das licenças de instalação e operação (FARIAS, 2006).

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA (RC) 237/97 conceitua o licenciamento ambiental como processo administrativo relacionado a empreendimentos que utilizem recursos ambientais e/ou provoquem algum impacto ao meio ambiente, onde o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e operação. A RC nº 237/97 foi à norma precursora na regulamentação das regras do licenciamento ambiental, conhecida como a doutrina da norma geral de licenciamento. Está estabelece às condições, restrições e medidas de controle ambiental que deverão ser obedecidas pelo empreendedor, pessoa física ou jurídica. Desta forma, adota a seguinte definição para estudos ambientais em seu art. 1º - III:

Todos e quaisquer estudos relativos aos aspectos ambientais relacionados à localização, instalação, operação e ampliação de uma atividade ou empreendimento, apresentando como subsídio para a análise da licença requerida, tais como: relatório ambiental, diagnóstico ambiental, plano de manejo, plano de recuperação de área degradada e análise preliminar de risco. (BRASIL, 1997, Art, 1º, Inciso III).

O licenciamento ambiental passou a nortear os empreendimentos privados e públicos quanto às ações de mitigação e compensação de possíveis danos ao meio ambiente e à sociedade civil. Atualmente qualquer empreendimento potencialmente causador de danos ambientais necessita cumprir condicionantes antes, durante e depois da sua instalação, este procedimento envolve as três licenças: prévia, instalação e operação (BRASIL, 1997). A definição dos documentos, projetos e estudos ambientais necessários no processo de licenciamento é realizada pelo órgão ambiental competente, com a participação do empreendedor de acordo com a licença a ser requerida, por meio do documento intitulado “Termo de Referência” (BRASIL, 1997). O termo de referência estabelece as diretrizes orientadoras, conteúdo e abrangência do estudo exigido do empreendedor, em etapa antecedente à implantação da atividade modificadora do meio ambiente (ABSY; ASSUNÇÃO; STROH, 1995). Nos estudos ambientais são contemplados aspectos do meio físico, biológico e socioeconômico, sendo que no segundo, geralmente, estão inseridos os estudos de fauna, destacando as espécies indicadoras da qualidade ambiental, de valor científico e econômico, raras e ameaçadas de extinção e as áreas de preservação permanente (BRASIL, 1986). A grande questão é que os termos de referência são generalistas, definindo apenas regras

mínimas na realização dos estudos, de acordo com ABSY; ASSUNÇÃO; STROH (1995), levando à elaboração de estudos ambientais que, por um lado, pecam por excesso de informações desnecessárias e, por outro, pela falta de informações relevantes. Isso se deve em parte pela dificuldade que o órgão de meio ambiente e pela falta de conhecimento técnico sobre as características do espaço (ABSY; ASSUNÇÃO; STROH, 1995). Como consequência os estudos são elaborados com objetivos, concepções e métodos diferentes, tornando difícil a utilização das suas informações e conclusões para compor o planejamento de um determinado recorte territorial (SANTOS, 2004).

Em relação específica aos critérios relativos aos estudos fauna que contempla o manejo da fauna silvestre, a saber: levantamento, monitoramento, salvamento, resgate e destinação, possuem como principal instrumento legal a Instrução Normativa (IN) – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA) nº 146/2007, que normatiza os procedimentos relativos ao manejo de fauna em áreas de empreendimentos que possuem atividades consideradas efetivas ou potencialmente causadoras de impactos sobre a fauna silvestre, e que por consequência estão sujeitas ao licenciamento ambiental (BRASIL, 2007).

A IN nº 146/2007 trata de informações para obtenção de autorização de manejo da fauna, exige informações mínimas nos estudos, tais como lista de espécies regionais, raras, com algum risco de extinção, bem como o descritivo da metodologia utilizada, esforço amostral mínimo, imagens de satélite das unidades amostrais, entre outros. Entretanto, não existe uma determinação dos grupos que devem ser amostrados, da metodologia mais adequada, esforço amostral mínimo ou o que se espera dos resultados obtidos (BRASIL, 2007). No seu Art. 5º espera como resultado do levantamento de fauna as seguintes informações: lista das espécies detectadas, caracterização do ambiente na área de influência do empreendimento, esforço e eficiência amostral, parâmetros de riqueza e abundância das espécies, índice de diversidade, estabilização da curva do coletor, forma de registro, detalhamento da captura, tipo de marcação.

Está Instrução Normativa é uma importante ferramenta de cunho legal para a definição de critérios mínimos na realização de estudos de fauna ligados ao licenciamento ambiental, anterior a ela não havia nenhum tipo de padronização mínima, contudo ainda apresenta lacunas. De acordo com FREIRIA (2011), o que ocorre é uma série de planos e estudos de prateleiras realizados por exigência legal,

por força de legislação, porém descolados de um processo efetivo e contínuo de gestão ambiental.

Na esfera Estadual, a Decisão de Diretoria (DD) da Secretaria de Meio Ambiente do estado de São Paulo nº 167/2015/C estabelece procedimentos para a elaboração dos laudos de fauna silvestre para fins de licenciamento ambiental e/ou autorização para supressão de vegetação nativa. A DD nº 167/2015 defini os grupos faunísticos a ser contemplado no estudo, esforço amostral de acordo com o tamanho da área do empreendimento, descrição das áreas adjacentes, avaliação dos impactos a serem causados pelo empreendimento sobre a fauna silvestre nativa local, apresentação de medidas mitigadoras e/ou compensatórias aos impactos causados à fauna, entre outros. Quesitos mínimos são importantes, eles permitem a comparação e melhor compreensão dos estudos.

Embora levantamentos de fauna tradicionais permitam acessar rapidamente números de riqueza de espécies de um determinado grupo taxonômico um determinado local, resultados de diferentes estudos dificilmente podem ser comparados. Ao utilizar diferentes métodos de coleta e haver grandes variações quanto ao esforço de amostragem a sua comparação torna-se difícil (WALTHER et al., 1995). Para que os levantamentos biológicos se tornem úteis na tomada de decisão em conservação, é essencial que protocolos de coleta e análise de dados sejam desenvolvidos e testados (CODDINGTON et al., 1991; LONGINO, 1994).

De forma simplificada são apresentados os principais instrumentos legais que direcionam e usualmente norteiam o licenciamento ambiental na Figura 1. Ressalta-se que há outros instrumentos legais relevantes além dos apresentados, como a Política Nacional da Biodiversidade, Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002, que estabelece os princípios firmados na Convenção sobre Diversidade Biológica e Declaração do Rio, ocorridas em 1992, (BRASIL, 2002). Outro exemplo é a Lei da Mata Atlântica, Lei nº 11.428 de dezembro de 2006, que trata da conservação, proteção, regeneração e utilização do Bioma Mata Atlântica, (BRASIL, 2006).

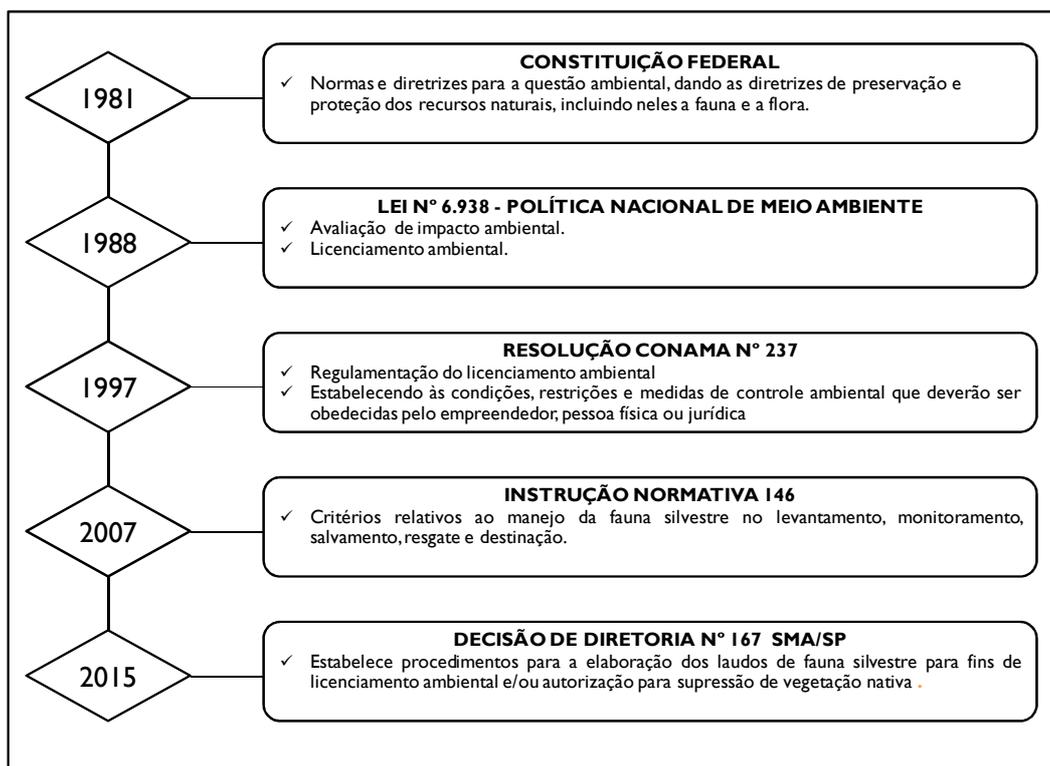


FIGURA 1. Instrumentos mais utilizados no controle e preservação ambiental, considerando os estudos de fauna.

1.2. Estudo de Mamíferos nos Levantamentos e Monitoramentos

Listas abrangentes de espécies podem ser inatingíveis, enquanto que estimativas, aparentemente, oferecem uma solução atraente para o problema da diversidade existente em um determinado ecossistema (MAGURRAN; QUEIROZ, 2010). Mesmo que todas as espécies pudessem ser identificadas, raramente é adequado em termos de custo registrar todas as espécies de uma comunidade (MAGURRAN, 2013). Mas obter uma lista razoável de espécies de uma localidade é importante para a determinação da conservação da área, prever efeitos de alguma ação humana ou propor medidas de mitigação de algum impacto (CHRISTIANINI, 2013).

Para o desenvolvimento de programas de conservação e uso sustentado de recursos biológicos é preciso à ampliação dos conhecimentos das áreas (CULLEN-JÚNIOR; RUBRAN; VALLADARES-PÁDUA, 2006). Os estudos de diversidade biológica nunca foram tão importantes quanto atualmente. Para qualquer definição de estratégia de conservação é necessário o conhecimento mínimo da ecologia, sistemática de organismos e ecossistemas (SCOTT; STAUFFER; DICKSON, 1987). Inventariar a fauna e flora de uma determinada porção de um ecossistema é o primeiro passo para a sua conservação e uso racional, sem o conhecimento mínimo do status de um

determinado local, como quais organismos ocorrem neste local, e sobre quantas espécies podem ser encontradas nele, é praticamente impossível desenvolver qualquer projeto de preservação (CULLEN-JÚNIOR; RUBRAN; VALLADARES-PÁDUA, 2006).

Muitos estudos de levantamento e monitoramento não possuem uma clareza na sua realização. No entanto, o que é preciso de fato é compreender as informações necessárias para fundamentar o processo de tomada de decisão (VERDADE, 2004). Além disso, sinais indiretos, por exemplo, fezes, nos permitem obter informações de presença e ausência, índice de abundância e frequência de ocorrência de espécies. O monitoramento da fauna tem como objetivo avaliar as mudanças que ocorrem em um determinado ecossistema (HELLAWELL, 1991; YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001). Sem o conhecimento prévio da região proposta para a implantação de determinados empreendimentos, perde-se muito do poder de avaliação de possíveis impactos ambientais sobre este componente biótico e do monitoramento de tais impactos, justificando a obrigatoriedade de estudos de fauna e flora (BRANCO; MARGONATO, 2016). O conhecimento de populações animais é útil para compreensão do processo de impacto ambiental promovido por empreendimentos potencialmente poluidores (SILVA JR. et al., 2007). Por meio das informações da estrutura e dinâmica natural dos ecossistemas é possível o desenvolvimento de modelos para recuperação local (ALMEIDA, 2000).

A compreensão das razões para realizar monitoramentos de fauna é uma premissa fundamental, bem como a análise das diferentes possibilidades, incluindo métodos não-invasivos para a obtenção das informações necessárias. VERDADE; MOREIRA; FERRAZ (2012), no seu estudo intitulado “*Counting Capybaras*”, considerou que o uso sustentável e o controle de danos são razões fundamentais para contar capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*). Mesmo assim, contar integralmente todos os indivíduos, dificilmente será possível, especialmente se consideradas as variações que podem afetar o tamanho das populações. Por isso, talvez, a realização de estudos rápidos, mesmo que apresentem informações superficiais, podem ser mais funcionais na tomada de decisão ao invés de longos estudos de monitoramento, especialmente no âmbito do licenciamento ambiental. O exemplo com o estudo das capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) pode ser replicado para outras espécies. Compreender a razão para a realização de estudos de fauna, além das informações necessárias para a determinação de ações de conservação ou de mitigação de impactos

causados por empreendimentos potencialmente poluidores torna estes estudos mais efetivos. A Figura 2 apresenta um fluxo de decisão para a determinação da metodologia a ser utilizada e as informações que poderão ser obtidas, (LANCIA; NICHOLS; POLLOCK, 1996).

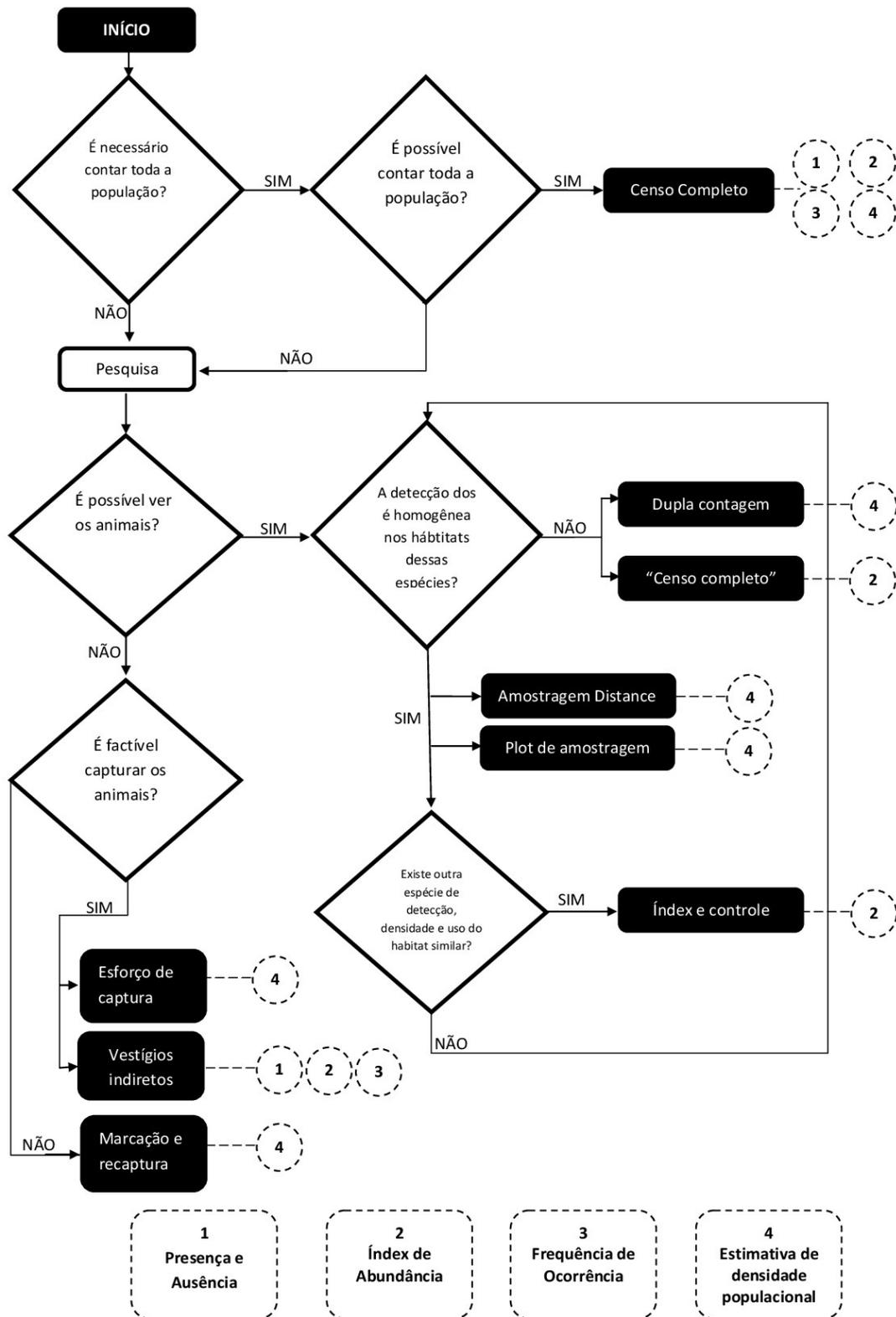


FIGURA 2. Fluxograma de decisão para realização de estudo de campo de levantamento de fauna. Os itens circundados por linhas pontilhadas apresentam as informações que podem ser obtidas. Adaptado de LANCIA; NICHOLS; POLLOCK, 1996.

A problemática relacionada aos estudos monitoramento é que as listas geradas são deficientes informações, a dinâmica das populações somente será conhecida quando

houver a compreensão da razão de populações estarem aumentando, declinando ou mantendo-se constantes (KREBS, 1991). Existe a ideia de quanto mais informações, ou seja, quanto maior o tempo de coleta de dados mais úteis estes serão, no entanto, se a definição do “por que”, “o quê” e “como” monitorar for inexistente essas informações não serão bem utilizadas (YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001). Também há muitos estudos de monitoramento que não há clareza da pergunta a qual se pretende responder, ainda há problemas quanto ao tipo de profissional que atua nestas atividades. Qual o profissional tem habilitação para realizar levantamentos ou monitoramentos de fauna? Profissionais de diferentes ramos, por exemplo, engenharias ou ciências humanas tem visto mercado de consultorias ambientais como uma interessante oportunidade de negócio, mesmo os profissionais da área necessitam de conhecimento básicos para reconhecer e lidar com a biodiversidade (SILVEIRA et al., 2010).

O tempo para obtenção de dados, bem como recursos logísticos e humanos disponíveis são escassos, especialmente em países em desenvolvimento e com grande diversidade (CRACRAFT, 1995). Idealmente, tudo deveria ser realizado, mas não há recursos ou energia suficientes para fazer tudo o que gostaríamos (MAGNUSSON et al., 2013). Levantamentos de biodiversidade deveriam ser amplos, longos e compreensivos em relação a todas as espécies presentes em uma determinada área. No entanto, para atender a essas exigências, o custo de qualquer levantamento seria excessivo (MAGNUSSON et al., 2014). Nesse sentido é fundamental que o recurso financeiro existente seja bem empregado.

Diante dos avanços da legislação e o interesse da temática ambiental as empresas tem manifestado maior atenção para as questões ambientais ligadas aos seus negócios, gastando volumes consideráveis a cada ano. Porém, não raras vezes, as decisões ambientais são tomadas com pouco apoio do sistema de informação sobre a gestão de custos e frequentemente, decide-se apenas cumprir os regulamentos ambientais (VARGAS; BONZANINI; VARGAS, 2015). Assim, um recurso considerável é investido em estudos de levantamento de fauna que não possuem, geralmente, as informações necessárias para a definição das estratégias de mitigação e conservação.

Dentro de levantamento a maior parte dos estudos contemplam espécies de vertebrados (mamíferos, aves, répteis e anfíbios), sendo usualmente consideradas para muitos estudos apenas mamíferos.

O Brasil possui uma fauna rica e diversificada de mamíferos, contando com 701 espécies, a Amazônia é o bioma com maior diversidade de espécies de mamíferos (399

espécies), seguida da Mata Atlântica (298) e do Cerrado (251) (PAGLIA et al., 2012). Mamíferos variam amplamente em tamanho corporal, hábitos alimentares, comportamentos e uso de habitats, diante desta heterogeneidade, diversos são os métodos de campo empregados no estudo destes animais (VOSS; EMMONS, 1996; PARDINI et al., 2005). São divididos em doze ordens, a saber: Didelphimorphia, Sirenia, Cingulata, Pilosa, Primata, Lagomorpha, Chiroptera, Carnivora, Perissodactyla, Artiodactyla, Cetacea e Rodentia, as ordens mais especiosas são Rodentia e Chiroptera, com respectivamente 34,7% e 24,8% das espécies de mamíferos brasileiras (PAGLIA, 2012; REIS et al., 2010). Os mamíferos estão entre os vertebrados mais atingidos pela fragmentação e destruição de habitat naturais (PERES, 1990; CULLEN; BODMER; VALLADARES-PÁDUA, 2001).

Embora a degradação e fragmentação dos ambientes naturais afetem todos os organismos, entre os mamíferos as espécies de médio e grande porte possuem uma maior preocupação por apresentarem uma maior perda, (KIE et al., 2002; HASKELL et al., 2002). Independente do bioma, as alterações no ambiente resultantes da fragmentação e perda de habitat constituem as principais ameaças à sobrevivência de mamíferos de médio e grande porte (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Isso se deve por estas espécies possuírem grande fragilidade em relação à matriz inserida no entorno dos remanescentes florestais, além de utilizar grandes áreas (LAURENCE, 1999; TIMO, 2003). São organismos importantes por participarem na estrutura e função dos ecossistemas terrestres pela ativa seleção de habitat, interação com a vegetação pelo consumo de frutos promovendo a dispersão e/ou predação de suas sementes ou, ainda, por servirem como fonte de alimento para uma variedade de predadores (FLEMMING, 1988). Esses fatores, aliados à importância ecológica do grupo e ao grau de ameaça de algumas espécies consideradas, inclusive, espécies-bandeira (DIETZ; DIETZ; NAGAGATA, 1994) e guarda-chuva (ROBERGE; ANGELSTAM, 2004), tornam evidente a necessidade de incluir informações sobre os mamíferos terrestres de médio e grande porte em levantamentos e diagnósticos ambientais (CULLEN-JUNIOR; RUBRAN; VALLADARES-PÁDUA, 2006).

O conhecimento da biologia de mamíferos de médio e grande porte tem colocado em evidência a sua importância em processos nos ecossistemas, espécies da ordem carnívora regulam as populações de herbívoros e carnívoros (PARDINI et al., 2009). A baixa densidade ou extinção local de predadores topo de cadeia alimentar pode levar ao desequilíbrio de populações de médio porte de hábitos

generalistas, que por consequência afetam comunidades de pequenos vertebrados (PARDINI et al, 2009). Os mamíferos da ordem carnívora desempenham importante função ecológica nos ecossistemas em que vivem, tanto diretamente através do controle de populações das espécies de presas, como indiretamente, na manutenção da diversidade e abundância de espécies vegetais (REDFORD, 1992).

As espécies da ordem Carnívora de ocorrência no Brasil estão divididas nas seguintes famílias: Canidae, Felidae, Mephitidae, Mustelidae, Otariidae, Phocidae, Procyonidae, (PLAGLIA, 2012; REIS, 2010). Os representantes de cada família apresentam grande diferença quanto ao tamanho, forma, hábitos, de vida e dieta, podendo ser estritamente carnívora, onívora-frigívora ou onívora-insetívora (PAGLIA, 2012).

Diferentemente das planícies africanas, onde muitas espécies de carnívoros são facilmente observadas em meio à megafauna herbívora, visualizar e estudar os carnívoros brasileiros em seus ambientes naturais é, na maioria das vezes, uma tarefa difícil, (CHEIDA; RODRIGUES, 2014), devido à heterogeneidade do hábitat, menor tamanho corpóreo da maioria das espécies, hábito crepuscular e noturno. Além da baixa densidade que ocorrem naturalmente ou influenciada por ações antrópicas (CRAWSHAW; 1997). Assim, torna-se necessária a utilização de vários métodos de levantamento e monitoramento de espécies, e de acesso a seus dados da biologia e ecologia, utilizando de maneira única ou combinada (VOSS e EMMONS, 1996). As metodologias comumente utilizadas para mamíferos carnívoros de médio e grande porte são: observações indiretas de vestígios; armadilhas fotográficas (câmera trap); monitoramento por meio de marcações e telemétrica (método direto/invasivo). Nos estudos de levantamento e monitoramento de fauna, ligados ao licenciamento ambiental, as metodologias tradicionalmente utilizadas são transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico, sendo a primeira a de menor custo.

A metodologia de transecção de pegadas aplicada em curtos períodos apresenta resultados satisfatórios para o levantamento de espécies de mamíferos de médio e grande porte, apresentando bons resultados para animais com hábito noturno, por outro lado, não indica a presença ou frequência relativa de animais com hábitos sociais que se locomovem em bandos (PARDINI et al., 2006). O registro de pegadas para identificação de mamíferos de médio e grande porte é utilizado há algum tempo (THOMPSON et al., 1988, CARRILLO et al., 2000), e usualmente muitos estudos tem se utilizado a contagem de pegadas para a estimativa de

frequência relativa de espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte (REIS et al., 2014; ROCHA; DALPONTE, 2006; PRADO; ROCHA, GIUDICE, 2008).

As pegadas são os sinais mais frequentemente encontrados. Além de oferecer uma identificação das espécies auxiliam em estudos de censos populacionais, territorialidade, densidades relativas, tipos de atividade, movimentos e até em estudos sobre predadores (BECKER; DALPONTE, 2013). Deve ser empregada em locais que permitem a impressão de pegadas, em áreas onde o solo não é favorável à metodologia foi adaptada por meio da utilização de parcelas de areia (REIS et al., 2014). Para a identificação das pegadas devem-se utilizar guias de campo especializados (BECKER; DALPONTE, 2013).

A técnica de armadilhamento fotográfico é cada vez mais utilizada (ROWCLIFFE; CARBONE, 2008). A metodologia baseia-se na identificação de animais por meio de câmeras fotográficas que possuem um sensor (infravermelho) ativado pelo calor ou movimento dos animais (TOMAS; MIRANDA, 2006). São utilizadas principalmente para amostragem de mamíferos de médio e grande porte, permitindo a identificação da riqueza e estimativa de ocorrência das espécies (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008). A captura de câmera é altamente precisa, porque as espécies podem ser facilmente identificadas a partir de fotos (Srbek-Araujo; Chiarello, 2005). Pode ser utilizada na amostragem qualitativa da mastofauna, como também em estudos populacionais, se o objetivo do estudo for apenas determinar a riqueza de espécies o uso de iscas variadas aumentará a chances de registrar diferentes espécies (REIS et al., 2014).

1.3. Abordagem Trófica no Monitoramento de Mamíferos

Em todas as espécies a alimentação está intimamente relacionada a diversos aspectos ecológicos do animal, influenciando, por exemplo, sua distribuição, densidade, comportamento (REIS et al., 2014). Por isso, estudos de dietas não só proporcionam informações sobre os predadores, mas também sobre suas presas e a relação trófica entre eles (MONTROYA; SOLÉ, 2002, BASTOLLA et al., 2005). Muitas presas podem ser identificadas e podem gerar informações adicionais de um determinado ambiente. Mamíferos de pequeno porte incluindo marsupiais e pequenos roedores possuem grande diversidade em florestas Neotropicais, com mais

de 190 espécies no Brasil e destas 92 de ocorrência no Bioma Mata Atlântica (FONSECA et al., 1996). O estudo da ecologia das espécies e das comunidades de pequenos mamíferos não-voadores indicam a grande importância que estes organismos possuem na dinâmica das florestas (PARDINI; UMETSU, 2006). Algumas espécies de roedores são indicadoras de questões ambientais e até mesmo quanto às questões da saúde e epidemiologia, (GHELER-COSTA, 2006).

Estudos de dieta permitem determinação de padrões de diversidade (e.g., distribuição e abundância das espécies em questão) e de processos ecológicos que os determinam (e.g., uso do espaço e dieta) (LITVAITIS; TITUS; ANDERSON, 1996; CAMPOS; ESTEVES; VERDADE, 2007; VERDADE; LYRA-JORGE; PINÃ, 2014). Em uma escala espaço-temporal suficientemente ampla, a localização das fezes pode servir de base para a determinação de distribuição dos indivíduos das espécies de predadores em questão e de suas presas. A triagem das fezes, ainda que apresente resultados enviesados para tecidos menos digeríveis pode gerar estimativas razoáveis de abundância das presas (KREBS, 1999). A relação predador-presa pode ser decisiva na determinação da abundância de ambos (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

As análises não-invasivas representam também uma nova vertente para estudos populacionais e monitoramento de grandes carnívoros, a análise do DNA dos pelos encontrados nas fezes é eficiente podendo em conjunto com a identificação de campo proporcionar informações mais acuradas e precisas (MIOTTO et al., 2007). O uso de marcadores moleculares associados a técnicas tradicionais de triagem e identificação dos itens da dieta presentes nas fezes pode tornar estudos de dieta um método mais custo-efetivo no levantamento de mamíferos de médio e grande porte (PALOMARES; ADRADOS, 2014). A identificação genética por meio de fezes tornou-se uma prática auxiliar quando há dúvidas na identificação dos pelos ou quando não há uma boa coleção de referência (MIOTTO et al., 2007). Com os marcadores moleculares é possível estimar com precisão e acurácia relativamente altas a abundância absoluta das espécies predadoras (POMPANON et al., 2012). Hoje para a realização destes estudos genéticos os custos são expressivos, mas com as inovações da tecnologia haverá a redução futura dos custos para a realização de sequenciamento de DNA (HEBERT et al., 2003).

1.4. Dimensões da Biodiversidade

Diversidade biológica possui mais de um significado, de acordo com o Fundo Mundial da Natureza (1989) diversidade biológica é: “*a riqueza da vida na terra, os milhões de plantas, animais e micro-organismos, os genes que eles contêm e os intrincados ecossistemas que eles ajudam a construir no meio ambiente*”. PRIMACK; RODRIGUES (2001) ressaltam que a diversidade biológica pode ser considerada em três níveis: espécies que inclui toda a gama de organismos; variação genética dentro e entre as espécies; e comunidades onde as espécies vivem, os ecossistemas nas quais as comunidades se encontram e as interações entre esses níveis.

A soma da biodiversidade ao funcionamento do ecossistema implica na diferenciação deste em um espaço multivariado definido por dimensões que descrevem as diferentes formas de interação entre os organismos (NAEEM; DUFFY; ZAVALTA, 2012). Ainda há outras definições das diferentes esferas ou dimensões de diversidade, conforme segue:

- *Diversidade Taxonômica: Número e abundância relativa de um taxa (e.g., espécies, gêneros, famílias, etc.).*
- *Diversidade Filogenética: Relação entre táxons com base no tempo decorrido desde a sua divergência (e.g., comprimento dos ramos que ligam espécies em uma filogenia).*
- *Diversidade Genética: Nucleotídeos, alelos, cromossoma, genotípica, ou outros aspectos da variabilidade genômica.*
- *Diversidade Funcional: Variação no grau de expressão das diferentes características funcionais.*
- *Diversidade Temporal ou Espacial: Taxas de troca das espécies através do espaço ou do tempo.*
- *Diversidade de Interação: Características das redes de ligações definidas pelas interações, como competição, predação, parasitismo com outras espécies.*

- *Diversidade da Paisagem: Número, abundância relativa e distribuição de diferentes tipos de habitat dentro da paisagem.*

Adaptado de NAEEM; DUFFY; ZAVALA, 2012.

Todos os níveis de diversidade são fundamentais para a sobrevivência das espécies. Foi trabalho neste estudo a diversidade taxonômica (TD, acrônimo em inglês), como riqueza de espécies, diversidade filogenética (PD, acrônimo em inglês), como riqueza de famílias e diversidade funcional (FD, acrônimo em inglês), como dieta. A composição da diversidade inclui a identidade e variedade de elementos dos sistemas biológicos; a diversidade estrutural considera a disposição e ordenamento dos componentes em cada nível de organização; e a diversidade funcional se refere à variedade de processos e interações que ocorre entre os componentes biológicos (PIRATELLI; FRANCISCO, 2013).

A diversidade funcional tem atraído considerável interesse como consequência do grande debate sobre o funcionamento dos ecossistemas. A relação positiva entre funcionamento de ecossistemas e riqueza de espécies é frequentemente atribuído ao maior número de grupos funcionais encontrados em uma comunidade maior riqueza, por essa relação, tem mostrado ser uma ferramenta significativa para avaliar as consequências funcionais de extinções de espécies (PETCHEY; GASTON, 2002). (PETCHEY; GASTON, 2002). A contribuição da diversidade filogenética implica em informações de relevância para o uso sustentável da diversidade, a medida de PD permite entender mais sobre os usos futuros e também pode fazer uma integração aos usos atuais (FAITH; POLLOCK, 2014).

Levando em consideração os três níveis de diversidade, ou seja, diversidade taxonômica (TD), diversidade filogenética (PD) e diversidade funcional (FD), torna-se possível uma melhor identificação nas mudanças da dinâmica e conservação da biodiversidade condicionada à presença de atividades das populações humanas (PIRATELLI; FRANCISCO, 2013).

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O objetivo geral do presente estudo é analisar a relação custo/benefício de métodos tradicionais de levantamento de mamíferos terrestres de médio e grande porte em relação métodos tróficos (mamíferos terrestres de pequeno, médio e grande porte).

2.2. Objetivos Específicos

- a)** Comparar a acurácia da diversidade taxonômica (TD, acrônimo em inglês), filogenética (PD, acrônimo em inglês) e funcional (FD, acrônimo em inglês) estimadas por meio de métodos tradicionais de levantamento de fauna (i.e., transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico) e por levantamento baseado em abordagem trófica (i.e, coleta, triagem e classificação de itens presentes nas fezes).
- b)** Comparar a eficácia da diversidade taxonômica (TD), filogenética (PD) e funcional (FD) pelos métodos de levantamento de fauna tradicionais e abordagem trófica.
- c)** Comparar a eficiência (i.e., custo) da diversidade taxonômica (TD), filogenética (PD) e funcional (FD) pelos métodos de levantamento de fauna tradicionais e abordagem trófica, estimando o custo por interação trófica detectada por método de levantamento de presas e predadores por meio de coleta e triagem de fezes.
- d)** Avaliar o uso de índices de diversidade e biocomplexidade (i.e., complexidade) no processo de tomada de decisões relativas à gestão da fauna.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho comparou o resultado de três estudos modelares que utilizaram metodologias distintas para o registro de espécies e dieta de mamíferos de médio e grande porte para avaliação do custo e benefício de cada uma das metodologias aplicadas (Tabela 1).

TABELA 1. Estudos avaliados.

Fonte	Objetivo	Metodologia	Área do estudo
AES TIETÊ (2016)	Monitorar mamíferos de médio e grande porte.	Transecção de pegadas.	UHE Mário Lopes Leão. Promissão/SP.
CAMPOS (2016)	Inventariar mamíferos de médio e grande porte.	Armadilhamento fotográfico.	Fazenda Três Lagoas e Fazenda Arca. Angatuba/SP
GHELER-COSTA et al. (em elaboração) GHELER-COSTA et al. (2017) (<i>in press</i>)	Avaliar dieta de canídeos.	Abordagem trófica.	Fazenda Três Lagoas e Fazenda Arca. Angatuba/SP.

Os estudos analisados possuem objetivos distintos, além dos supracitados. Utilizam como forma de coleta de dados às três metodologias que são o foco de comparação do presente estudo: transecção de pegadas, armadilhamento fotográfico e a abordagem trófica.

Como informado anteriormente os objetivos dos estudos de caso são distintos da presente pesquisa, por isso, foi necessário tabular as informações obtidas dos casos considerando presença e ausência de cada uma das espécies identificadas. Os registros identificados até o nível de gênero acompanhados de “sp” ou “ssp” foram considerados como registros únicos. Em GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (*in press*) utilizou-se apenas as espécies de mamíferos identificadas nas amostras fecais, pois este estudo encontra-se em andamento e as identificações dos itens alimentares não foram finalizadas.

Os dados de fezes inicialmente foram tratados como amostras e as análises consideraram sempre esse total, conforme os dados obtidos por GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (*in press*). No entanto, como não se identificou variação na detecção de amostra, foi adotado como referência o número de campanhas, neste caso 18 campanhas (conforme metodologia de GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (*in press*)). A maior parte das amostras coletadas (n=207) foi de *Chrysocyon brachyurus*, por isso, a ordenação dos grupos de 20 amostras (i.e., dados por campanha) optou-se por inserir os dados de

forma decrescente. Visto que as amostras de maior ocorrência são mais facilmente detectadas.

Adicionalmente e somente para calcular os custos de tempo e recursos gastos na coleta de fezes, por meio do uso de motocicleta, foram utilizados os dados do trabalho de OLIVEIRA (2009), Tabela 2. Dessa forma, os dados deste estudo compõe as informações utilizadas de GHELIER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELIER-COSTA et al., 2017 (*in press*), apenas para calcular o custo (i.e., tempo e recurso financeiro) para a coleta de fezes. Reforçando que os dados de triagem e identificação de espécies são todos do estudo dos estudos GHELIER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELIER-COSTA et al., 2017 (*in press*).

TABELA 2. Estudo utilizado na estimativa de custo para coleta de fezes com motocicleta.

Fonte	Objetivo	Metodologia	Área do estudo
OLIVEIRA (2009)	Verificar a variação da abundância de fezes e sua distribuição	Transecção para coleta de fezes utilizando motocicleta.	Fazenda Três Lagoas e Fazenda Arca. Angatuba/SP

A média mensal de fezes coletadas no estudo OLIVEIRA (2009) foi de aproximadamente 23. Considerando está prerrogativa, o número total de amostras (n=355) foi dividido pelo total de campanhas indicando aproximadamente 20 amostras. O esforço por campanha para as coletas foi de dois dias/campanha. Para GHELIER-COSTA (2015) o esforço realizado a pé foi de cinco dias/campanha. Por essa premissa que se utilizou as informações referentes ao esforço de coleta de OLIVEIRA (2009).

Todos os dados foram tabulados em planilha do programa Microsoft Office Excel 2007, considerando para cada uma das metodologias as categorias de diversidade taxonômica (TD, acrônimo em inglês), diversidade filogenética (PD, acrônimo em inglês) e diversidade funcional (FD, acrônimo em inglês). Para diversidade taxonômica foi considerado o número de espécies (i.e., riqueza de cada uma das metodologias). Diversidade filogenética foi proposta como medida considerando a medida do comprimento dos braços da árvore filogenética para a obtenção da idade de especiação (FAITH, 1992), no entanto, neste trabalho está sendo aplicado PD como famílias. Fundamentado em FAITH e POLLOCK (2014), a medida PD quantifica as opções de valores por diferentes conjuntos de espécies e pode ser interpretada como característica de contagem de espécies, no caso deste estudo será considerada, de forma

simplificada, como contagem de famílias. Por último a diversidade funcional (FD, acrônimo em inglês), adotando como medida o número de grupos funcionais (e.g., TILMAN et al., 1997; DÍAZ; CABIDO, 2001) presentes nas comunidades dos três estudos, nesse contexto os grupos funcionais foram agrupados utilizando a classificação por tipo de dieta. Para a classificação de dieta utilizou-se como referência: para espécies nativas PAGLIA (2012), para cachorro e gato domésticos CAMPOS; VERDADE (2007), para boi e cavalo JAZEN (1984) e para as espécies exóticas DOTTA; VERDADE (2007).

Para melhor compreensão dos estudos de caso aqui avaliados seguem as informações sucintas das duas áreas de estudo e sobre as metodologias aplicadas.

3.1. Área de estudo

3.1.1. Usina Hidrelétrica Promissão

A UHE Mário Lopes Leão conhecida como UHE Promissão tem a localização no município de Promissão (21°17'49" S e 49°47'01" O) na região centro-oeste do estado de São Paulo. Afetando os seguintes municípios pela formação do reservatório: Margem direita – José Bonifácio, Borborema, Adolfo, Sales, Urupês, Ubarana, Ibitinga, Novo horizonte, Mendonça, Nova Aliança, Potirendaba e Irapuã. Margem esquerda – Sabino, Guaíçara, Uru, Reginópolis, Cafelândia, Lins, Iacanga, Pirajuí, Pongaí e Promissão. Todos os municípios pertencem ao estado de São Paulo. O reservatório da UHE Promissão, pertence à cascata do rio Tietê na bacia hidrográfica do rio Paraná. Abrangendo as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 19 e 16. O início das obras civis foi em 1966 e o início da operação em 28 de julho de 1975. Possui um perímetro de 1.423 km, 125 km de comprimento e área total (espelho d'água + área de desapropriação) de 60.461,83 ha (AES TIETÊ, 2008). A área total drenada para o reservatório corresponde a 13.149 km² (CETESB, 2009) onde estão presentes afluentes como: Ribeirões Campestre, Fatura, Cervo Grande, dos Porcos e o rio Dourado. No entorno do reservatório as atividades econômicas que mais se destacam são as relativas aos setores primários e secundários, cuja principal cultura é a cana-de-açúcar, seguida pela pecuária e nas indústrias evidenciam-se as usinas de álcool, laticínios, frigoríficos e curtumes (CETESB, 2006; CETESB, 2009).

3.1.2. Fazenda Três Lagoas e Fazenda Arca

A Fazenda Três Lagoas (23°22'0" S e 48°28'0" O) e Fazenda Arca (23°20'0" S e 48°27'30" O), estão situadas no município de Angatuba na região central do estado de São Paulo. Possuindo uma área total de 3.247,47 ha, sendo que 2.225,87 ha estão arrendados para uma empresa de silvicultura, com plantios de eucalipto em diversos estágios de desenvolvimento, 860,11 ha são ocupados por áreas de vegetação, nos mais variados estágios de regeneração, indo desde pastos abandonados em recuperação até fragmentos remanescentes de floresta nativa, 277,7 ha correspondem a Áreas de Preservação Permanente (APPs), e 582,4 ha a Reserva Legal (RL). O restante da propriedade, 161,49 ha, tem o uso para estradas e carregadores, rede elétrica e sede da fazenda (CAMPOS, 2016; GHELIER-COSTA, 2015; OLIVEIRA, 2009).

3.2. Metodologias dos Estudos de Caso

3.2.1. AES TIETÊ, 2016 – Transecção de Pegadas.

Foram definidas 12 unidades amostrais (UA) no entorno do reservatório (Figura 3). Em cada UA foi realizada uma transecção de 1 km de extensão, percorrida em um dia, totalizando 12 dias por campanha e 48 dias/ano (campanhas trimestrais), cuja localização foi dependente das características do substrato. Nos casos em que as trilhas existentes nas unidades amostrais apresentaram substrato inadequado à impressão de pegadas (por exemplo: submersas pela água do reservatório, substrato pedregoso), a transecção foi realizada em outras trilhas existentes no interior do fragmento, estradas de terra adjacentes ou localizadas na extremidade oposta do mesmo. Todas as pegadas encontradas durante a transecção foram georreferenciadas e fotografadas com o objeto de referência como escala.

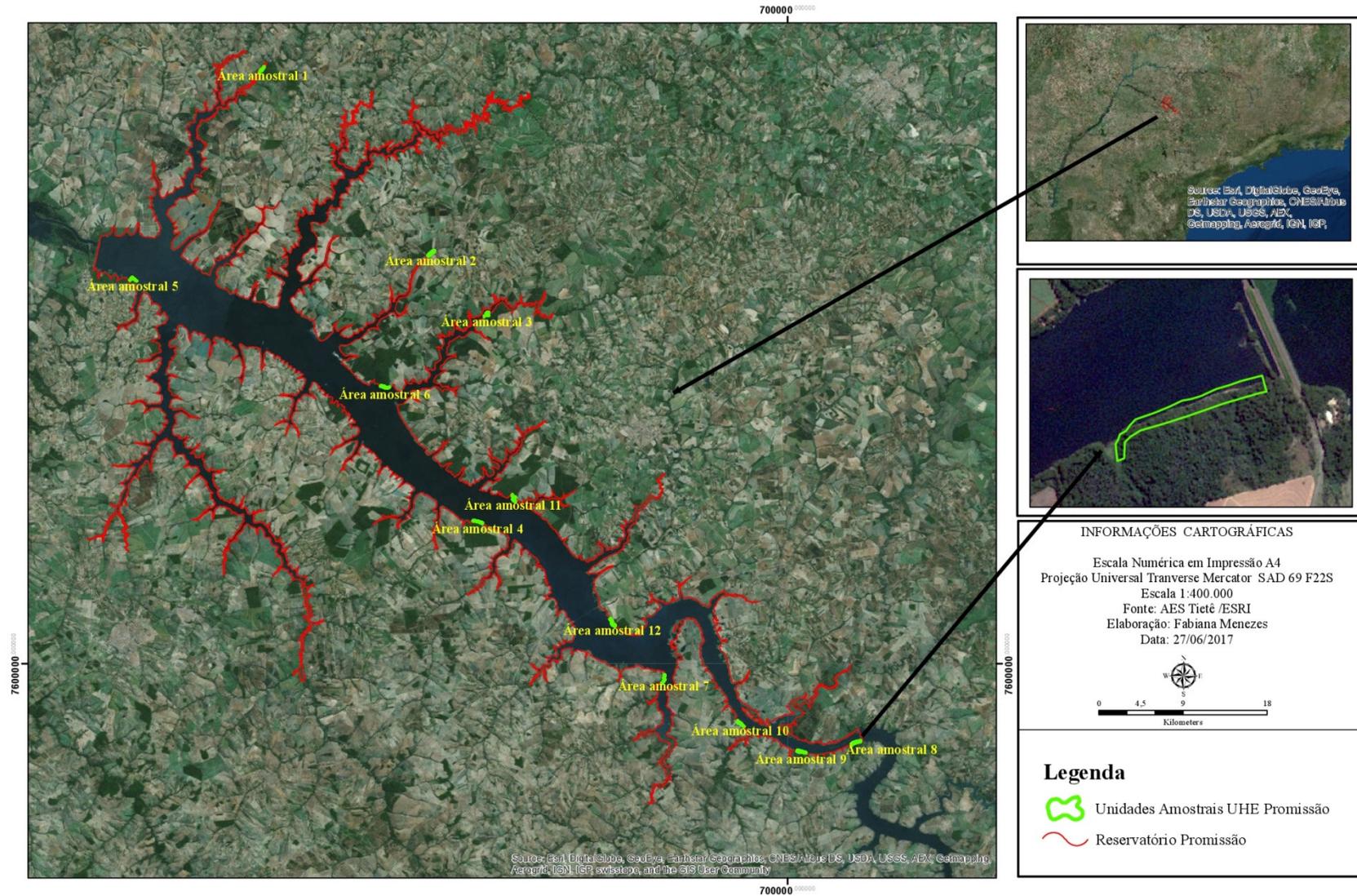


FIGURA 3. Unidades amostrais onde foram realizadas as transecções de pedagas na UHE Promissão. Fonte: AES TIETE, 2017.

3.2.2. CAMPOS, 2016 – Armadilhamento Fotográfico.

Foram escolhidas 15 unidades amostrais em uma grade espacial, composto de pontos de 1 km de distância dentro da área de estudo, (Figura 4). Os pontos foram escolhidos baseados em três tipos de vegetação diferentes presentes na área, cinco unidades amostrais para cada: plantação de eucalipto, vegetação nativa e pasto abandonado. Cada ponto teve uma câmera digital Bushnell Trophy Cam® instalada aproximadamente 50 cm do solo. As câmeras foram programadas ininterruptamente durante 24h/dia. As baterias eram verificadas e substituídas quando necessário antes de cada campanha. As campanhas ocorreram entre julho 2015 a Abril 2016 e junho a julho 2016. Totalizando 12 campanhas mensais com duração de uma semana (sete dias/mês). Para esse estudo, todos os mamíferos de médio e grande porte registrados pelas câmeras foram identificados para amostrar a riqueza de espécies.

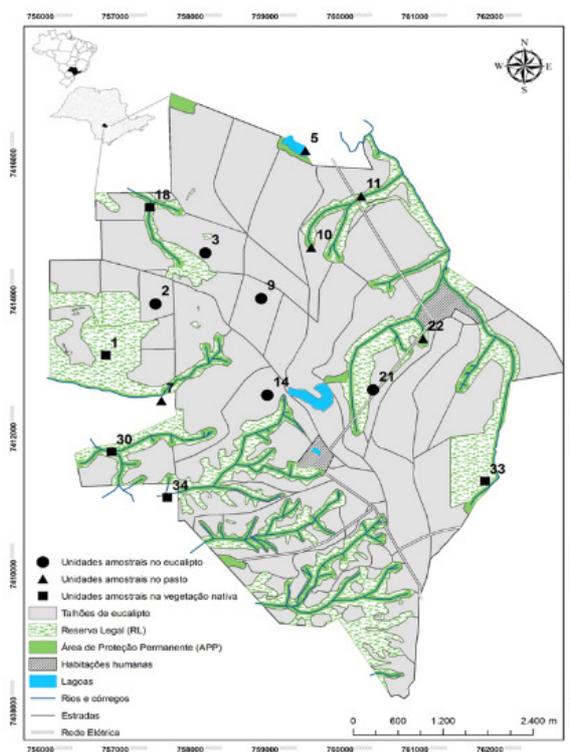


FIGURA 4. Unidades amostrais onde foram instaladas as câmeras.
Fonte: CAMPOS, 2016.

3.2.3. GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (in press) – Abordagem Trófica.

O estudo de dieta analisado teve foco principal em três espécies de canídeos, *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato); *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará) e *Lycalopex vetulus* (raposinha-do-campo), dessa forma fezes de outras espécies foram coletadas, mas não foram triadas e analisadas. Ao total foram definidas 30 UAs em forma de grade, com vértices distando 1 km uns dos outros (Figura 5).

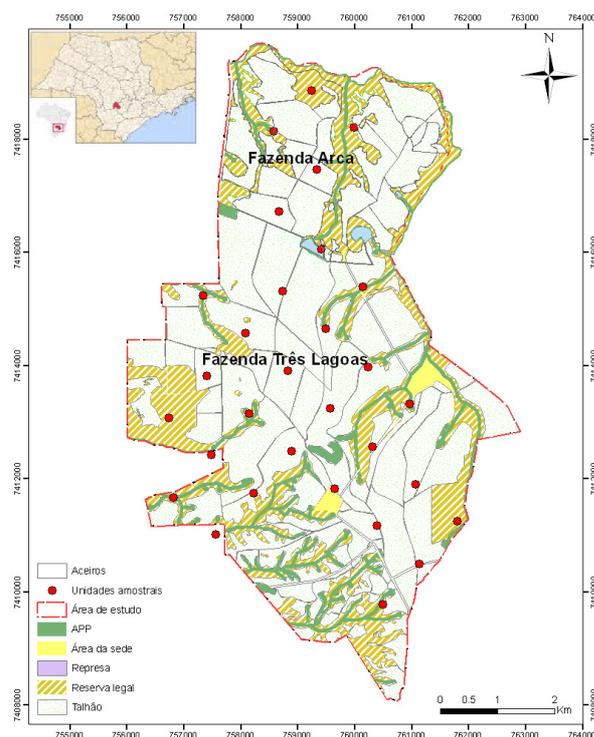


FIGURA 5. Unidades amostrais onde foram coletadas amostras de fezes.
Fonte: GHELER-COSTA, 2015.

As amostras de fezes foram coletadas mensalmente ao longo de trilhas, estradas e carreadores nas unidades amostrais destacadas em vermelho na Figura 5, durante todas as estações do ano, por um período de 18 meses, durante cinco dias. Cada amostra foi armazenada individualmente e identificada com uma ficha de coleta contendo dados como: tipo de substrato, coordenadas geográficas, rastros indicativos, condição estrutural, cobertura e uso local da terra. Todas as amostras foram fotografadas em campo e armazenadas sob-refrigeração. Ao total foram coletadas 355 fezes, destas: 207 de *C. thous*, 85 de *C. brachyurus* e 63 de *L. vetulus*.

Para triagem as amostras fecais foram lavadas em água corrente, utilizando duas peneiras de diferentes malhas (1,0mm e 0,05mm), colocadas uma sobre a outra. Posteriormente, as amostras foram secas em estufa a temperatura variando entre 40°C e 50°C durante aproximadamente 48 horas e depois triadas. Todas as amostras foram analisadas a olho nu e sob lupa estereoscópica, e os itens encontrados foram separados em diferentes categorias como penas, pelos, unhas, fragmentos de ossos, escamas, dentes, invertebrados, sementes e material vegetal. Posteriormente, cada item foi acondicionado em potes plásticos com os dados da amostra. Para cada amostra examinada foi elaborada uma ficha de identificação que inclui a relação e contagem de itens alimentares identificados. Os itens encontrados foram identificados com auxílio de material das coleções do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, do Museu de Zoologia da Universidade Sagrado Coração e da Universidade Estadual Paulista.

3.2.4. OLIVEIRA, 2009 – Coleta de Fezes com Motocicleta.

Para a obtenção das amostras, foi determinada uma trilha por meio de aceiros e carregadores na fazenda, de modo a cobrir a maior distância linear possível. Foram percorridos em cada campanha aproximadamente 60 km (Figura 6), totalizando ao final do estudo 720 km. Eventuais amostras avistadas fora do trajeto também foram coletadas e consideradas no estudo. A trilha foi percorrida mensalmente durante dois dias pelo período de um ano, sendo que a cada campanha foi realizada uma repetição da trilha, visando obter amostras mais frescas, para futuras análises moleculares. Os percursos foram realizados com motocicleta, à velocidade média de 15 km/h. Quando avistadas eram coletadas as seguintes informações: registro fotográfico, coordenada geográfica, coleta do material em sacos plásticos limpos e secos. Em laboratório, as amostras oriundas da área de estudo foram estocadas em freezer a -20 °C.

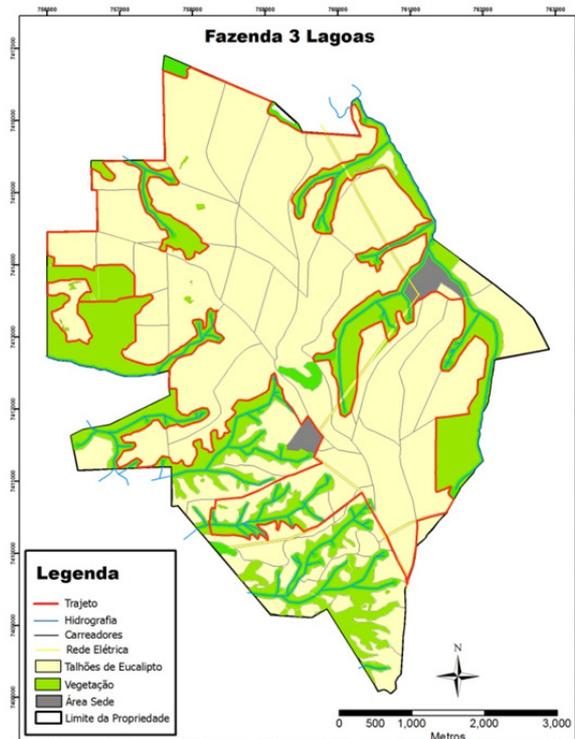


FIGURA 6. Percurso realizado em cada campanha para a coleta das amostras de fezes.
Fonte: OLIVEIRA, 2009.

3.3. Metodologia Analítica

Para as análises dos dados foram considerados a acurácia, eficácia, precisão, eficiência, e biocomplexidade *versus* biodiversidade. A teoria da complexidade, ou biocomplexidade, dentro da ecologia da comunidade aborda como a ligação das interações tróficas escala com a riqueza de espécies nas redes alimentares (BROSE et al., 2014). A biocomplexidade, por meio do estudo da dieta pode determinar a estrutura trófica local e inferir sobre possíveis variações intraespecíficas do nível de predador (VERDADE; LYRA-JORGE; PINÃ, 2014). É neste cenário que é realizada a comparação entre diversidade (i.e., riqueza de espécies) e biocomplexidade (i.e., interações tróficas). São apresentados na sequencia uma breve definição dos indicadores que utilizados para melhor compreensão. Ressalta-se que dentro dos conceitos aplicados os termos eficácia e eficiência são interpretados no contexto da administração (i.e., Eficiência: obtenção de resultado maior e melhor com menores custos). Eficácia: realização de forma correta todas as etapas de um plano, alcançando o objetivo desejado, no tempo mais curto (MOTTA, 1972; DUARTE, 2011; MINISTÉRIO DA FAZENDA, 2017), enquanto acurácia e precisão da estatística (i.e., Acurácia: Quão

próximo às medições de um medidor estão do valor verdadeiro. Precisão: Quão próximo às medições estão umas das outras), (DE BIÈVRE, 2009; MATHWORKS, 2017).

- **Acurácia:** Verificação da metodologia com maior percentual entre riqueza detectada e riqueza estimada.
- **Eficácia:** Verificação da metodologia que capta novas espécies mais rapidamente.
- **Precisão:** Verificação da metodologia com melhor ajuste dos seus dados ao modelo de regressão linear, que significa que há menor variação da detectabilidade de espécies em cada campanha.
- **Eficiência:** Verificação da metodologia de menor custo financeiro.
- **Biocomplexidade versus Diversidade:** Análise qualitativa.

Para isso as análises foram realizadas os seguintes procedimentos metodológicos:

a) Acurácia entre os métodos tradicionais (transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico) e abordagem trófica. Para todas as metodologias, nas três categorias (TD, PD e FD), foram elaboradas curvas do coletor utilizando o *software* EstimateS Win 9.0.0 (COLWELL, 2013) e para a determinação da riqueza específica estimada o índice de diversidade *Jackknife* de 1ª ordem (SOKAL; ROHLF, 1995). Gráficos foram gerados pelo *software* Microsoft Office Excel 2007. As comparações consideraram as porcentagens de detecção para TD, PD e FD em relação à riqueza estimada (*Jackknife* 1ª ordem).

b) Eficácia entre os métodos tradicionais (transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico) e abordagem trófica. Utilizando o *software* Minitab 17, foram feitas regressões lineares em todas as curvas do coletor (S) geradas, obtendo as equações de regressão e os valores de β para comparação entre as metodologias nas categorias de TD, PD e FD, os gráficos foram feitos no próprio *software*. Posteriormente foi realizada a comparação por meio do Teste *t-Student* dos coeficientes de inclinação (β) de curvas de incidência de espécies dos levantamentos tradicionais e abordagem trófica (ZAR, 2010). Para visualização do t crítico utilizou-se *Shiny Applets for Statistics Instruction – University at Albany* (<http://shiny.albany.edu/stat/tdist/>).

c) *Precisão entre os métodos tradicionais (transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico) e abordagem trófica.* Realizada regressão linear no software Minitab 17 para TD, PD e FD, coeficientes ajustados de determinação (R^2_{adj}) dos presentes modelos de regressão podem ser considerados como medida direta de sua precisão (ZAR, 1990; FREUND; WILSON, 1993; SOKAL; RHOLF, 1995). Também foi realizada análise de tendência dos modelos gerados de curva de incidência de espécie para obtenção dos valores de ajuste das estimativas estatísticas: erro percentual absoluto médio (MAPE, acrônimo em inglês), desvio absoluto médio (MAP, acrônimo em inglês) e desvio quadrado médio (MSD, acrônimo em inglês) da mesma forma para TD, PD e FD.

d) *Eficiência (i.e., custo) entre os métodos tradicionais (transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico) e abordagem trófica.* Foram considerados apenas os custos da equipe para realização dos estudos e padronização das comparações. Valores de deslocamento até as unidades amostrais, alimentação, hospedagem, entre outros, não estão inclusos. De acordo com o valor de recomendação de salário-base da Instrução CFBio N° 09/2010 (seis salários mínimos para seis horas diárias/mês) e valor diário do salário mínimo de R\$ 31,23 (BRASIL, 2015; BRASIL, 2016). O custo diário do profissional é R\$ 187,40 ($R\$31,23 \times 6 = R\$ 187,40$). Foram avaliados os valores totais por metodologia e valores por unidade taxonômica (TD, PD e FD). No segundo caso foi considerada a divisão do valor total para o número de unidades taxonômicas para cada uma das categorias.

A determinação do esforço/dia para gerar as estimativas de valores para cada uma das metodologias foi definida as seguintes dimensões das equipes de campo:

- **Armadilhamento fotográfico:** Embora dependendo do estudo e da distância das unidades amostrais seja necessário mais dias, para CAMPOS (2016) as 15 unidades amostrais eram próximas, sendo possível a instalação das câmeras em um único dia, a retirada da mesma forma também ocorre em um único dia. Para as análises foram considerados sete dias por campanhas (i.e., sete dias para análise dos resultados de 15 câmeras ativas 24h/dia, sete dias/campanha). Dessa forma, para cada campanha foi investido o esforço de nove dias, totalizando 108 dias para as 12 campanhas. Para armadilhamento fotográfico, por ser uma metodologia que necessita de equipamento

(i.e., câmeras *trap*), também se considerou o valor de 15 equipamentos modelo Bushnell Trophy Cam®, conforme utilizado no estudo de caso. Os valores de referência foram consultados no site de compras Mercado Livre (<http://lista.mercadolivre.com.br/camera-bushnell>), os valores dos equipamentos variam de R\$ 798,98 e chegam até R\$ 1.799,00, dependendo das funcionalidades extras. Foi utilizado como referência o equipamento modelo - Câmera Trilha Bushnell 14mp Trophy Cam Hd Aggressor No Glow, custo de R\$ 999,00.

▪ **Transecção de pegadas:** Para o levantamento dos dados obtidos foram realizadas quatro campanhas trimestrais, em cada uma foi percorrido 12 km de transecção, sendo 1 km/dia. Desta forma, o esforço total foi 48 km, refletidos em 48 dias. No entanto, por ficar maior período em campo, são necessárias duas pessoas. Para esta metodologia é preciso minimamente duas pessoas de campo e um veículo para cobrir extensas áreas (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003). Por isso, o total de dias contabilizado para essa metodologia será o dobro, e mais, três dias para análise e organização dos dados, totalizando 99 dias.

Abordagem trófica: Conforme explicitado anteriormente os dados de triagem e identificação de espécies foram obtidos por meio do estudo de dieta foram de GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (*in press*), no entanto, para realização da estimativa de custo de coleta de campo foi considerado o estudo de OLIVEIRA (2009). Sendo que esforço amostral de coletas de fezes utilizando motocicleta foi de dois dias por mês, o total de dias necessários para a realização das coletas é de 24 dias. Somado a este o esforço foi considerado o número de dias necessários para a realização da triagem de 355 fezes, totalizando 248 dias para triagem (i.e., procedimento de triagem de fezes dura em média sete dias, sendo possível a triagem de aproximadamente 10 fezes neste período, GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (*in press*)). O total dos dois esforços, ou seja, coleta e triagem/identificação foram necessários 272 dias de esforço investido para a coleta de campo e triagem do material coletado. Quanto à triagem, ressalta-se que o tamanho das amostras é muito variável, o que pode despende maior ou menor tempo de trabalho. Itens como sementes, por exemplo, demandam maior tempo e possuem um maior nível de dificuldade para a sua identificação. No entanto, como informado na metodologia, foram utilizados apenas os dados de mamíferos. O combustível da mesma forma que os outros estudos não foi contabilizado, ainda sim, em OLIVEIRA (2009) foram percorridos no total 720 km. Utilizando como referência ANP/Petrobrás, o valor

médio federal do litro da gasolina em maio de 2017 foi R\$ 3,26 (três reais e vinte e seis centavos), assim haveria um adicional de R\$ 2.610,72 (dois mil seiscentos e dez reais e setenta e dois centavos), (G1, 2017).

d) Biocomplexidade versus Biodiversidade: Análise qualitativa dos dados gerados pela diversidade (metodologias tradicionais) e biocomplexidade (metodologia de abordagem trófica). Os dados de interação trófica levantados pela identificação dos predadores e suas presas a partir da análise das fezes foram analisados de forma exploratória por meio de redes complexas (MILO et al., 2002). Nelas foram levadas em conta não apenas o padrão de diversidade biológica (i.e., constituição e riqueza específicas e abundância relativa), mas também as interações tróficas entre as espécies levantadas. Desta forma, além de padrões de diversidade (MAY et al., 2007; MAGURRAN; MCGILL, 2010), foi considerada quando possível a variação espaço-temporal dos níveis de complexidade do processo trófico das comunidades em questão (GELLMANN, 1994; WILBUR, 1997; MILO et al., 2002; BALÉE; ERICKSON, 2006).

e) Suficiência amostral métodos tradicionais (transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico) e abordagem trófica. Para uma avaliação exploratória de suficiência amostral, considerando apenas os três estudos de caso. Foi verificada a porcentagem de espécies detectadas (i.e., riqueza) pela porcentagem de campanhas realizadas para a verificação do tempo necessário para detecção do total de espécies identificada em cada estudo. Adicionalmente para a metodologia de abordagem trófica, foi realizada também a porcentagem de suficiência separadamente para as três espécies foco do estudo de caso (*Chrysocyon brachyurus*, *Cerdocyon thous* e *Lycalopex vetulus*).

4. RESULTADOS

4.1. Acurácia

O total de espécies identificadas considerando a somatória das três metodologias foi 47 (Tabela 3), apenas duas espécies, o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), foram registrados por todas as metodologias. A metodologia de transecção de pegadas possui o n= 7 de registros únicos (i.e., espécies que foram detectadas apenas por esta metodologia), a saber: boi (*Bos taurus*); cavalo (*Equus caballus*); cachorro doméstico (*Canis lupus familiaris*); gato doméstico (*Felis catus domesticus*); jaguatirica (*Leopardus pardalis*); e lontra (*Lontra longicaudis*); e anta (*Tapirus terrestris*). Armadilhamento fotográfico registrou apenas 3 espécies, veado (*Mazama sp.*); veado-mateiro (*M. americana*); veado-catingueiro (*M. gouazoubira*), e tais espécies foram as registradas unicamente por meio desta metodologia. As duas metodologias (i.e., transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico) são utilizadas, geralmente, complementarmente em muitos estudos (PRADO; ROCHA; GIUDICE, 2008; SANTOS; BUENO; CASELLA, 2013). Enquanto a metodologia de abordagem trófica registrou 13 espécies. Doze deles das ordens Didelphimorphia e Rodentia, espécies destas ordens são raramente registradas pelas metodologias de transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico, e o último registro único da metodologia de abordagem trófica foi da ordem Carnívora, com a espécie *Lycalopex vetulus*.

Quanto à diversidade de famílias (PD), a transecção de pegadas obteve maior número de registro e exclusivamente cinco famílias: Bovidae, Caviidae, Dasyproctidae, Equidae e Tapiridae. A metodologia de armadilhamento fotográfico apenas a família Suidae, e abordagem trófica as famílias Didelphidae e Sigmodontidae. Os grupos funcionais (FD) houve somente três registros únicos, detectados pela metodologia de transecção de pegadas, a saber, herbívoro pastador-frugívoro; onívoro; e piscívoro.

TABELA 3. Resultados das espécies registradas (ordem, família, nome científico e nome popular) para cada uma das metodologias e os seus respectivos grupos funcionais.

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular	*Grupo Funcional	TP	AF	F
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro	Fr/Hb		X	
		<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	Fr/Hb		X	
		<i>Mazama</i> sp.	Veado	Fr/Hb	X	X	
	Suidae	<i>Sus scrofa</i>	Javali	Fr/On		X	
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	Fr/Hb		X	X
	Bovidae	<i>Bos taurus</i>	Gado	Hb	X		
Carnivora	Canidae	<i>Canis lupus familiaris</i>	Cachorro-doméstico	On	X		
		<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	In/On	X	X	X
		<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	Ca/On	X	X	X
		<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposinha-do-campo	In/On			X
	Felidae	<i>Felis catus domesticus</i>	Gato-doméstico	On	X		
		<i>Leopardus guttulus</i>	Gato-do-mato-pequeno	Ca		X	
		<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	Ca	X		
		<i>Leopardus</i> sp.	Gato-do-mato	Ca	X	X	
		<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	Ca	X	X	
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Irara	Fr/On	X	X	
		<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	Ps	X		
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati	Fr/On		X	
		<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	Fr/On	X		X
	Cingulata	Dasypodidae	<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-de-rabo-mole	Myr		X
<i>Dasybus novemcinctus</i>			Tatu-galinha	In/On	X	X	
<i>Dasybus septemcinctus</i>			Tatuí	In/On	X		
<i>Dasybus</i> sp.			Tatu	In/On	X		X
<i>Euphractus sexcinctus</i>			Tatu-peba	In/On	X		X
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Cryptonanus agricolai</i>	Catita	In/On			X

		<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá	Fr/On		X
		<i>Didelphis aurita</i>	Gambá	Fr/On		X
		<i>Gracilinanus microtarsus</i>	Cuíca	In/On		X
		<i>Monodelphis spp.</i>	Catita	In/On		X
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i>	Lebre-européia	Hb	X	X
		<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	Hb	X	X
Perissodactyla	Equidae	<i>Equus caballus</i>	Cavalo	Hb	X	
	Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	Hb/Fr	X	
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	Myr	X	X
		<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	Myr		X
Rodentia	Caviidae	<i>Cavia aperea</i>	Preá	Hb	X	
		<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	Hb	X	
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	Fr/Hb	X	X
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azaral</i>	Cutia	Fr/Gr	X	
	Erethizontidae	<i>Coendou sp.</i>	Ouriço	Fr/Fo		X
		<i>Sphiggurus sp.</i>	Ouriço	Fr/On		X
	Sigmodontidae	<i>Akodon montensis</i>	Rato-do-chão	In/On		X
		<i>Calomys tener</i>	Rato-do-chão	Fr/Gr		X
		<i>Cerradomys subflavus</i>	Rato-do-mato	Fr/Gr		X
		<i>Necromys lasiurus</i>	Rato-do-mato	Fr/On		X
		<i>Oligoryzomys nigripes</i>	Rato-do-mato	Fr/Gr		X
		<i>Oligoryzomys spp.</i>	Rato-do-mato	Fr/Gr		X

Metodologias - TP = Transecção de pegadas; AF = Armadilhamento fotográfico; AT = Abordagem trófica.

Grupos funcionais – Ca = Carnívoro; Fr = Frugívoro; Fo = Folívoro; Gr = Granívoro; Hb = Herbívoro pastador; In = Insetívoro; Myr = Mirmecófago; On = Onívoro; Ps = Piscívoro.

*Referências para definição dos grupos funcionais: espécies nativas PAGLIA (2012), cachorro e gato domésticos CAMPOS; VERDADE (2007), boi e cavalo JAZEN (1984) e espécies exóticas DOTTA; VERDADE (2007).

Os diferentes estudos de caso, referente às três metodologias avaliadas (i.e., transecção de pegadas, armadilhamento fotográfico e abordagem trófica) tiveram locais e esforços distintos conforme apresentado, por essa razão a relação analisada não entre os estudos, mas dos resultados das relações entre riqueza detectada (S) e riqueza estimada (*Jackknife* 1ª ordem), por meio do *software* EstimateS, verificando qual estudo possui maior aproximação entre riqueza detectada e estimada.

As curvas geradas com os resultados de TD, Figura 7, apresentam maior tendência à estabilização para a metodologia de abordagem trófica (Figura 7c). Além de, não existir diferença entre riqueza detectada (S) e estimada (*Jackknife* 1ª ordem), o valor do intervalo de confiança é menor que 0,01. Os dados das metodologias de transecção de pegadas (Figura 7a) e armadilhamento fotográfico (Figura 7b) apresentaram maior diferença entre riqueza detectada e estimada, e maior intervalo de confiança.

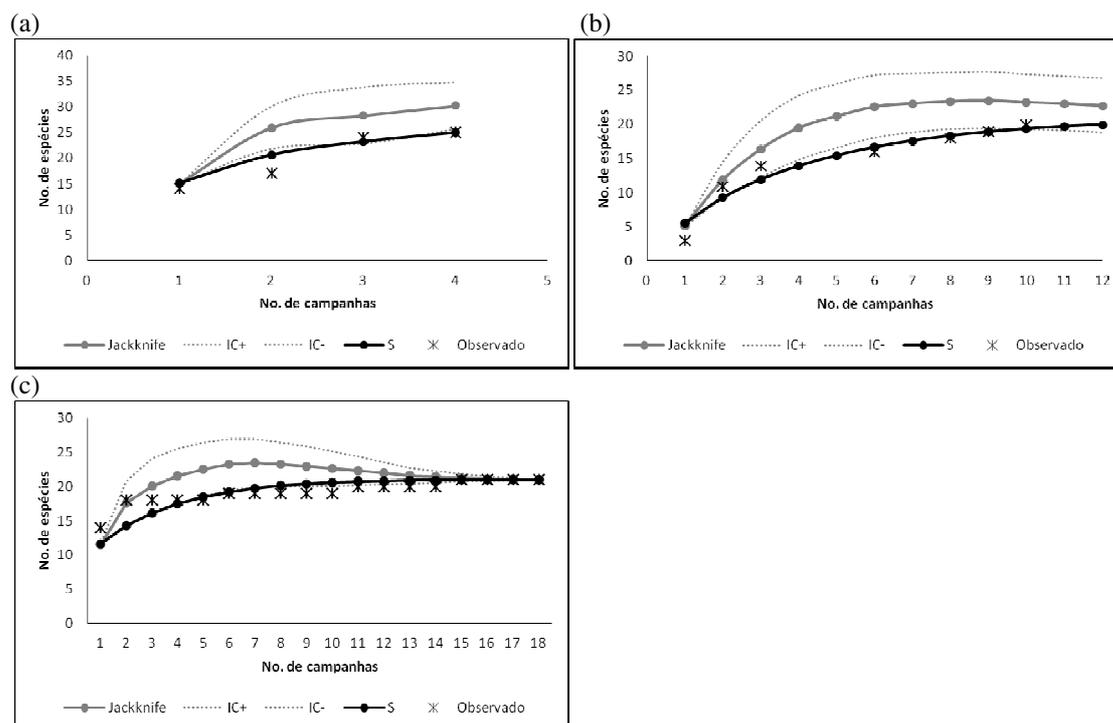


FIGURA 7. Curva de acumulação (S) e *Jackknife* 1ª com os respectivos intervalos de confiança (IC) para TD: a) Transecção de pegadas: $S = 25$, *Jackknife* = 30,25 ($IC \pm 4,5$); (b) Armadilhamento fotográfico: $S = 20$, *Jackknife* = 22,75 ($IC \pm 3,94$); e (c) Transecção para coleta de fezes: $S = 21$, *Jackknife* = 21 ($IC \pm 0,001$).

Os dados obtidos para PD apresentaram valores menores (Figura 8), como esperado, visto que nestes dados estão consideradas apenas as famílias. Os resultados também apresentaram a metodologia de abordagem trófica como a mais acurada (Figura

8c). Enquanto as metodologias de transecção de pegadas (Figura 8a) e armadilhamento fotográfico (Figura 8b) obtiveram um pior desempenho.

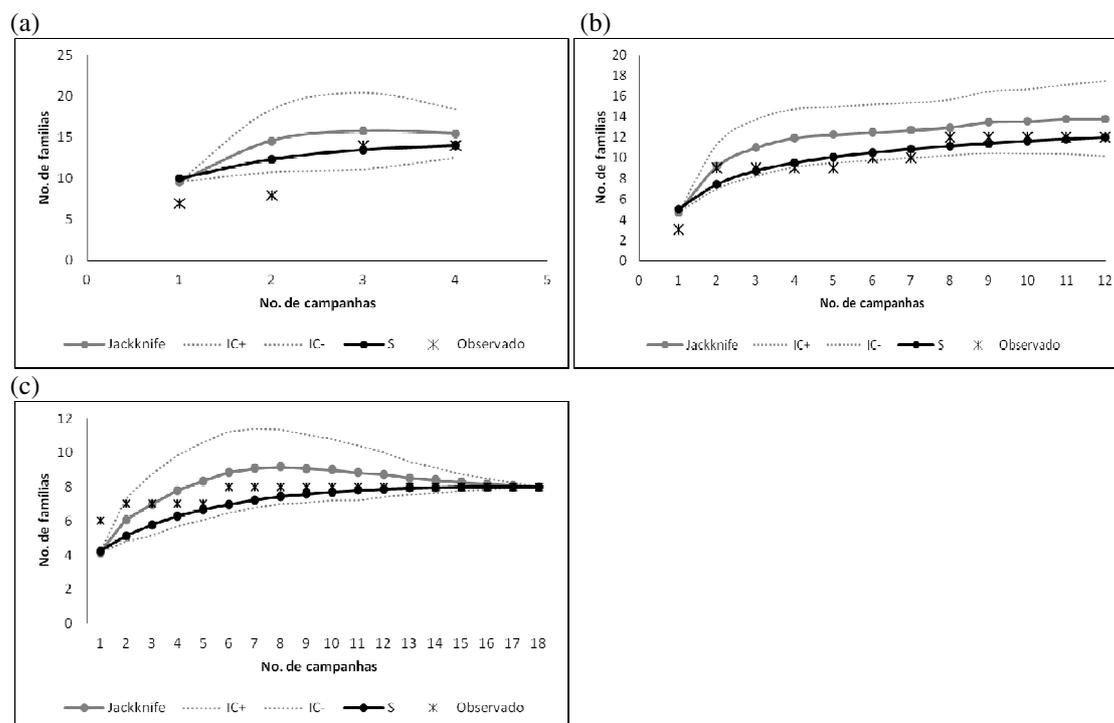


FIGURA 8. Curva de acumulação (S) e *Jackknife* 1ª com os respectivos intervalos de confiança (IC) para PD: a) Transecção de pegadas: $S = 14$, *Jackknife* = 15,50 (IC \pm 3); b) Armadilhamento fotográfico: $S = 12$, *Jackknife* = 13,83 (IC \pm 3,66); e c) Transecção para coleta de fezes: $S = 8$, *Jackknife* = 8 (IC \pm 0,001).

Os resultados para FD (Figura 9) possuem a mesma tendência dos apresentados anteriormente, a metodologia de abordagem trófica (Figura 9c) com curvas próximas a estabilização. Enquanto transecção de pegadas (Figura 9a) e armadilhamento fotográfico (Figura 9b) possuem valores mais próximos da riqueza estimada e detectada.

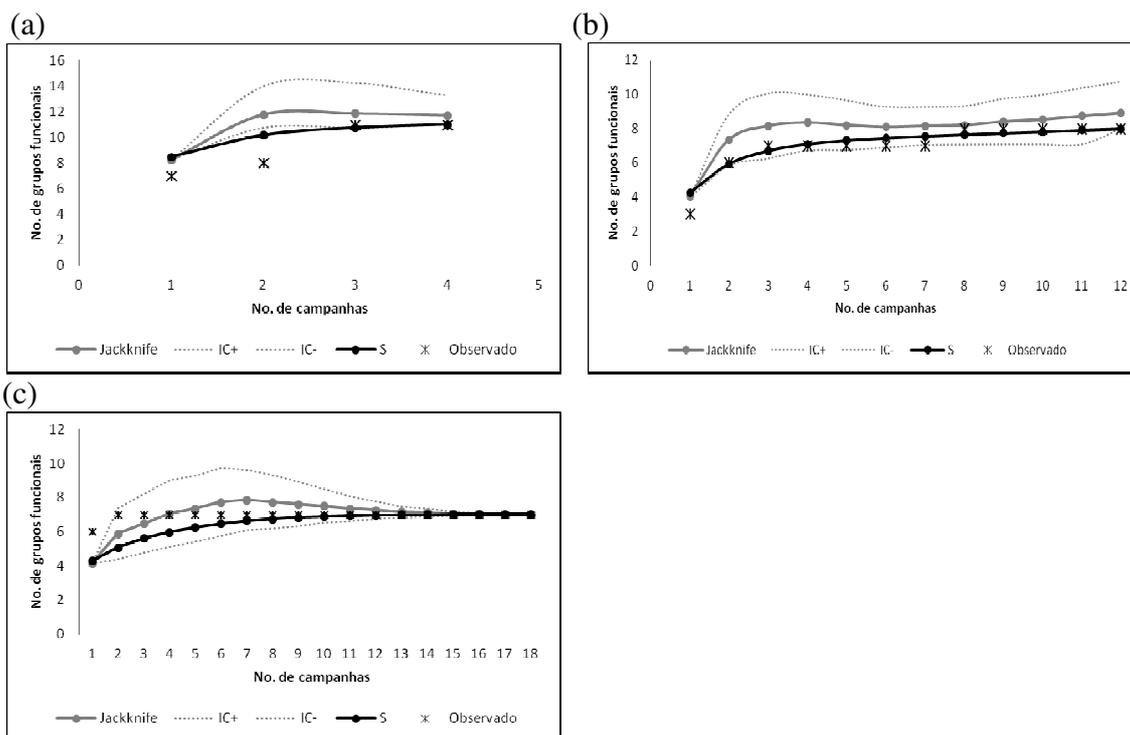


FIGURA 9. Curva de acumulação (S) e *Jackknife* 1ª com os respectivos intervalos de confiança (IC) para FD: a) Transeção de pegadas: S = 11, *Jackknife* = 11,75 (IC±1,5); (b) Armadilhamento fotográfico: S = 8, *Jackknife* = 8,92 (IC±1,84); e (c) Abordagem trófica: S = 7, *Jackknife* = 7 (IC±0,001).

A acurácia foi maior que 82% para todas as metodologias e para as três diversidades avaliadas (TD, PD e FD), (Tabela 4). Os resultados mais significativos são para a metodologia de abordagem trófica, obtendo valor igual entre riqueza estimada e riqueza detectada. Os valores de PD e FD foram melhores para transecção de pegadas ($\geq 90\%$), ao mesmo tempo em que armadilhamento fotográfico apresentou melhor desempenho em TD. A metodologia mais acurada, ou seja, a maior aproximação entre riqueza detectada e riqueza estimada foi a metodologia de abordagem trófica.

TABELA 4. Resultados da acurácia para cada uma das metodologias.

Metodologia	TD	r_{det}	r_{est}	$(r_{det}/r_{est})\%$	PD	r_{det}	r_{est}	$(r_{det}/r_{est})\%$	FD	r_{det}	r_{est}	$(r_{det}/r_{est})\%$
TP		25	30,25	82,6		14	15,50	90,3		11	11,75	93,6
AF		20	22,75	87,9		12	13,83	86,7		8	8,92	89,6
AT		21	21	100		8	8	100		7	7	100

TP = Transeção de Pegadas; AF = Armadilhamento Fotográfico; AT = Abordagem Trófica.

r_{det} = Riqueza detectada (S); r_{est} = Riqueza estimada (*Jackknife* 1ª).

4.2. Eficácia

Quanto maior a inclinação da reta significa que mais rapidamente a metodologia detecta novas espécies, famílias ou grupos funcionais. Na análise da inclinação (β), a curva do coletor criada para as categorias TD, PD e FD, a metodologia de transecção de pegadas obteve destaque frente às outras metodologias, logo, a mais eficaz. O maior valor de inclinação é de TD ($\beta = 3,183$), (Tabela 5). As menores inclinações representam a metodologia de abordagem trófica em todas as categorias. Houve uma tendência decrescente dos resultados considerando TD, PD e FD para todas as metodologias.

TABELA 5. Coeficientes β encontrados para cada uma das metodologias.

	β TD	β PD	β FD
TP	3,1830	1,3170	0,8080
AF	1,1854	0,5252	0,2493
AT	0,0220	0,0100	0,0062

TP = Transecção de Pegadas; AF = Armadilhamento Fotográfico; e AT = Abordagem Trófica.
TD = Diversidade Taxonômica; PD = Diversidade Filogenética; e FD = Diversidade Funcional.

Foram realizadas as comparações das inclinações (β) utilizando o Teste *t-Student*, para a verificação da hipótese nula (H_0) que não há variação entre a eficácia das metodologias tradicionais e da metodologia que utiliza a abordagem trófica para as três categorias (TD, PD e FD). As comparações para TD e PD rejeitaram H_0 , sugerindo que há diferença na eficácia entre as metodologias tradicionais e abordagem trófica (Tabela 6). Para as comparações com FD a H_0 foi aceita, sugerindo que não há diferença entre a eficácia das metodologias tradicionais e abordagem trófica.

O valor de t crítico para as comparações de transecção de pegadas e abordagem trófica é 2,10092, $v = 18$, e para as comparações de armadilhamento fotográfico e abordagem trófica o valor de t crítico é igual a 2,05553, $v = 26$, considerando para ambos 0,05 de grau de significância, (Tabela 6).

TABELA 6. Comparações para verificação se não há variação da eficácia entre as metodologias tradicionais e abordagem trófica.

	Comparações	Resultado	Ho
TD	TP x AT	$t = 2,18292; t \geq t_{\alpha(2), v}; \alpha = 0,05; v = 18$	Rejeita
	AF x AT	$t = 3,82726; t \geq t_{\alpha(2), v}; \alpha = 0,05; v = 26$	Rejeita
PD	TP x AT	$t = 2,23546; t \geq t_{\alpha(2), v}; \alpha = 0,05; v = 18$	Rejeita
	AF x AT	$t = 3,71569; t \geq t_{\alpha(2), v}; \alpha = 0,05; v = 26$	Rejeita
FD	TP x AT	$t = 1,43827; t \leq t_{\alpha(2), v}; \alpha = 0,05; v = 18$	Aceita
	AF x AT	$t = 1,92860; t \leq t_{\alpha(2), v}; \alpha = 0,05; v = 26$	Aceita

TP = Transecção de pegadas; AF = Armadilhamento fotográfico; e AT = Abordagem trófica.
 TD = Diversidade taxonômica; PD = Diversidade Filogenética; e FD = Diversidade Funcional.
 t Crítico de TP x AT = $t_{0,05(2), 18} = 2,10092$. t Crítico de AF x AT = $t_{0,05(2), 26} = 2,05553$.
 v = graus de liberdade. α = grau de significância.

4.3. Precisão

Para todas as metodologias, considerando as três categorias (TD, PD e FD), foram criadas linhas de tendência a partir das curvas do coletor (S). Possibilitando a observação da dispersão dos dados em relação à regressão linear (i.e., precisão), Figuras 10, 11, 12, respectivamente TD, PD e FD. Apenas o resultado da metodologia de transecção de pegadas para FD a regressão não foi significativa com $p = 0,073$ (Figura 12a), o restante obteve valores de $p \leq 0,04$. Todas as categorias para abordagem trófica (Figuras 10c, 11c e 12c) e armadilhamento fotográfico (Figuras 10b, 11b e 12b) obtiveram alta significância na regressão linear, valores $p \geq 0,001$.

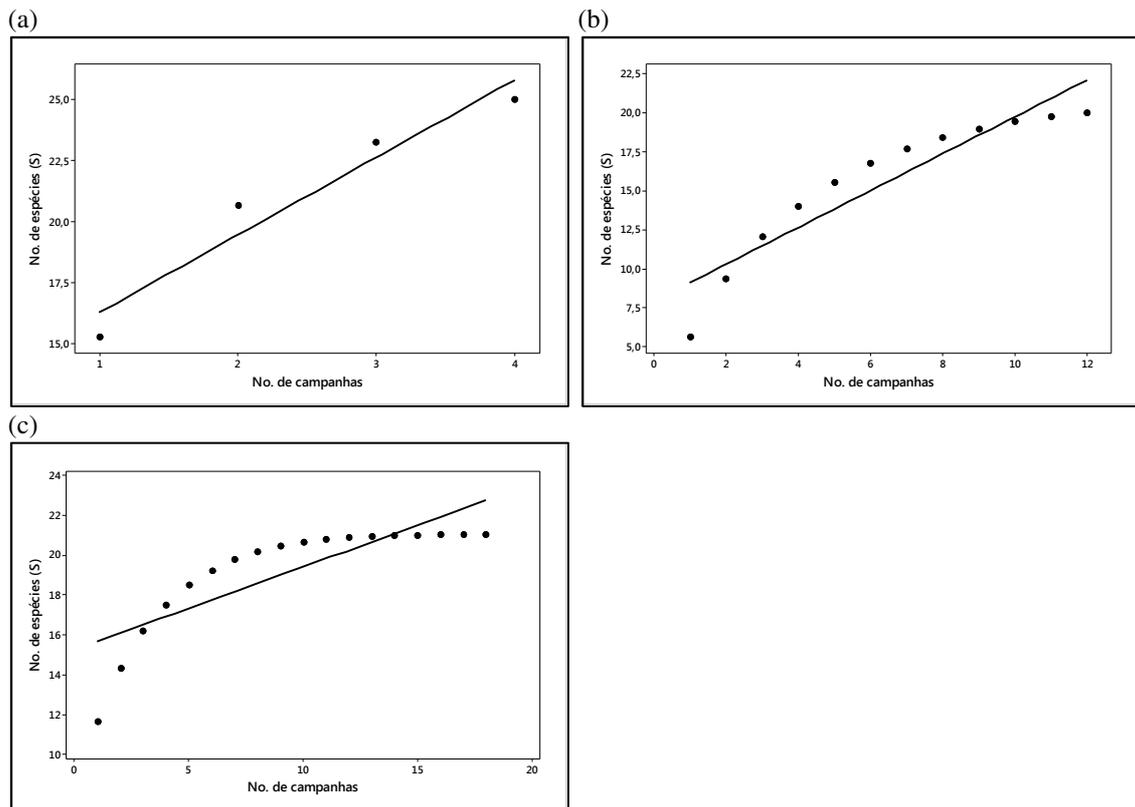


FIGURA 10. Regressão linear nos dados curva de acumulação (S) para TD: a) Transeção de pegadas: $Y = 13,08 + 3,1830x$, $df = 3$, $p = 0,033$; b) Armadilhamento fotográfico: $Y = 7,897 + 1,1854x$, $df = 11$, $p = 0,0001$; e c) Abordagem trófica: $Y = 15,23 + 0,4172x$, $df = 17$, $p = 0,0001$.

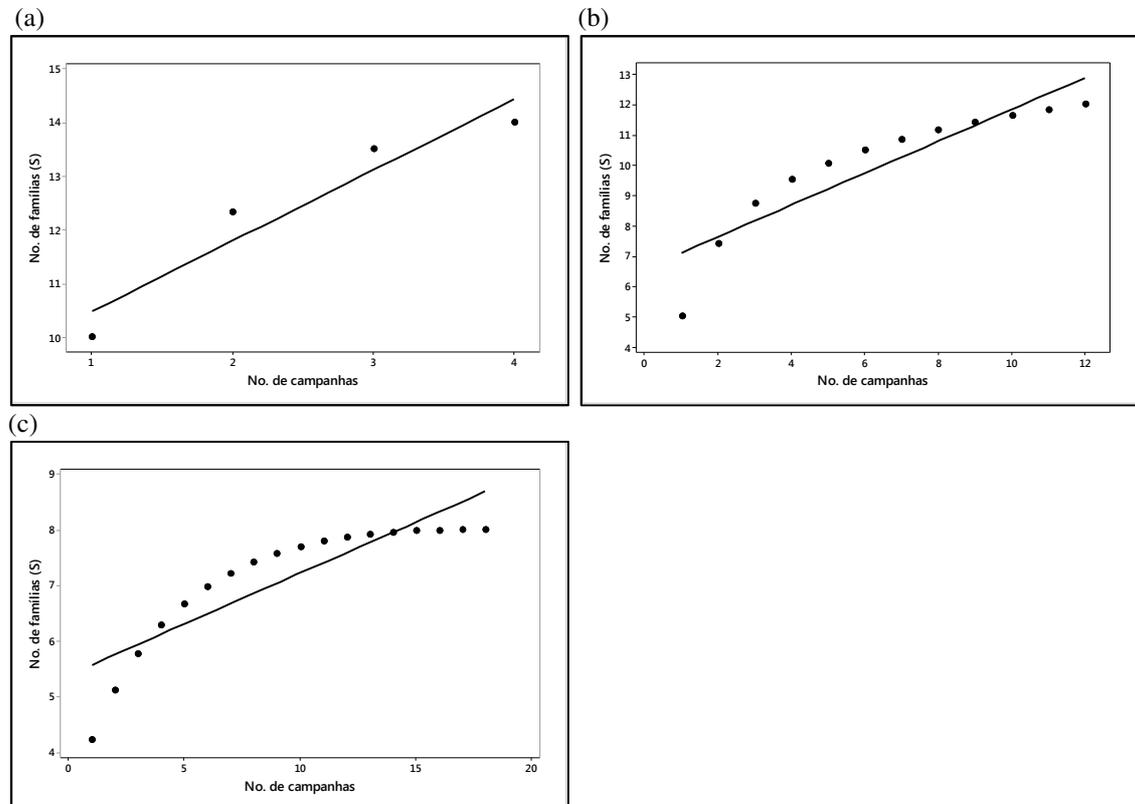


FIGURA 11. Regressão linear nos dados curva de acumulação (S) para PD: a) Transeção de pegadas: $Y = 9,165 + 1,3170x$, $df = 3$, $p = 0,046$; b) Armadilhamento fotográfico: $Y = 6,594 + 0,5252x$, $df = 11$, $p = 0,0001$; e c) Abordagem trófica: $Y = 5,392 + 0,1836x$, $df = 17$, $p = 0,0001$.

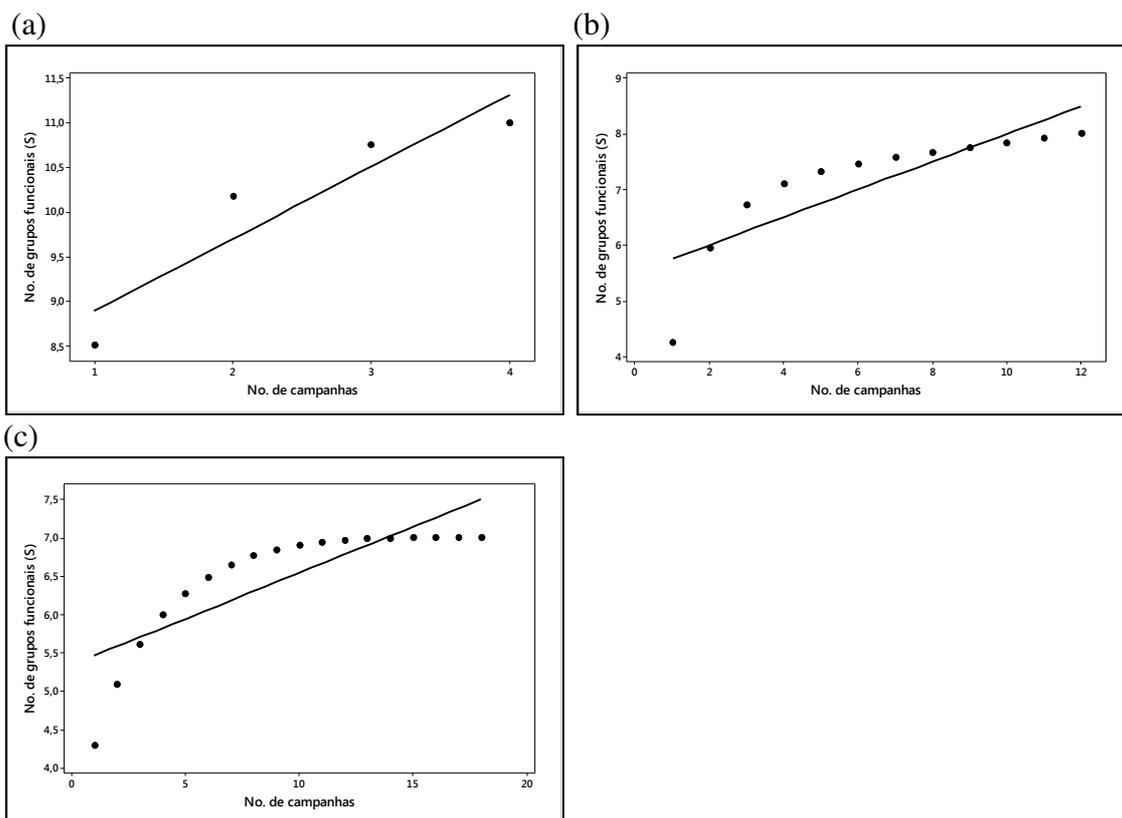


FIGURA 12. Regressão linear nos dados curva de acumulação (S) para FD: a) Transecção de pegadas: $Y = 8,085 + 0,8080x$, $df = 3$, $p = 0,073$; b) Armadilhamento fotográfico: $Y = 5,506 + 0,2493x$, $df = 11$, $p = 0,001$; e c) Abordagem trófica: $Y = 5,343 + 0,1202x$, $df = 17$, $p = 0,0001$.

O coeficiente de determinação R quadrado ajustado (R^2_{adj}) apresentada os dados da precisão dos dados obtidos (Tabela 7). Quanto menor a distância entre os dados de riqueza e a linha de regressão criada, mais ajustados estão os valores e conseqüentemente mais precisos. A metodologia que apresentou melhor essa relação foi transecção de pegadas para todas as categorias, com maior destaque para TD ($n = 90\%$), dessa forma sendo a mais precisa neste item. A metodologia de abordagem trófica obteve os menores valores para TD, PD e FD, havendo assim uma maior variância do erro, devido ao maior afastamento dos dados em relação à linha de regressão ajustada.

TABELA 7. Coeficientes determinação R^2_{adj} encontrados em cada uma das metodologias.

Metodologia	TD R^2_{adj}	PD R^2_{adj}	FD R^2_{adj}
	90,1%	86,6%	78,9%
	85,6%	80,7%	66,6%
	66,3%	75,4%	66,0%

TP = Transecção de Pegadas; AF = Armadilhamento Fotográfico; e AT = Abordagem Trófica.
TD = Diversidade Taxonômica; PD = Diversidade Filogenética; e FD = Diversidade Funcional.

Em adição a análise dos coeficientes de determinação para identificação da metodologia mais precisa, também foram verificados o erro percentual absoluto médio (MAPE) que expressa precisão como porcentagem de erro, desvio absoluto médio (MAD) que expressa precisão nas mesmas unidades dos dados, ajudando a conceituar a magnitude do erro, e desvio quadrado médio (MSD) para exatidão dos valores ajustados. Os menores valores sugerem um melhor ajuste. Diferente dos resultados dos coeficientes de terminação não houve uma metodologia prevalecendo em todas as categorias.

A metodologia de abordagem trófica apresentou os menores valores de MAPE, MAD e MSD nas categorias de TD e FD, sendo a mais precisa para estes dois quesitos. A metodologia de transecção de pegadas foi a mais precisa para a categoria PD. Enquanto que a metodologia de armadilhamento fotográfico apresentou resultados medianos nas três avaliações. A Tabela 8 apresenta os valores de MAPE, MAP e MSD e respectivas equações, com texto destacado em vermelho para os valores de maior precisão (i.e, melhor ajuste igual a menores valores) para cada uma das categorias.

TABELA 8. Comparação dos ajustes da tendência linear, MAPE, MAP e MSD.

Metodologia	MAPE	MAP	MSD	Equação	
TD	TP	3,28794	0,50141	1,00565	$Y_t = (10^2) / (3,61555 + 3,88660 \times (0,560814^t))$
	AF	3,56064	0,37920	0,25358	$Y_t = (10^2) / (4,99042 + 17,4033 \times (0,619940^t))$
	AT	1,51415	0,2052	0,14291	$Y_t = (10^2) / (4,75518 + 5,25038 \times (0,668436^t))$
PD	TP	0,05552	0,00555	0,00012	$Y_t = (10^2) / (6,98319 + 7,95658 \times (0,376374^t))$
	AF	3,5529	0,25869	0,12449	$Y_t = (10^2) / (8,32189 + 13,8597 \times (0,665605^t))$
	AT	0,683614	0,03530	0,006767	$Y_t = (10^2) / (12,4349 + 14,0217 \times (0,721939^t))$
FD	TP	1,34498	0,11432	0,05228	$Y_t = (10^2) / (8,95084 + 5,55380 \times (0,398511^t))$
	AF	2,89547	0,17152	0,05750	$Y_t = (10^2) / (12,5816 + 13,2472 \times (0,630387^t))$
	AT	0,42335	0,02217	0,00161	$Y_t = (10^2) / (14,2590 + 12,5462 \times (0,672693^t))$

MAPE = Erro percentual absoluto médio; MAP = Desvio absoluto médio; e MSD = Desvio quadrado médio.

TD = Diversidade Taxonômica; PD = Diversidade Filogenética; e FD = Diversidade Funcional.

TP = Transecção de Pegadas; AF = Armadilhamento Fotográfico; e AT = Abordagem Trófica.

4.4. Eficiência

Para a estimativa de custo, não foi contemplado outros valores que estão envolvidos na execução destas metodologias, por exemplo, deslocamento, alimentação, hospedagem dos profissionais, estrutura de escritório e/ou laboratório. Também não foram considerados o lucro e os impostos. A proposta é fazer uma avaliação dos custos

despendidos em equipe (hora/homem) e nos equipamentos e materiais necessários para a coleta de dados, este último apenas para a metodologia de armadilhamento fotográfico. A estimativa do custo financeiro investido em cada uma das metodologias, considerando o dimensionamento supracitado, apresentou o menor valor para a metodologia de transecção de pegadas (R\$ 18.552,26) e o maior valor para a metodologia de abordagem trófica (R\$ 50.972,80) (Tabela 9). No entanto, ressalta-se que, geralmente, em estudos ligados ao licenciamento ambiental as metodologias de transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico são complementares e executadas em conjunto. Considerando essa premissa, as metodologias tradicionais têm um custo estimado de R\$ 53.791,46, representando maior valor em comparação a abordagem trófica de custo estimado de R\$ 50.972,80.

TABELA 9. Custos para os recursos técnicos e humanos envolvidos na realização dos três estudos.

Recursos	Transecção de pegadas		Armadilhamento fotográfico		Abordagem trófica	
	Descrição	Valor (R\$)	Descrição	Valor (R\$)	Descrição	Valor (R\$)
Técnicos ¹	-	-	15 câmeras	15.000,00		
Humanos ²	99 dias	18.552,26	108 dias	20.239,20	272 dias	50.972,80
Total		18.552,26		35.239,20		50.972,80

¹ Foram considerados apenas os custos diretos para realização dos estudos, valores de deslocamento até as unidades amostrais, alimentação, hospedagem, entre outros, não estão incluídos.

² Considerado o valor de recomendação de salário-base da Instrução CFBio N° 09/2010 (seis salários mínimos para seis horas diárias/mês) e valor diário do salário mínimo de R\$ 31,23 (Decreto N° 13.152/2015). O custo diário do profissional é R\$ 187,40 (R\$31,23 x 6 = R\$ 187,40).

Para uma avaliação de custo estimado por unidade taxonômica detectada, os maiores custos para TD, PD e FD referem-se à metodologia de abordagem trófica, aumentando consecutivamente (espécie < família < grupo funcional). Sendo o maior valor para TD de R\$ 2.427,28 e menor valor de R\$ 742,09 por espécie. Os menores custos para todas as categorias foram para a metodologia de transecção de pegadas, aumentando consecutivamente da mesma forma como apresentado anteriormente (Figura 13).

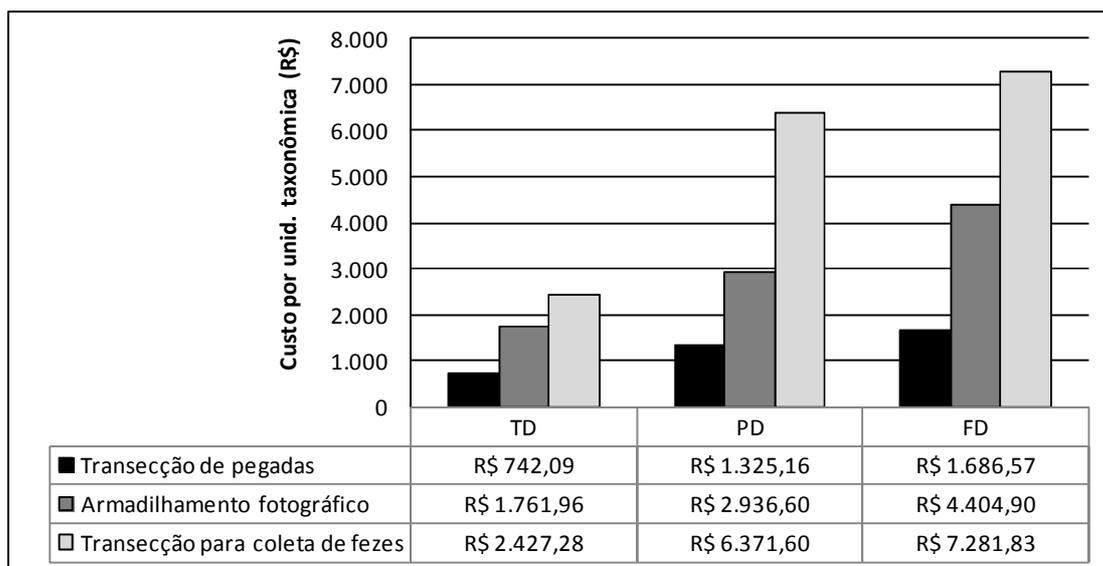


FIGURA 13. Custo por unidade taxonômica detectada (TD, PD e FD) para cada uma das metodologias.

De acordo com o estimador de riqueza *Jackknife* 1ª ordem sugere-se um incremento de espécies para as metodologias tradicionais. Utilizando como referência o valor obtido por unidade taxonômica para chegar ao limiar sugerido pelo estimador de riqueza os custos totais para as duas metodologias aumentam, para transecção de pegadas 21% e para armadilhamento fotográfico 14% em TD. Enquanto para PD o aumento foi de 11% e 15%, e FD 7% e 12%, respectivamente para transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico (Figura 14). Como informado anteriormente às metodologias tradicionais são complementares e geralmente executadas em conjunto, neste caso, o valor total é R\$ 62.532,82 e para a metodologia que utiliza da abordagem trófica se mantêm em R\$ 50.972,80, pois conforme o estimador de riqueza *Jackknife* não há mais incremento de espécies.

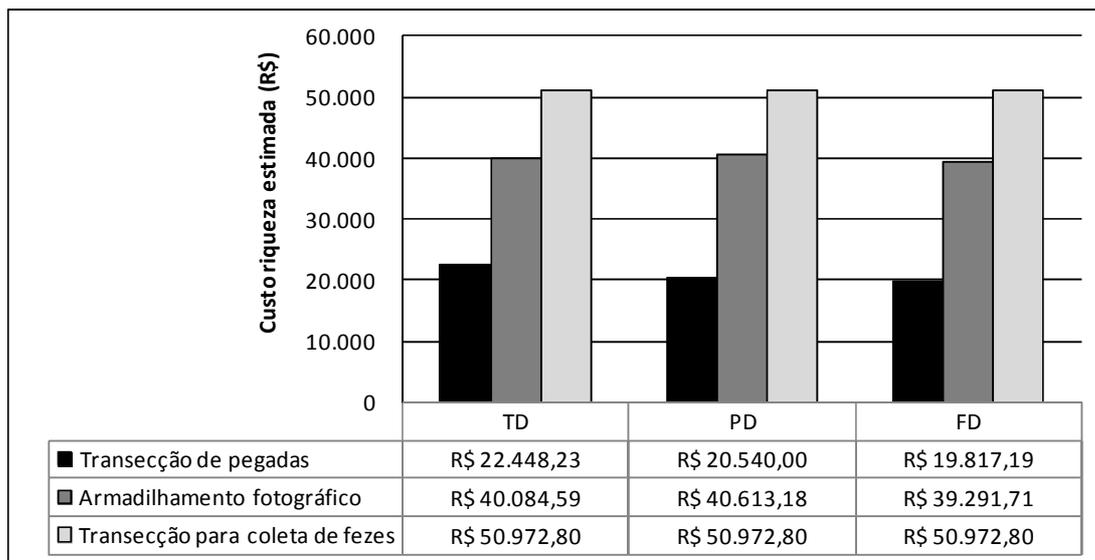


FIGURA 14. Custo total para levantamento por unidade taxonômica de acordo com valores da riqueza estimada para cada uma das metodologias.

Avaliando as metodologias separadamente a transecção de pegadas possui os menores valores em todas as análises para o quesito eficiência. Contudo, considerando que as metodologias tradicionais são realizadas de forma conjunta, sugere-se que a metodologia de abordagem trófica seria a mais eficiente, considerando os critérios aqui avaliados.

4.5. Biodiversidade *versus* Biocomplexidade

Estudos envolvendo biodiversidade tem como resultado padrões de diversidade, apresentando a estrutura momentânea de uma parte da comunidade, não expressando as relações biológicas causais. Os estudos de levantamento executados com as metodologias usualmente utilizadas apresentam uma “fotografia” de um determinado momento, esta possivelmente tem influência pela metodologia utilizada, variações climáticas, e outros fatores que podem estar ocorrendo de forma pontual. Estudos de biocomplexidade apresentam a complexidade dos processos, mostram o processo trófico momentâneo, expressando as relações ecológicas e evolutivas, além de sua variação temporal causar variação nos padrões de distribuição e abundância (VERDADE; LYRA-JORGE; PINÃ, 2014).

Os resultados gerados pelas metodologias tradicionais (transecção de pegadas (Figura 15) e armadilhamento fotográfico (Figura 16)), onde é possível visualizar uma tendência semelhante nas duas metodologias com espécies de maior detecção com

maior número de encontros e espécies de menor detecção sendo mais raras. Algumas espécies possuem maior número de encontros em ambas as metodologias, indicando maior detecção, são estas: *Chrysocyon brachyurus* – lobo-guará, *Dasybus novemcinctus* – tatu-galinha, *Mazama* sp. – veado, *Myrmecophaga tridactyla* – tamanduá-bandeira e *Puma concolor* – onça-parda. O mesmo ocorre com espécies que obtiveram menor número de registros para: *Cuniculus paca* – paca, *Eira barbara* – irara e *Leopardus* sp.-gato-do-mato.

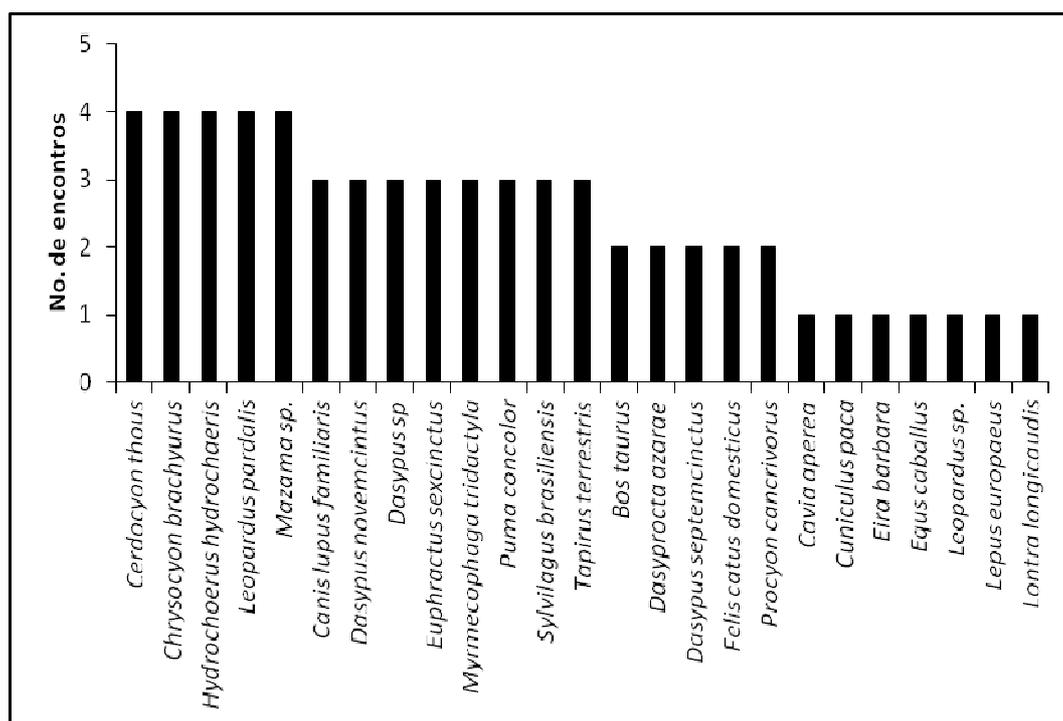


FIGURA 15. Resultado de diversidade gerada por meio da metodologia de transecção de pegadas.

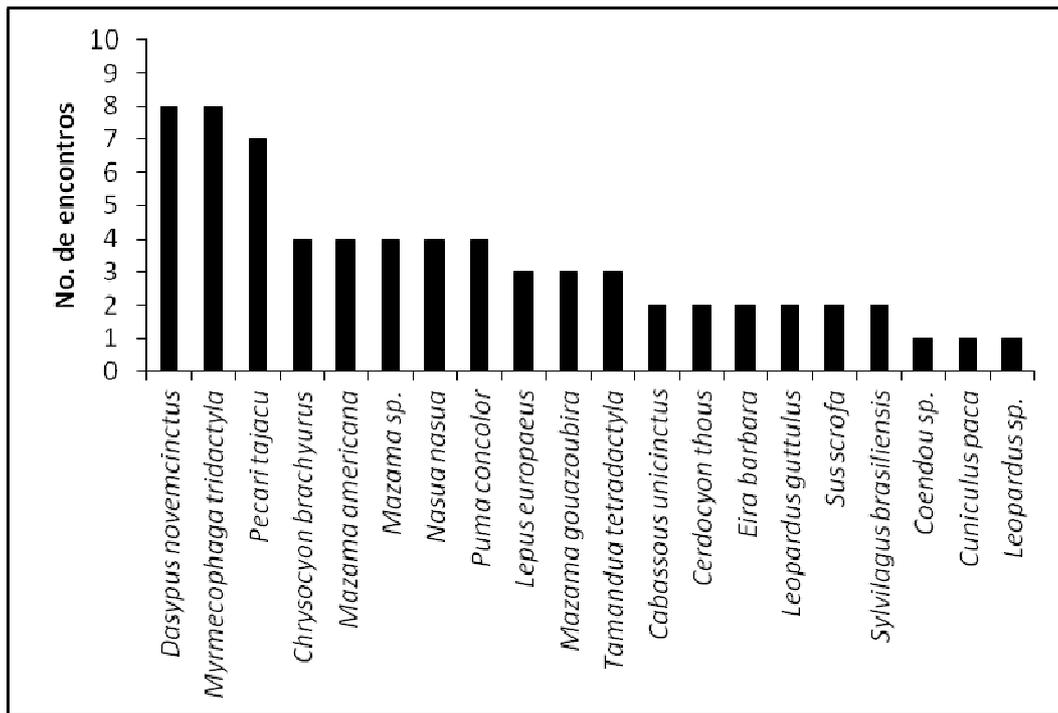


FIGURA 16. Resultado de diversidade gerada por meio da metodologia de transecção de pegadas.

As metodologias que adotam a abordagem trófica permitem a verificação da rede de interações entre presa e predador (Figuras 17 e 18). Além de, permitir a visualização do número de interações que ocorrem em maior ou menor frequência.

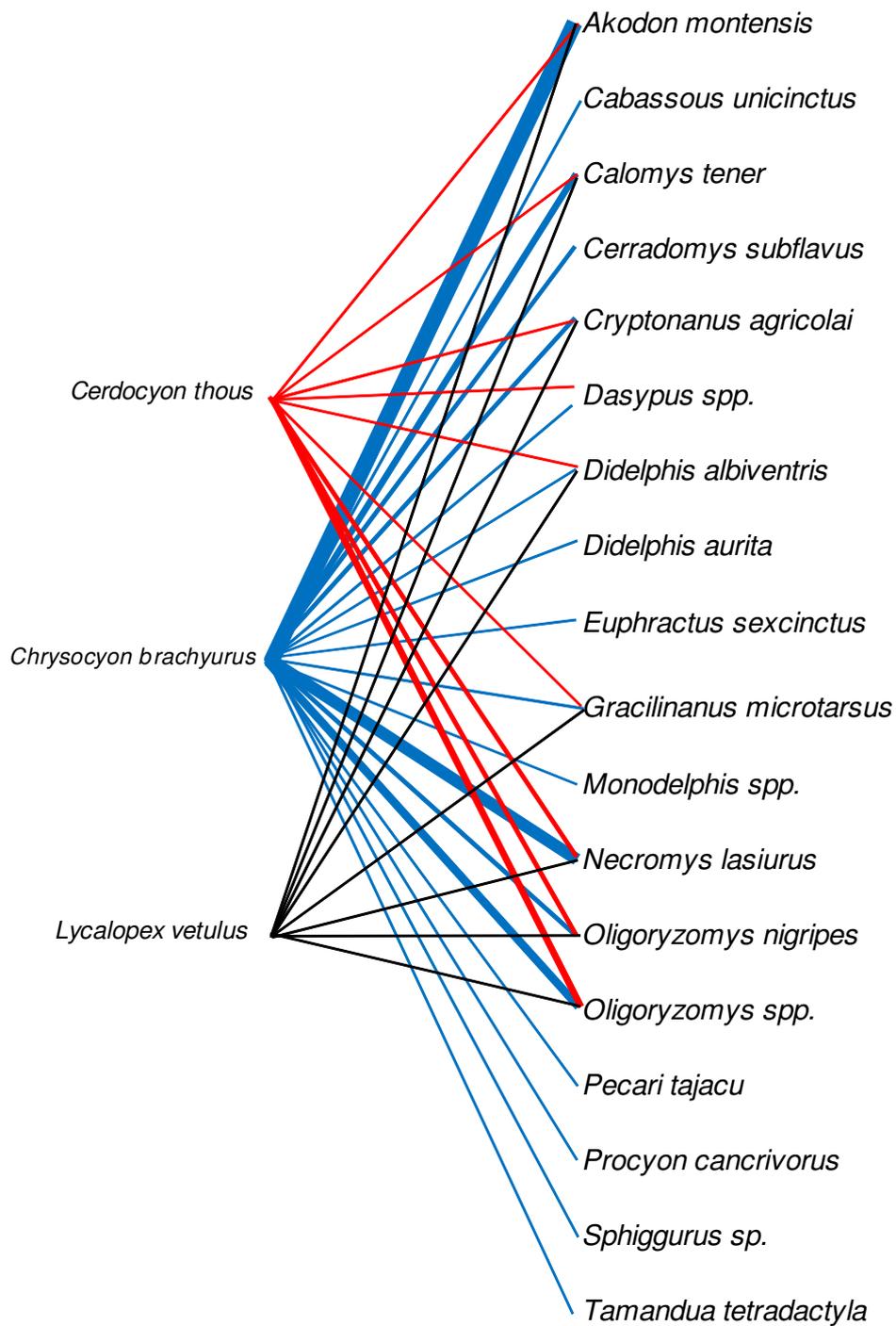
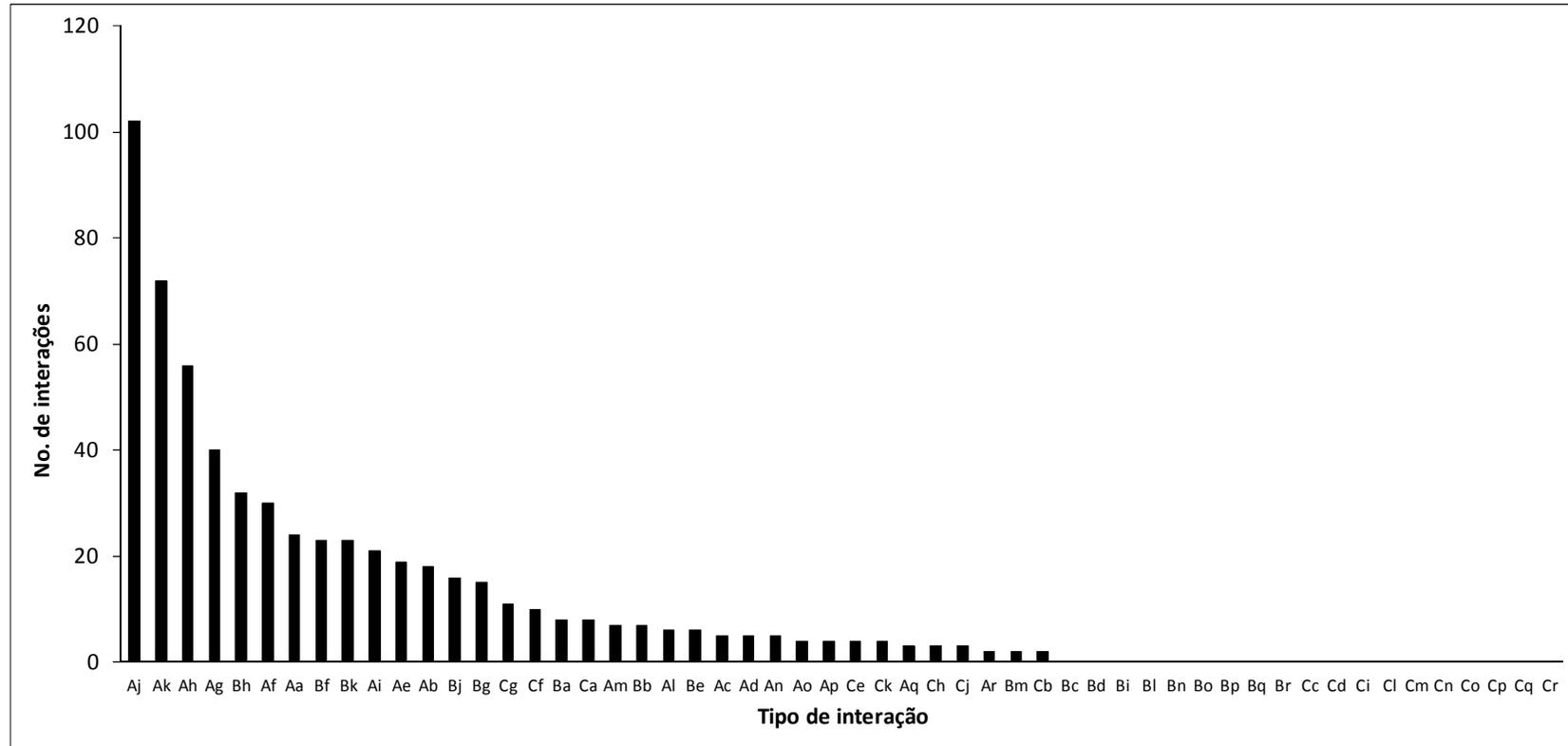


FIGURA 17 – Rede de interações predador/presa obtida por meio da metodologia de abordagem trófica, linhas mais grossas indica maior número de interações de determinado predador com sua presa.



Predadores: A = *Chrysoncyon brachyurus*; B = *Cerdocyon thous*, e; C = *Lycalopex vetulus*.

Presas: a = *Cryptonanus agricolai*; b = *Gracilinanus microtarsus*; c = *Monodelphis spp.*; d = *Didelphis aurita*; e = *Didelphis albiventris*; f = *Oligoryzomys nigripes*; g = *Calomys temer*; h = *Oligoryzomys spp.*; i = *Cerradomys subflavus*; j = *Akodon montensis*; k = *Necomys lasiurus*; l = *Sphiggurus sp*; m = *Dasyopus spp.*; n = *Euphractus sexcinctus*; o = *Cabassous unicinctus*; p = *Tamandua tetradactyla*; q = *Pecari tajacu*, e; r = *Procyon cancrivorus*.

FIGURA 18 – Curva de ordenação de interações tróficas entre todos os predadores e suas presas identificados no estudo e interações ausentes (i.e., não identificadas).

Os resultados gerados por meio da metodologia de abordagem trófica fornecem dados da biocomplexidade de uma determinada área. Os dados do estudo de caso GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (*in press*) apresentou 600 interações (identificação de itens alimentares) para as três espécies (Tabela 10). A espécie lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) apresentou o maior número de diversidade de presas e interações identificadas.

TABELA 10. Total de interações (i.e., número de vezes que as presas foram identificadas nas amostras) para cada uma das três espécies de canídeos.

Predador	No. de presas	Nº de interações
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	18	423
<i>Cerdocyon thous</i>	9	132
<i>Lycalopex vetulus</i>	8	45
Total	35	600

4.6. Suficiência Amostral

Considerando os dados dos três estudos de caso avaliados verificou-se a porcentagem de espécies detectadas em 50% das campanhas realizadas. Todas as metodologias com 50% das campanhas realizadas já haviam detectado mais de 83% das espécies. Especificamente, transecção de pegadas 83%, armadilhamento fotográfico 84% e abordagem trófica 97% (Figura 19). Os valores mais significativos foram para abordagem trófica, pois com 33% das campanhas 91% das espécies já haviam sido detectadas, isto equivale a seis campanhas de um total de 18 campanhas.

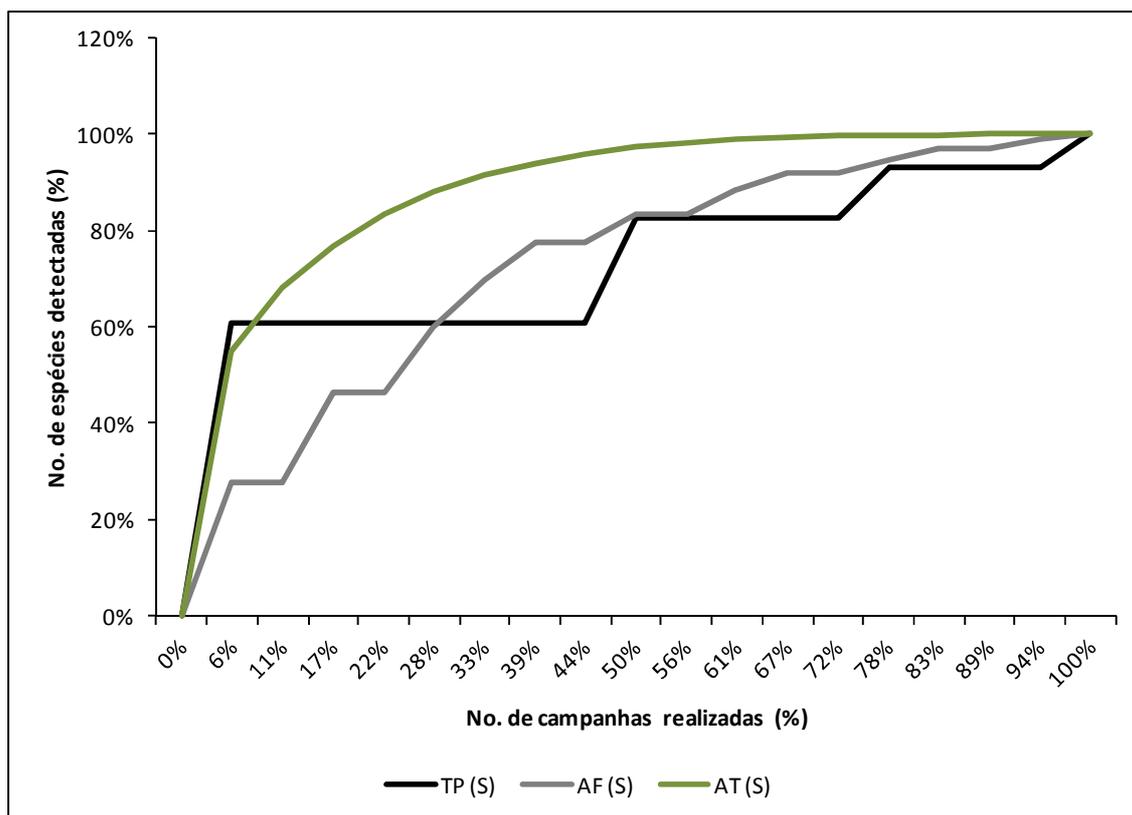


FIGURA 19 – Porcentagem de detecções de novas espécies pela porcentagem de realização das campanhas. TP = Transecção de pegadas, AF = Armadilhamento fotográfico e AT = Abordagem trófica.

Devido aos resultados expressivos apresentados pela metodologia de abordagem trófica, verificou-se separadamente a relação da porcentagem de espécies detectadas pela porcentagem de amostras encontradas separadamente para cada espécie. Isso foi possível, pois o estudo de GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (*in press*) avalia apenas três espécies de canídeos. Para essa avaliação são considerados apenas os itens de dieta relacionados aos pequenos mamíferos identificados no estudo de caso. Verificou-se que com aproximadamente 58% das amostras 100% das espécies poderiam ser identificadas. Para *C. thous* e *L. vetulus* a porcentagem é menor, abaixo de 35% para identificação de 100% das espécies (Figura 20).

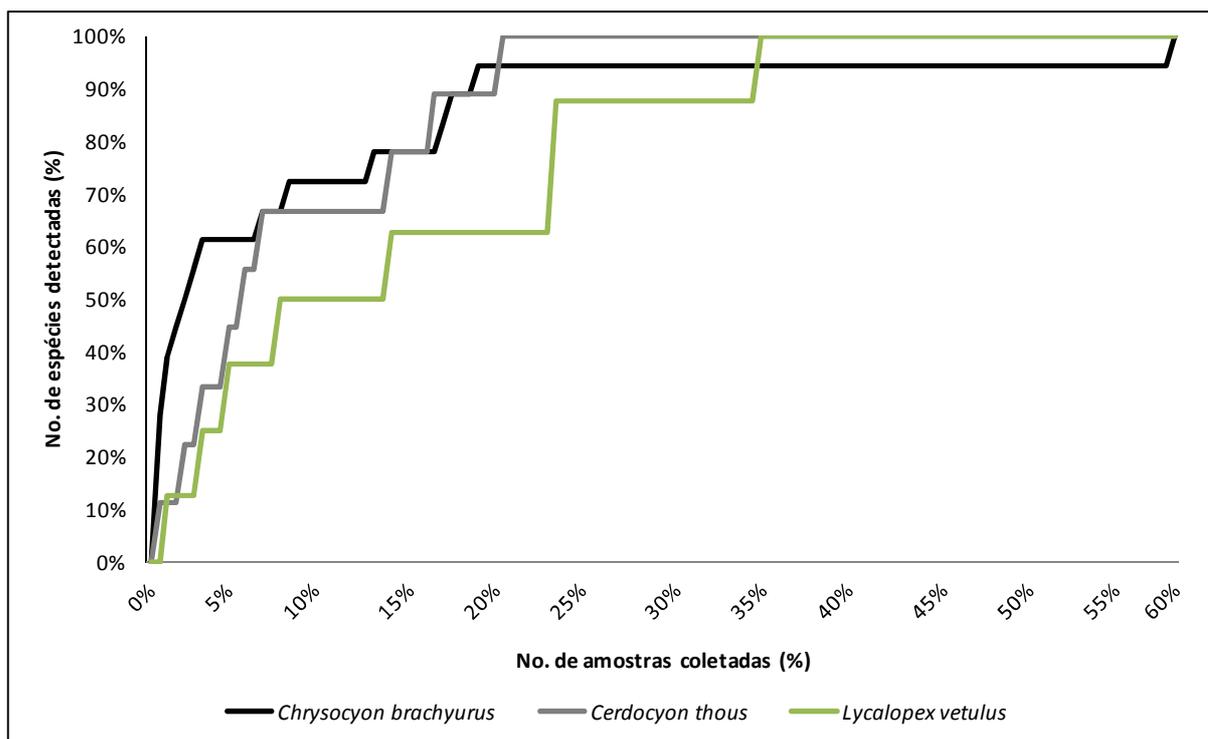


FIGURA 20 – Relação da suficiência amostral para a metodologia de abordagem trófica, considerando separadamente os resultados para as três espécies de canídeos do estudo de caso.

4.7. Sumário dos Resultados

Em relação ao desempenho geral de cada metodologia em relação às premissas avaliadas, foram obtidos os resultados apresentados a seguir, (Tabela 11).

TABELA 11. Sumários dos resultados obtidos.

Acurácia	Eficácia	Precisão	Eficiência	Biocomplexidade	Diversidade
AT	TP	TP AT	AT	AT	TP AF AT

TP = Transecção de Pegadas; AF = Armadilhamento Fotográfico; e AT = Abordagem Trófica.

1. Acurácia - A metodologia de abordagem trófica foi a mais acurada para TD, PD e FD. Armadilhamento fotográfico apresentou melhor acurácia em TD, enquanto transecção de pegadas teve melhores resultados que armadilhamento fotográfico em PD e FD. Todas as metodologias apresentaram valor de acurácia acima de 82%.

2. Eficácia – A metodologia de transecção de pegadas foi a mais eficaz para TD, PD e FD, seguida de armadilhamento fotográfico. Apresentando a menor eficácia a metodologia de abordagem trófica. No teste *t-Student* para comparações das inclinações β , rejeitou a hipótese nula nas comparações de TD e PD entre as metodologias tradicionais comparadas a abordagem trófica, ou seja, há diferença entre a eficácia das metodologias. Nas comparações de FD aceitaram hipótese nula, não há diferença na eficácia das metodologias.
3. Precisão – O coeficiente de determinação R^2_{adj} apresentou melhor precisão para a metodologia de transecção de pegadas, seguida de armadilhamento fotográfico e por última abordagem trófica. No entanto, para a avaliação das estimativas MAPE, MAP, MSD para TD e FD a maior precisão foi para a metodologia de abordagem trófica e PD para a metodologia de transecção de pegadas.
4. Eficiência – Separadamente a metodologia mais eficiente é transecção de pegadas. A metodologia de armadilhamento fotográfico aumentou 90% deste valor, e abordagem trófica 175%. No entanto, as metodologias de transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico, em geral, são realizadas conjuntamente, nesta situação a metodologia de abordagem trófica é mais eficiente em 6% do que as metodologias tradicionais. Considerando ainda um incremento de espécies de acordo com o estimador de riqueza *Jackknife* 1ª ordem, esta diferença aumenta para 23%.
5. Biodiversidade *versus* Biocomplexidade – Biodiversidade fornece informações de listas de espécies, onde espécies com maior número de encontros tem uma relação decrescente com espécies menos detectáveis. Há viés relacionado ao sucesso de detecção das espécies, seja pela metodologia empregada, raridade ou experiência do profissional. Assim os resultados de diversidade nos mostram apenas a presença e ausência. Os resultados de biocomplexidade geram informações a respeito de rede de interações entre predadores e suas presas, além do número de interações, por isso geram informações que podem mostrar melhor os efeitos antes e depois de intervenção antrópica.

6. Suficiência Amostral – Testes exploratórios para verificação da suficiência amostral mostraram que com 50% das campanhas já seriam detectadas 84% das espécies. Avaliando separadamente os resultados de abordagem trófica, com 58% das amostras coletadas 100% dos itens alimentares seriam identificados (i.e., mamíferos de pequeno porte apresentados no estudo de caso avaliado). Para *C. thous* e *L. vetulus* a porcentagem é menor, abaixo de 35% para identificação de 100% das espécies.

5. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1. Acurácia

A curva de acumulação de espécies é uma representação do número acumulativo de espécies descobertas $S(n)$, a medida de acurácia foi verificada pela porcentagem de aproximação da estabilização das curvas de acumulação observada e estimada nas diferentes categorias (TD, PD e FD). Todas as metodologias apresentaram valores maiores que 82%, sugerindo, dessa forma, que os dados possuem uma boa amostragem da diversidade da comunidade de mamíferos. No entanto, a metodologia de maior acurácia foi abordagem trófica, indicando a possível estabilização da curva do coletor em todas as categorias avaliadas.

O total de espécies identificadas conjuntamente por todas as metodologias foi 47, duas espécies, o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) e lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), foram registrados por todas as metodologias. Ambas as espécies consideradas de hábitos generalistas e oportunistas (ROCHA; DALPONTE, 2006). A característica do hábito possivelmente justifica a alta detecção em todas as metodologias.

Referente ao número absoluto obtido por meio de cada uma das metodologias a transecção de pegadas obteve os maiores valores para as três categorias. No entanto, dos sete registros únicos (i.e., espécies que foram detectadas apenas por esta metodologia) quatro são de animais domésticos, em geral, facilmente detectados. Contudo, entre as outras três espécies exclusivas deste método duas são classificadas em listas de espécies ameaçadas a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), no estado de São Paulo e a anta (*Tapirus terrestris*), nas esferas estadual e federal (BRASIL, 2014; SÃO PAULO, 2014).

O armadilhamento fotográfico foi à única metodologia que registrou cervídeos, as três espécies exclusivas desta metodologia. Alguns cervos possuem pegadas muito semelhantes, sendo difícil a sua identificação mesmo por um especialista (LYRA-JORGE et al., 2008). Sendo uma vantagem o registro fotográfico para identificação segura de algumas espécies, como para a diferenciação de espécies de difícil identificação através de pegadas e outros vestígios, como os cervos do gênero *Mazama* (TOMAS; MIRANDA, 2006).

A abordagem trófica obteve o maior número de registros exclusivos, totalizando 13, por essa metodologia apresentar a relação predador-presa é possível obter mais

informações de espécies que outras metodologias não detectam, como mamíferos de pequeno porte.

SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, (2003) comparou metodologias de transecção de pegadas, censo e armadilhamento fotográfico e embora os resultados de pegada tenham detectado maior riqueza, considera muitas limitações da metodologia como, condições climáticas e tipo do solo, além das incertezas dependentes da experiência do profissional de campo. LYRA-JORGE et al., (2008) comparou os métodos de transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico e ressalta que a identificação de pegadas depende fortemente da capacidade e conhecimento do pesquisador em identificar as pegadas, além disso, o tipo de solo poder gerar conflitos na definição do tamanho do animal e da própria identificação da espécie.

Considerando que geralmente os estudos ligados ao atendimento legal são executados por profissionais com pouca experiência e capacitação, isso pode mascarar os resultados obtidos. Além de haver profissionais de outras áreas se aventurando no mercado das consultorias ambientais, estas por sua vez selecionam os seus consultores com base no valor cobrado ao invés das credenciais e experiência dos profissionais (SILVEIRA et al., 2010). Isso, provavelmente, gera mais uma série de incertezas relacionadas aos resultados obtidos por meio dos vestígios de pegadas.

Diferente das metodologias de armadilhamento fotográfico e abordagem trófica que podem ser checados, e ainda, se necessário enviados aos especialistas para esclarecimentos de dúvidas taxonômicas. Nesta situação, para as fotografias dependerá também da qualidade do equipamento. SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO (2007) sugerem que o sucesso de captura pode estar relacionado ao modelo de armadilhas fotográficas utilizadas, mas ressaltam a necessidade de mais estudos para melhor avaliação.

Para TROLLIET et al., (2014) a escolha do equipamento é importante, havendo equipamentos com melhores resoluções de imagem e sensores que permitem uma melhor identificação dos indivíduos. Resultados de análise de dieta podem ter um impacto positivo no desenvolvimento de plano de manejos de carnívoros, no entanto, dependendo das técnicas utilizadas também podem gerar inconsistências (KLARE; KAMLER; MACDONALD, 2011).

5.2. Eficácia

A transecção de pegadas apresentou os resultados mais expressivos com relação à inclinação da reta, sugerindo uma maior capacidade de captar mais rapidamente a diversidade da comunidade. Ou seja, com menor esforço de campanha alcançou um maior número de espécies detectadas para TD, PD e FD. Esse resultado pode estar relacionado à frequência de uso das estradas/trilhas utilizadas na realização do estudo da AES TIETÊ (2016), muitas espécies de mamíferos usam caminhos específicos para se deslocar em sua área de vida geralmente utilizando trilhas ou estrada (WECKEL et al., 2006). A característica de muitas espécies percorrerem caminhos ao longo de trilhas aumenta significativamente a probabilidade de detecção de uma espécie do que fora de delas, (DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2014).

Relacionado ao armadilhamento fotográfica, que obteve melhores resultado logo após a transecção de pegadas pode estar relacionado aos locais onde os equipamentos estiveram instalados. Existe um grande viés na probabilidade de detecção relacionado aos locais onde os equipamentos se encontram (DI BITETTI; PAVIOLO; DE ANGELO, 2014). O estudo de CAMPOS (2016) foi realizado em um sítio de longa duração dos Projetos Biota FAPESP e Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBIO), indicando que as áreas são bem conhecidas.

Importante ponderar as distinções entre os locais e esforços amostrais dos diferentes estudos de caso analisadas. A realização de amostragens em ambientes distintos permite maior sucesso no registro de diversidade de espécies, visto que algumas das espécies estão preferencialmente em um determinado ambiente (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2007).

Em relação à diversidade funcional (FD), a razão por não haver variação entre a eficácia nas três metodologias avaliadas pode estar relacionada ao menor número de unidades taxonômicas serem menores para os grupos funcionais, diferente de famílias e espécies, apresentando assim resultados mais semelhantes.

5.3. Precisão

A metodologia de maior precisão considerando os resultados de R^2_{adj} , com os valores mais ajustados à reta, foi a transecção de pegadas. A metodologia de abordagem trófica apresentou valores abaixo de 75% em todas as categorias, ou seja, a

menor precisão. Apenas FD de transecção de pegadas apresentou $p > 0,05$, o restante das regressões obtiveram valores significativos $p \leq 0,04$.

No entanto, avaliando os valores de MAPE, MAP e MSD há divergência dos resultados anteriores para algumas categorias. Para TD o melhor ajuste é para abordagem trófica, sendo está a mais precisa, PD corrobora com os resultados do coeficiente de determinação com os melhores resultados para transecção de pegadas, FD há variação entre ambas as metodologias entre MAPE (melhor para abordagem trófica) e MAP e MSD (melhor para transecção de pegadas). Essa variação pode ter ocorrido em função do número de dados (i.e., campanhas de cada um dos estudos), com um maior número de dados para abordagem trófica houve uma maior dispersão dos pontos, possivelmente justificando o resultado obtido por R^2_{adj} .

O armadilhamento fotográfico apresenta-se em maior parte dos resultados como a metodologia mediana, mesmo assim é considerada uma metodologia precisa, no entanto o seu esforço e equipamento deve ser considerado. As armadilhas fotográficas têm sido utilizadas cada vez mais em pesquisas, permitindo a observação de comportamento de espécies, estimativa de populações para espécies que possuem impressões que podem ser distinguidas, e monitoramento de ausência e presença (BROWN; GEHRT, 2009). Uma desvantagem apontada por BROWN; GEHRT, (2009) é que os equipamentos são caros. Para a obtenção de maior número de registros é importante à realização de esforços de captura superiores a 250 câmeras-dia (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2007). No estudo de caso avaliado (CAMPOS, 2016) o esforço foi de 84 câmeras-dia, sendo possível ter influenciado os resultados obtidos por esta metodologia. GASTON, (1996) diz que um grande problema com estimativas de riqueza de espécies é a dependência de esforço amostral. As curvas de acúmulo de espécies ilustram a taxa de adição de novas espécies encontradas, mesmo que as amostragens tenham sido exaustivas as curvas não revelam diretamente a riqueza total de uma comunidade (MAGURRAN, 2013).

5.4. Eficiência

A metodologia que mostrou maior eficiência no uso do recurso financeiro foi transecção de pegadas. No entanto, geralmente, estudos de levantamento/monitoramento da fauna para empreendimentos potencialmente poluidores ou causadores de impacto as metodologias de transecção de pegadas e

armadilhamento fotográfico são complementares. SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO (2005) demonstraram a aplicabilidade da metodologia de armadilhamento fotográfico em estudos de levantamento de mamíferos de médio e grande porte. Mas VOSS; EMMONS (1996) recomendam o uso complementar de outras técnicas em conjunto com o armadilhamento fotográfico. Muitos estudos utilizam as metodologias conjuntamente (PRADO; ROCHA; GIUDICE, 2008; SANTOS; BUENO; CASELLA, 2013).

Diante desta premissa os estudos tradicionais conjuntos, na forma que geralmente são realizados, tornam-se mais onerosos e a abordagem trófica apresenta maior eficiência (i.e., menor custo). Mesmo com os elevados custos, em função aos equipamentos necessários, a metodologia de armadilhamento fotográfico é um método mais adequado e preciso para levantamentos de mamíferos nas diferentes condições ambientais, permitindo uma rápida avaliação do estado de conservação da fauna (SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, 2003).

São praticamente inexistentes referências sobre os valores investidos em estudos de fauna, dificultando uma comparação realista dos custos envolvidos. Poucos estudos disponibilizam os custos associados para a realização de censos de fauna (VAN HENSBERGEN; WHITE, 1995). Mesmo assim alguns estudos sugerem alternativas para melhor uso do recurso disponível. Por exemplo, GAIDET-DRAPIER et al., (2006) sugere a substituição de carros por bicicletas na amostragem de uma determinada área, essa mudança pode reduzir consideravelmente os custos envolvidos no estudo.

Na avaliação do custo por unidade taxonômica as metodologias que apresentaram incremento de espécies de acordo com o estimador de riqueza *Jackknife*, transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico, aumentariam seus custos para o levantamento dessa diferença em , 21% e 14% para TD, 11% e 15% para PD; e para FD 7% e 12%, respectivamente. Os custos de um método de amostragem é um fator limitante, especialmente em grandes áreas, por isso deve ser ponderado de forma racional e estratégica o melhor direcionamento que responda da melhor forma as perguntas necessárias que motivam estudos de levantamento. Os custos financeiros e logísticos são aspectos que podem determinar a metodologia a ser realizada (MANGINI; NICOLA, 2004).

5.5. Biocomplexidade *versus* Biodiversidade

Resultados de biocomplexidade permitem compreender as interações que estão ocorrendo em um determinado ambiente, neste estudo considerando a abordagem trófica. Quando olhamos os resultados gerados por meio da diversidade é considerada como espécie rara aquela que aparece um único indivíduo na comunidade, como também uma espécie com um número grande de indivíduos, mas que apareceu apenas uma vez, (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Por isso, a importância de inserção de dados que permitam a melhor compreensão das mudanças ambientais que ocorrem em um determinado ambiente, especialmente para estudos ligados ao licenciamento ambiental que possuem a premissa de mitigar e compensar os impactos causados ao meio ambiente. A incorporação de relações filogenéticas (WEBB, 2000; RICOTTA et al., 2005), bem como características funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006) podem ser mais indicativas que medidas tradicionais. A diversidade funcional expressa resultados relevantes na avaliação e monitoramento de impactos ambientais quando comparada com a riqueza de espécies (ERNST et al., 2006). A abordagem trófica que proporciona a biocomplexidade pode ser uma ferramenta importante para compreender os processos que determinam o funcionamento das comunidades (PETCHEY; GASTON, 2006).

A utilização de indicadores de biodiversidade que permitam um adequado processo de tomada de decisões é fundamental (MAGURRAN; MCGILL, 2011). Indicadores adequados poderiam ser espécies ou os processos biológicos, que respondessem mais cedo as pressões causadas por impactos ambientais. Estudos que tem por objetivo caracterizar uma comunidade, ou seja, determinar a riqueza de um determinado local, são aparentemente simples, afinal trata-se apenas de registrar as presenças. Mas a rigor, estes estudos são complexos, primeiramente porque em geral apenas uma subamostra de organismos em uma área pode ser contada (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

Outros fatores como o esforço amostral e variáveis climáticas também tem influência, além disso, há as limitações das metodologias e sucesso de detecção de espécies. A interpretação dos resultados gerados por estudos com enfoque na biodiversidade deve ser ponderada. Por exemplo, espécies menos detectadas podem estar sofrendo mais pressões, serem mais raras ou simplesmente ser dificilmente detectadas pelas metodologias utilizadas. Em nenhum ambiente todas as espécies são

igualmente comuns, o que ocorre é que umas são muito abundantes, outras apenas moderadamente comuns e o restante raras (MAGURRAN, 2013). Medidas de riqueza não fazem nenhuma distinção entre espécies, e tratam aquelas que são especialmente abundantes da mesma maneira que aquelas extremamente raras.

O conceito de espécies raras é subjetivo e isso é um problema, podendo levar ao erro. Espécies menos detectáveis são mais raras? Raridade é um conceito relativo e dependerá da escala da pesquisa e como foi delineada (MAGURRAN, 2013). Nem todas as espécies são igualmente fáceis de amostrar, e isso pode ser uma fonte de erro (YOCCOZ; NICHOLS; BOULINIER, 2001). Efeitos do limiar metodológico surgem quando a probabilidade de captura da espécie não é diretamente relacionada à abundância da espécie (LONGINO, 1994). Os dados gerados por índices de diversidade também podem não fornecer informações suficientes para aplicação de ações mitigadoras, ou para a compreensão dos impactos causados a um determinado ecossistema. As listas de espécies geradas por meio dos monitoramentos são deficientes de informações, para a compressão da dinâmica das populações é preciso compreender a razão do seu aumento, declínio ou manutenção (KREBS, 1991).

A aplicação dos índices de diversidade como de *Shannon* é restrito a situações comparativas (MELO, 2008). Ou seja, se dois locais distintos tem uma diversidade maior ou menor. PEET (1974) não recomenda o uso de índices de diversidade, pois para maior confiança necessitaria ao menos que o número total de espécies do universo amostral seja conhecido, o que é uma rara ocorrência em ecologia. Dizer o significado do valor do índice sob a ótica ecológica é muito complexo (MELO, 2008).

A biocomplexidade, por sua vez, pode oferecer informações dos processos locais de uma determinada região, como apresentado no estudo de caso de GHELER-COSTA et al. (em elaboração) e GHELER-COSTA et al., 2017 (*in press*). Além das interações predador/presa, é possível determinar a abundância das presas e compreender o número de ocorrências das interações. De acordo com VERDADE; LYRA-JORGE; PINÃ (2014) para compreender (e quantificar) a complexidade de tal processo, devemos usar de novas metodologias que permitam estimar a abundância e biomassa, por meio da estrutura trófica é possível à utilização de novas tecnologias como marcadores moleculares e isótopos estáveis.

Os marcadores moleculares que utilizam amostras não-invasivas, como fezes, tornaram-se uma significativa ferramenta para o monitoramento de espécies (DE BARBA et al., 2009; BELLEMAIN et al., 2005). DE BARBA, et al., (2009), relata que

o trabalho em conjunto com as comunidades locais da área de estudo para a coleta de amostras de fezes trás benefício de informações e redução de custos, além disso possui também um viés social relevante. A ferramenta genética pode proporcionar informações de quem é o predador e individualizá-lo. Atualmente a metodologia mais utilizada é DNA Barcoding, possuindo ainda um alto custo. No entanto, com os avanços tecnológicos do metabarcoding, a metodologia poderá se tornar mais acessível e apresentando resultados mais rápidos. Há um futuro promissor para o uso de técnicas moleculares em pesquisas como ecologia de paisagem, ecologia de forrageio, metapopulação, dinâmica e conservação, a utilização de amostras não-invasivas abre uma série de oportunidades (PALOMARES; ANDRADOS, 2014).

A biocomplexidade, possivelmente, pode oferecer ainda comparações antes e depois de um determinado impacto ou período, como é o caso de estudos relacionados às condicionantes ambientais, como no exemplo hipotético apresentado por VERDADE; LYRA-JORGE; PINÃ, (2014) (Figura 21). É possível medir por meio dos processos ecológicos os efeitos antes da intervenção (maior número de predadores e presas) e depois (menor número de predadores e presas com o aumento nas interações de algumas espécies).

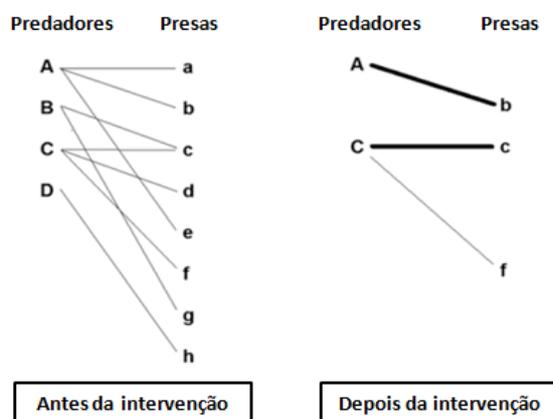


FIGURA 21 – Estrutura trófica antes e depois de intervenção humana.
Adaptado: VERDADE; LYRA-JORGE; PINÃ, 2014.

5.6. Suficiência Amostral

De forma exploratória verificou-se que com 50% das campanhas realizadas mais de 84% das espécies já haviam sido detectadas. Isso não significa que um menor número de campanhas deva ser melhor, mas que as limitações das metodologias são

maiores e que isso deve ser considerado. Pois, recursos voltados para o meio ambiente são escassos e seu uso efetivo torna-se uma temática a ser considerada. Para a metodologia de abordagem trófica com aproximadamente 58% das amostradas seria possível detectar 100% das espécies de mamíferos (i.e., conforme os dados avaliados) isso é relevante, pois está diretamente relacionado aos custos, logísticos e financeiros para a execução dos trabalhos. MAGURRAM, (2013) destaca a existência de uma série de perigos em uma amostragem inadequada, definir qual a suficiência amostral não é um exercício trivial, a cada nova amostragem a tendência é o aumento da diversidade detectada. Minimamente deve-se alcançar um platô, no caso de estudos de biodiversidade este pode ser a curva do coletor, que por sua vez possui duras críticas (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). A padronização ou a definição de números de referência permitiriam uma melhor compreensão do esforço adequado, minimizando os atuais problemas. A ausência de padronização entre desenhos amostrais empregados dificulta a realização de comparações entre os dados obtidos em estudos realizados no Brasil (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2005).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia de transecção de pegadas apresentou melhores resultados nos diferentes indicadores analisados, eficácia: detectando mais rapidamente as espécies, precisão: maior aproximação dos dados (considerando R^2_{adj}), eficiência: menor custo. Em relação à precisão, conforme visto, houve divergência entre os resultados do coeficiente de determinação e MAPE, MAD e MSD. No entanto, essa metodologia é dependente de fatores como clima, tipo de solo e habilitação do profissional que executa os trabalhos. Por essas inconsistências, mesmo que apresente menor custo não gera informações seguras. O armadilhamento fotográfico teve resultados medianos em maior parte dos indicadores, o que pode ser justificado pelo esforço amostral aplicado. Apesar de ter um custo elevado, apresenta uma certeza nas informações obtidas. Permitindo individualização de espécimes que possuem marcas características. LYRA-JORGE et al., 2008 e SILVEIRA; JÁCOMO; DINIZ-FILHO, (2003) recomendam o uso de metodologia de armadilhamento fotográfico como o melhor método para amostragem de mamíferos.

A avaliação dos indicadores apresentou a metodologia de abordagem trófica como mais acurada, precisa (considerando MAPE, MAD e MSD), e eficiente, pois como visto os estudos de transecção de pegadas e armadilhamento fotográfico são realizados conjuntamente, tendo seus custos somados para uma melhor análise.

A biocomplexidade possibilita uma melhor compreensão de um determinado ambiente, pois pode gerar informações dos processos ecológicos que estão ocorrendo, como o número de interações predador/presa. Pode evidenciar de melhor forma os efeitos de mudanças antes de depois de intervenções humanas. Utilizando estudos de dieta para compor a rede de interações entre predador e presa permite obter informações de pequenos mamíferos e outros grupos fauna e flora que fornecem um conjunto de informações mais robustos da dinâmica da comunidade. Permitindo também o entendimento da quantidade de interações. Outra vantagem é a utilização de metodologia não-invasiva para identificação de pequenos mamíferos, por meio de identificação de amostras fecais. Em muitos termos de referência já há a orientação para não utilização de metodologias invasivas em monitoramentos de fauna ligados ao licenciamento, fazendo que grupos como de pequenos mamíferos não possam ser amostrados.

A biodiversidade também fornece informações relevantes relacionadas às espécies existentes em um determinado local, mas existem alguns pontos críticos que são mais evidentes neste tipo de resultado. Por exemplo, o esforço amostral aplicado, localização e grade amostral, capacitação do profissional que realiza o estudo, limitações da detecção das metodologias utilizadas, sazonalidade das campanhas, ou seja, o sucesso de detecção é dependente destes pontos. No entanto, também podem ocorrer em estudos que gerem resultados de biocomplexidade. Mas fica evidenciado por ter como principal produto apenas listas de espécies com forte influência nos pontos citados acima e que não representam de forma direta os efeitos que estão ocorrendo em uma determinada área. Além disso, dependendo da interpretação pode levar ao erro, considerando como medidas prioritárias espécies que apresentem menor número de encontros, sendo que é necessariamente indicativo de espécies mais impactadas.

Relacionado aos custos investidos em estudos de levantamento e monitoramento da fauna é necessário o aprofundamento e avaliação de mais estudos para a melhor compreensão dos custos investidos, visto a pouca informação existente. A escolha de uma metodologia adequada que possa melhor responder os efeitos dos impactos ambientais e direcionar ações efetivas para a conservação é fundamental. Sendo importante a eficiência no uso dos recursos financeiros para maximizar a relação custo-benefício das atividades que envolvem o monitoramento da fauna.

Há necessidade de avanços nas políticas públicas ligadas ao licenciamento ambiental para o desenvolvimento de protocolos de coletas de dados para padronização desenho amostral, e também das concepções que definem os objetivos de estudos de levantamento e monitoramento. Garantindo assim, que o investimento neste tipo de estudo seja bem empregado e traga o retorno esperado ao meio ambiente. Como apresentado a legislação ambiental vigente não possui ainda diretrizes que definam claramente as perguntas que se pretende responder dentro dos estudos de fauna. Essas questões causam prejuízo ao meio ambiente, pois ações de mitigação que deveriam ser realizadas são negligenciadas.

Do ponto de vista econômico são investidos valores significativos para a realização de estudos que, geralmente, não são utilizados e nem comparáveis devido aos diferentes desenhos amostrais e metodologias. Os governos possuem papel preponderante no direcionamento desse processo, as medidas efetivas para a preservação e conservação da natureza não podem ser postergadas (FARIA et al., 2013).

Também são importantes medidas de fortalecimento dos órgãos de controle e fiscalização.

Incentivos como certificação também são de grande relevância para o engajamento de empreendedores. Por exemplo, processo de certificação florestal FSC (*Forest Stewardship Council*) é um caso de sucesso. A certificação assegura um manejo sustentável das florestas, bem como seu emprego na atividade que se destina. A fim de continuar a produzir alimentos, fibras e energia no futuro, os setores terão de se adaptar à multifuncionalidade das paisagens agrícolas, que manterão a sua provável missão de produzir espécies domesticadas, mas terão de acrescentar uma segunda missão, embora crucial, de conservação espécies silvestres e seus processos evolutivos (MARTINELLI et al., 2010; VERDADE; LYRA-JORGE; PINÃ, 2014). As certificações agregam valor às empresas, ganhando reconhecimento oficial a legitimidade e o diferencial competitivo tende a crescer, outra vantagem é que algumas instituições financeiras disponibilizam linhas de crédito exclusivas para projetos de sustentabilidade (GIANONI, 2015). O uso compartilhado de paisagens agrícolas pode promover a biodiversidade e, portanto, a sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola e os serviços que estes oferecem a sociedade (CHRISTIANINI, et al., 2013). Para isso, é preciso avanços contínuos em sua base teórica, tecnologia e governança. Especialmente relacionada aos aspectos legais que mesmo com seu avanço precisam rapidamente melhorar.

7. CONCLUSÕES

1. A metodologia de abordagem trófica (i.e., estudos de dieta) pode ser uma alternativa interessante em estudos de levantamento da fauna voltados ao licenciamento ambiental, pois permite a obtenção de resultados de biocomplexidade e engloba não só mamíferos de médio e grande porte como de pequeno porte, por meio de metodologia não-invasiva. Mostrou-se como sendo a mais acurada, precisa e eficiente, conforme resultados deste trabalho. Podendo gerar informações sobre a biodiversidade (i.e., diversidade de presas e predadores) e também sobre a biocomplexidade (i.e., relação predador-presa). Os métodos tradicionais apresentam no geral, baixa acurácia e precisão, e menor eficiência. Embora sejam amplamente utilizados, possuem dúvidas nos seus resultados. A metodologia de armadilhamento fotográfica é uma metodologia recomendada por muitos autores, mas para apresentar melhores resultados precisa de maior esforço amostral e equipamentos adequados. Enquanto a transecção de pegadas, embora tenha apresentado destaque para eficácia e precisão há problemas significantes com as incertezas do método.
2. Espécies como com hábitos generalistas, por exemplo, *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará) podem ser estratégicas para estudos de abordagem trófica, pois possuem uma dieta diversa, permitindo a maior visualização de interações com diferentes presas. Outras espécies como *Cerdocyon thous* (cachorro-do-mato), também pode indicar, por meio da sua dieta, efeitos decorridos de intervenções humanas, no estudo apresentou um número significativo de registros, além de ter sido identificado por todas as metodologias analisadas.
3. Biodiversidade fornece informações com baixa precisão e acurácia desconhecida, gerando incertezas na interpretação dos seus resultados. Permite a visualização dos padrões de diversidade, estrutura momentânea de uma parte da comunidade, expressa o efeito de processos ecológicos e evolutivos e não expressa relações biológicas causais. A biocomplexidade pode fornecer informações do processo ecológico momentâneo, relações ecológicas e

evolutivas, expressa relações ecológicas evolutivas e a sua variação nos padrões de distribuição e abundância.

4. É necessário o avanço de políticas públicas ligadas ao licenciamento ambiental para o incentivo do uso de metodologias mais efetivas e melhor definição na justificativa para a realização de estudo de monitoramento de fauna. A elaboração de protocolos de coletas, contendo minimamente esforço de dias de campo e equipamentos, sazonalidade nas campanhas e exigências mínimas para o profissional que executa os trabalhos de campo (i.e., tempo de experiência em identificação e coleta no estado que o estudo esteja sendo realizado) provavelmente diminuirão os atuais problemas nos estudos de fauna.
5. Finalmente, considera-se que o uso da abordagem trófica pode trazer diversos benefícios e melhor compreensão das intervenções humanas. Além de auxiliar na definição de ações para mitigação destes impactos. Está apresentando resultados interessantes na relação custo/benefício, fornecendo informações de qualidade que permitem a melhor indicação de ações de conservação e mitigação de impactos usando com eficiência o recurso investido. Pesquisas mais apuradas se fazem necessárias, mas ainda assim os problemas da atual forma de execução e resultados obtidos nos estudos ligados ao licenciamento são notórios e necessitam de mudanças urgentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABSY, M. L., ASSUNÇÃO, F. N. e STROH, P. Y. (1995). **Avaliação de Impacto Ambiental: Agentes Sociais, Procedimentos e Ferramentas**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília/DF. 136p.

AES TIETÊ. (2008). **Cadastro Técnico das Usinas Hidroelétricas da AES Tietê S.A.** São Paulo, SP. 57p.

AES TIETÊ. (2016). **Relatório Técnico Anual do Programa de Monitoramento e Conservação da Fauna Terrestre**. Reservatório de Promissão, Promissão, SP. AES Tietê Energia S.A., Promissão, ago. 2016, 160p. (Relatório Técnico). *In* AES Tietê. 2016. **2º Relatório Bienal UHE Promissão Volume I a III**. Novembro de 2016. Barueri/SP.

ALMEIDA, D.S. (2000). **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 2ª Edição. Editus/Editora da UESC. 173 p. Ilhéus, BA.

BALÉE, W. e ERICKSON, C. L. (2006). Time, Complexity, and Historical Ecology. **Studies The Neotropical Lowlands**. New York: Columbia University Press. 1-17 p.

BASTOLLA, U., LASSIG, M., MANRUBIA, S. C. e VALLERIANI A. (2005). Biodiversity in modele cosystems, II: species assembly and food web structure. **Jornal of Theoretical Biology**. 235:531-539.

BECKER, M. e DALPONTE, J. C. (2013). **Rastros de Mamíferos Silvestres Brasileiros: um Guia de Campo**. Ed. Technical Books, 166 p.

BEGON, M., TOWNSEND, C. R. e HARPER, J. L. (2007). **Ecologia de Indivíduos a Ecosistemas**. 4ª Edição. Editora Armet. Porto Alegre/RS. 752 p.

BELLEMAIN, E., SWENSON, J. E., TALLMON, D., BRUNDBERG, S. e TABERLET, P. (2005). Estimating Population Size of Elusive Animals with DNA from Hunter-Collected Feces: Four Methods for Brown Bears. **Conservation Biology** 19 (1): 150-161p.

BORGES, L. A. C., REZENDE, J. L. P. e PEREIRA, J. A. A. (2009). Evolução da Legislação Ambiental no Brasil. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.2, n.3, p. 447-466, set./dez. Disponível em: <http://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/rama/article/view/1146>. Acesso em: fev. 2017.

BRANCO JR., A. C. e MARGONATO, M. G. (2016). **Identificação de Mastofauna por Vestígios**. Editora Interciência. Rio de Janeiro/RJ. 120 p.

BRASIL. (1981). **Lei Federal nº 6938, de 31 de agosto de 1981**. Política Nacional do Meio Ambiente - PNMA. Brasília, DF.

BRASIL. (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF.

BRASIL. (1997). **Resolução nº 237, de 19 de Dezembro de 1997**. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). Revisão dos procedimentos e critérios utilizados no Licenciamento Ambiental. Brasília, DF.

BRASIL. (1998). **Lei Federal nº 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF.

BRASIL. (2002). **Decreto nº 4.339, de 22 de Agosto de 2002**. Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. Brasília, DF.

BRASIL. (2006). **Lei Federal nº 11.428, de 22 de Dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF.

BRASIL. (2007). **Instrução Normativa nº146, de 10 de janeiro de 2007**. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Estabelece critérios para o procedimento relativos ao manejo de fauna silvestre (levantamento, monitoramento, salvamento, resgate e destinação). Brasília, DF.

BRASIL. (2015). **Decreto nº 13.152, de 29 de Julho de 2015**. Dispões sobre a valorização do salário-mínimo e dos benefícios pagos. Brasília, DF.

BRASIL. (2014). **Lista Nacional Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção**. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 245, p.121-126, 18 dez. 2014. Seção 1.

BRASIL. (2016). **Decreto nº 8.948, de 29 de Dezembro de 2016**. Regulamenta o valor do salário mínimo. Brasília, DF.

BRASIL. (2017). **Ministério da Fazenda. Tesouro Nacional - Glossário**. Acesso em jun/2017. Disponível em: <http://www3.tesouro.fazenda.gov.br/servicos/glossario/glossario_e.asp>.

BROSE, U., OSTLING, A., HARRISON, K., e MARTINEZ, N. D. (2004). Unified spatial scaling of species and their trophic interactions. **Nature**, 428(6979), 167-171.

BROWN, J. e GEHRT, S. D. (2009). The Basics of Using Remote Cameras to Monitor Wildlife. Fact Sheet. **Agriculture and Natural Resources**. W-21-09. 8 p.

CAMPOS, B. M. (2016). **Diversidade, Padrões de Distribuição e Densidade Populacional de Mamíferos de Médio e Grande Porte em Paisagem Silvicultura no Sudeste do Brasil**. Monografia (Bacharel Ciências Biológicas) Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CAMPOS, C. B., ESTEVES, C. F. E. e VERDADE, L. M. (2007). Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. **Journal of Zoology**. v. 273, p. 14-20.

CARRILLO, E., WONG, G. e CUARÓNS, A.D. (2000). Monitoring mammal population in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. **Conservation Biology**. 14:1580-1591.

CHEIDA, C. C e RODRIGUES, F. H. G. (2014). Introdução a Técnicas em Campo para Mamíferos Carnívoros. *In*: REIS, N. R., PERACCHI, A. L., FREGONEZI, M. N. e ROSSANEIS, B.K. (2014). **Técnicas de Estudos Aplicados as Mamíferos Silvestres Brasileiros**. 2ª Ed. 317p. Editora Tecnical Books. Rio de Janeiro/RJ.

CHRISTIANINI, A. V., GALETTO, L., GARIBALDI, L. e CETRA, M. (2013). Ecologia Aplicada à Conservação. *In*: PIRATELLI, A. J. e FRANCISCO, M. R., (2013). **Conservação da Biodiversidade: Dos Conceitos às Ações**. Editora Technical Books. Rio de Janeiro/RJ. 272 p.

CIANCIARUSO, M. V., SILVA, I. A., e BATALHA, M. A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, 9(3), 1.

CODDINGTON, J.A., GRISWOLD, C.E., DÀVILA, D.S., PEÑARANDA, R. e LARCHER, S.F. (1991). Designing and testing sampling protocols to estimative biodiversity in tropical ecosystems. **The unity of evolutionary biology: Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology**. pp. 44–66. Portland: Dioscorides Press.

COLWELL, R. K. (2013). **EstimateS – Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples**. Version (9.0.0). Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>. Acesso em: jun/2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. (2006). **Relatório de Qualidade de Águas Interiores no Estado de São Paulo. São Paulo – SP**. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. 448p. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/> Acesso em: fev/2017.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. (2009). **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. 531p. Disponível em: <http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/publicacoes-e-relatorios/> Acesso em: fev/2017.

CONSELHO FEDERAL DE BIOLOGIA – CFBIO. (2010). **Instrução CFBio N° 09 de 05 de novembro de 2010**. Estabelece recomendação de salário-base mínimo para biólogo. Brasília/DF.

CRACRAFT J. (1995). The urgency of building global capacity for biodiversity science. **Biodiversity and Conservation**. 4: 463-475.

CRAWSHAW JR, P.G. (1997). **Recomendações para um modelo de pesquisa sobre felídeos neotropicais**, p. 70-94. *In*: Vallares-Pádua, C. e Bodmer R.E. (Eds). Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil. Belém, MCT, CNPq, Sociedade Civil Mamirauá, 285p.

CULLEN-JUNIOR, L., BODMER, E. R. e VALLADARES-PÁDUA, C. (2001). Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. **Oryx**, 35: 137-144.

CULLEN-JUNIOR, L., RUDRAN, R. e VALLADARES-PÁDUA, C. (2006). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2ª ed. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná. 652 p.

DE BARBA, M. WAITS, L., GENOVESI, P., RANDI, E., CHIRICHELLA, R. e CETTO, E. (2009). Comparing opportunistic and systematic sampling methods for non-invasive genetic monitoring of a small translocated brown bear population. **Journal of Applied Ecology**. Vol. 47: 172-181p.

DE BIÈVRE, P. (2009). The 2007 International Vocabulary of Metrology (VIM), JCGM 200: 2008 [ISO/IEC Guide 99]: Meeting the need for intercontinentally understood concepts and their associated intercontinentally agreed terms. **Clinical biochemistry**, 42(4), 246-248.

DIAZ, S. e CABIDO, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Ecology and Evolution**. 16(8):646-655.

DI BITETTI, M. S., PAVIOLO, A., e DE ANGELO, C. (2014). Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter. **Mastozoologia neotropical**, 21(1), 37-46.

DIETZ, J. M., DIETZ, L. A. e NAGAGATA, E. Y. (1994). The effective use of flagship species for conservation of biodiversity: the example of lion tamarins in Brazil. *In*: OLNEY, P. J. S., MACE, G. M. e FEISTNER A. T. C. (eds.). **Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals**. Chapman and Hall: London. 32-49.

DOTTA, G. e VERDADE, L.M. (2007). Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. **Biota Neotrop**. Vol. 7, no. 2 <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?shortcommunication+bn01207022007>. ISSN 1676-0603.

ERNST, R., LINSÉNMAIR, K. E. e RODEL, M. O. (2006). Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. **Biology Conservation**. 133(2):143-155.

FAITH, D.P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Conservation Biology**. 6(1):1-10

FAITH, D. P. e POLLOCK, L.J. (2014). Phylogenetic Diversity and the Sustainable Use of Biodiversity. *In*: VERDADE, L. M., LYRA-JORGE, M. C. e PIÑA, C. I. (Eds.). (2014). **Applied ecology and human dimensions on biological conservation**. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.

FARIA, L. C., MINGOTI, R., TONELLO, K. C. e VALENTE, R. O. A. (2013). Política e Legislação Ambiental no Brasil: Breves Reflexões. *In: PIRATELLI, A. J. e FRANCISCO, M. R., (2013). Conservação da Biodiversidade: Dos Conceitos às Ações.* Editora Technical Books. Rio de Janeiro/RJ. 272 p.

FARIAS, T. Q. (2006). Aspectos Gerais da Política Nacional do Meio Ambiente – comentários sobre a Lei nº 6.938/81. *In: Âmbito Jurídico*, Rio Grande, IX, n. 35, dez/16. Disponível em: <http://www.ambito-juridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=1544>. Acesso em fev 2017.

FLEMING, T. H. (1988). The short tailed fruit bat: a study in plant–animal interactions. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. *In: LEME ENGENHARIA LTDA. (2015). Diagnóstico de Fauna. Estudo de Impacto Ambiental UHE Belo Monte.* Acesso em: jan/2017. Disponível em: http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/Dossie/BM/DocsOf/EIA-09/Vol%2014/TEXT0/MAMIFEROS/DIAGNOSTICO%20MAMIFEROS.pdf

FREIRIA, R F. (2011). **Direito, Gestão e Políticas Públicas Ambientais.** São Paulo. Editora SENAC São Paulo, 234p.

FREUND, R. J. e WILSON, W. J. (1993). **Statistical Methods.** Academic Presss, Boston.

G1. (2017). **Economia, Educação Financeira: Preço médio da gasolina cai pela 4ª semana seguida e fecha abril em R\$ 3,626, diz ANP.** Acesso em jun/2017. Disponível em: <<http://g1.globo.com/economia/seu-dinheiro/noticia/preco-media-da-gasolina-cai-pela-4-semana-seguida-e-fecha-abril-em-r-3626.ghtml>>.

GAIDET-DRAPIER, N., FRITZ, H., BOURGAREL, M., RENAUD, P. C., POILECOT, P., CHARDONNET, P., COID, C., POULET, D. e LE BEL, S. (2006) Cost and efficiency of large mammal census techniques: comparison of methods for a participatory approach in a communal area, Zimbabwe. **Biodiversity and Conservation.** 15:735–754

GASTON, K. J. (1996). Species richness: measure and measurement. *In: Magurran, A. E. (2013). Medindo a diversidade biológica.* Curitiba: Editora da UFPR. 261 p.

GELL-MANN, M. (1994). **The Quark and the Jaguar.** New York: W.H. Freeman and Company. 392p.

GHELER-COSTA, C. (2006). **Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da bacia do Rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil.** (Tese de Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas), Universidade de São Paulo, Piracicaba/SP.

GHELER-COSTA, C. (2015). **Dieta de Canídeos Simpátricos e seu Papel como Dispersores de Sementes em uma Paisagem Silvicultural do Estado de São Paulo.** Universidade Sagrado Coração. Bauru/SP.

GHELER-COSTA, C., BOTERO, G. P., REIA, L. GILLI, L. C., COMIN, F. H. e VERDADE, L. M. (2017) Ecologia Trófica de Onça-Parda (*Puma concolor*) em Paisagem Agrícola. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente - RAMA - ISSN 1981-9951 (impresso) e ISSN 2176-9168 (On-line).**

GHELER-COSTA, C., REIA, L. GILLI, L. C., ROSALINO, L. M. e VERDADE, L. M. (em elaboração). Trophic ecology and sympatry in wild canids in agroecosystems. **Biodiversity and Conservation.**

GIANONI, M. (2015). **Responsabilidade Social: A importância da certificação ambiental para seu negócio.** Edição nº 188. Acesso em jun/2017. Disponível em: <<http://www.responsabilidadesocial.com/artigo/a-importancia-da-certificacao-ambiental-para-seu-negocio/>>

HEBERT, P. D. N., CYWINSKA A., BALL, S. L. e DEWAARD, J. R. (2003) Biological identifications through DNA barcodes. **Proc R Soc Lond B Biol Sci** 270: 313–321.

HELLAWELL, J. M. (1991). Development of a rationale for monitoring. *In*: GOLDSMITH, F. B., **Monitoring for Conservation and Ecology.** London: Chapman e Hall, 1991, 276 p.

JAZEN, D. H. (1984). Dispersal of Small Seeds by Big Herbivores: Foliage is the Fruit. **American Naturalist.** 123, 338-353.

KLARE, U., KAMLER, J. F. e MACDONALD, D. W. (2011). A comparison and critique of different scat-analysis methods for determining carnivore diet, 2011. **Mammal Rev.** 2011, Volume 41, No. 4, 294–312.

KREBS, C.J. (1991). The experimental paradigm and long-term population studies. **Ibis** 133, 2–8.

KREBS, C. J. (1999). **Ecological Methodology.** 2nd Edition. USA: Addison Wesley Longman. 620p.

KONDOH, M. Foraging adaptation and the relationship between food-web complexity and stability. **Science**, v. 299, n. 5611, p. 1388-1391, 2003.

LANCIA, R. A., NICHOLS, J. D. e POLLOCK, K. H. (1996). Estimating the number of animals in wildlife populations. Verdade, L. M., Moreira, J. R. e Ferraz, K. M. P. M. B. (2012). Counting Capybaras. *In*: MOREIRA, J. R., FERRAZ, K. M. P. M. B., HERRERA E. A. e MACDONALD, D. W. Capybara: **Biology, Use and Conservation of na Exceptional Neotropical Species.** Springer-Verlag, Heidelberg, Germany

LYRA-JORGE, M. C., CIOCHETI, G. e PIVELLO, V. R. (2008). Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity and Conservation** 17(7):1573-1580.

LYRA-JORGE, M. C., CIOCHETI, G., PIVELLO, V. R. e MEIRELLES, S. T. (2008). Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. **Springer**. 54:739–744 p.

LITVAITIS, J. A., TITUS, K. e ANDERSON, E. M. (1996). Measuring Vertebrate Use of Terrestrial Habitats and Foods. 255-274p. *In*: ECKERT, K. L., BJORN DAL, K. A., ABREU-GROBOIS, F. A. E DONNELLY, M. (1996). **Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats**. 5nd Edition. 248 p. The Wildlife Society.

LONGINO, J.T. (1994). How to measure arthropod diversity in a tropical rain forest. *Biology and Distributions*. 28: 3 -13. *In*: CULLEN-JUNIOR, L., RUDRAN, R. e VALLADARES-PADUA, C. (2009). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2 Ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 652 p.

MANGINI, P. R. e NICOLA, P. A. (2004). Captura e marcação de animais silvestres. *In*: CULLEN-JUNIOR, L., RUDRAN, R. e VALLADARES-PADUA, C. (2009). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2 Ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 652 p.

MAGNUSSON, W. E., BRAGA-NETO, R., PEZZINI, F., BACCARO, F., BERGALLO, H., PENHA, J., RODRIGUES, D., VERDADE, L. M., LIMA, A., ALBERNAZ, A. L., HERO, J-M., LAWSON, B., CASTILHO, C., DRUCKER, D., FRANKLIN, E., MENDONÇA, F., COSTA, F., GALDINO, G., CASTLEY, G., ZUANON, J., VALE, J., SANTOS, J., LUIZÃO, R. L. C., CINTRA, R., BARBOSA, R. I., LISBOA, A., KOBLITZ, R. V., CUNHA, C. N. e PONTES, A. R. M., (2013). **Biodiversidade e monitoramento ambiental integrado**. Santo André: Áttema Editorial. 351 p. Bilingual edition.

MAGNUSSON, W. E., LAWSON, B., BACCARO, F., CASTILHO, C. V., CASTLEY, J. G., COSTA, F., DRUCKER, D. P., FRANKLIN, E., LIMA, A. P., LUIZÃO, R., MENDONÇA, F., PEZZINI, F., SCHIETTI, J., TOLEDO, J. J., TOURINHO, A., VERDADE L. M. e HERO J. M. (2014). Multi-taxa surveys: integrating ecosystem processes and user demands. p.177-187. *In*: VERDADE, L.M., LYRA-JORGE, M. C. e PIÑA C. I. (Eds.). (2014) **Applied ecology and human dimensions on biological conservation**. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.

MAGURRAN, A. E. (2013). **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR. 261 p.

MAGURRAN A. E. e MCGILL B. J. (2011). **Biological Diversity Frontiers in measurement and Assessment**. Oxford University Press. 345p.

MAGURRAN, A. E. e QUEIROZ, H. (2010). Evaluating tropical biodiversity: Do we need a more refined approach? **Biotropica**, 42, 537–539.

MARTINELLI, L. A., NAYLOR, R., VITOUSEK, P. M. e MOUTINHO, P. (2010). Agriculture in Brazil: impacts, costs, and opportunities for a sustainable future, *Current Opinion in Elsevier. Environmental Sustainability*, v. 2, n. 5-6, p. 431-438.

MAY, R. M., CRAWLEY M. J., SUGIHARA G. (2007). Communities: patterns 111-131p. *In: Theoretical Ecology: Principles and Applications*. Oxford University Press.

MATHWORKS. (2017). **Making Quality Measurements**. Acesso em jun/2017. Disponível em: <<https://www.mathworks.com/help/daq/making-qualitymeasurements.html?requestedDomain=www.mathworks.com>>.

MCGEOSH, M.A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews** 73:181-201.

MELO, A. S. (2008). O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, Vol. 8, n.3, 21- 27 p.

MESQUITA, R. A. (2012). **Legislação Ambiental Brasileira: Uma Abordagem Descomplicada**. Rio de Janeiro: Quileditora, 428p.

MILO, R., SHEN-ORR, S., ITZKOVITZ, S., KASHTAN, N. e CHKLOVSKII, D. (2002). Network Motifs: Simple Building Blocks of Complex Networks. **Science**. 298: 824-827p.

MIOTTO, R. A., CIOCHETTI, G., RODRIGUES, F. P. e GALETTI JR, P. M. (2007). Identification of pumas (*Puma concolor* (Linnaeus, 1771)) through faeces: a comparison between morphological and molecular methods. **Brazilian Journal of Biology**, V. 67, n. 4, 631-637 p.

MONTOYA, J. M. e SOLÉ, R. V. (2002). Small World Patterns in Food Webs. **Jornal of Theoretical Biology**. 214(3):405-412.

NAEEM, S., DUFFY, J. E. e ZAVALETA, E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. **Science**. 336, 1401–1406.

MOTTA, P. R. (1972). Administração para o desenvolvimento: a disciplina em busca da relevância. **Revista de Administração Pública**, 6(3), 39-54

NAZO, G. N. e MUKAI, T. (2001). O Direito Ambiental no Brasil: Evolução Histórica e a Relevância do Direito Internacional do Meio Ambiente. **Revista Direito Administrativo**. Rio de Janeiro, 224: 117-145, abr./jun. 2001.

OLIVEIRA, F. T. R. (2009). **Análise Preliminar do Uso de Espaço por Mamíferos de Médio e Grande Porte em uma Área de Silvicultura no Estado de São Paulo, Através da Coleta de Fezes**. Monografia. Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba/SP.

PAGLIA, A. P., FONSECA, G.A. B. D. A., RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M. S., CHIARELLO, A. G., LEITE, Y. L. R., COSTA, L. P., SICILIANO, S., KIERULFF, M. C. M., MENDES, S. L., TAVARES, V. D. A. C., MITTERMEIER, R. A. e PATTON J. L. (2012). **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil / Annotated Checklist of Brazilian Mammals**. 2ª Edição. Occasional Papers in Conservation Biology, n. 6. Conservation International, Arlington, VA. 76p, 2012.

PALOMARES, F. e ADRADOS, B. (2014). The Use of Molecular Tools in Ecological Studies of Mammalian Carnivores 105-116p. *In*: VERDADE, L. M., LYRA-JORGE M. C. e PIÑA, C. I. (Eds.). (2014). **Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation**. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.

PARDINI, R., DE SOUZA, S. M., BRAGA-NETO, R. e METZGER, J. P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**. 124:253-266.

PARDINI, R., DITT, E. H., CULLEN-JÚNIOR, L., BASSI, C. e RUBRAN, R. (2006). Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. *In*: CULLEN-JUNIOR, L., RUDRAN, R. e VALLADARES-PÁDUA, C. (2006). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2ª ed. Curitiba: Ed. Universidade Federal do Paraná. 652 p.

PARDINI, R., e UMETSU, F. (2006). Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande-distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, 6(2).

PECCATIELLO, A. F. O. (2011). Environmental Public Policies in Brazil: from the Administration of Natural Resources (1930) to the Creation of the National System of Conservation Unities (2000). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, n. 24, p. 71-82, jul./dez. 2011. Editora UFPR.

PERES, C. A. (1990). Effects of hunting on western Amazonian primate communities. **Biological Conservation**, 54: 47-59.

PEET, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review. Ecology and Systematics*. Vol. 05: 285-307.

PETCHEY, O. L. e GASTON, K. J. (2002). Extinction and the loss of functional diversity. **Proc. R. Soc. Lond. B**. 269, 1721-1727.

PIRATELLI, A. J. e FRANCISCO, M. R., (2013). **Conservação da Biodiversidade: Dos Conceitos às Ações**. Editora Technical Books. Rio de Janeiro/RJ. 272 p.

PETCHEY, O. L. e GASTON, K. J. (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology Letters**. 9(6):741-758.

POMPANON F., DEAGLE, B. E., SYMONDSON, W. O. C., BROWN, D. S., JARMAN, S. N. e TABERLET, P. (2012). Who is eating what: diet assessment using next generation sequencing. **Molecular Ecology**. 21:1931-1950.

PRADO, R. P., ROCHA, E. C., e GIUDICE, G. M. L. (2008). Mamíferos de Médio e Grande Porte em um Fragmento de Mata Atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**. V.32, n.4, p.741-749p.

PRIMACK, R.B. e RODRIGUES, E. (2001). **Biologia da Conservação**. Editora Planta. 328 p. Londrina/PR.

- REDFORD, K. H. (1992). The empty Forest. **BioScience** 42: 412-422.
- REIS, N. R., PERACCHI, A. L., FREGONEZI, M. N. e ROSSANEIS, B. K. (2010). **Mamíferos do Brasil – Guia de Identificação**. 1ª Ed. 560p. Editora Technical Books. Rio de Janeiro/RJ.
- REIS, N. R., PERACCHI, A. L., FREGONEZI, M. N. e ROSSANEIS, B.K. (2014). **Técnicas de Estudos Aplicados as Mamíferos Silvestres Brasileiros**. 2ª Ed. 317p. Editora Technical Books. Rio de Janeiro/RJ.
- RICOTTA, C. (2005). Through the jungle of biological diversity. **Acta Biotheor.** 53(1):29-38.
- RIOS, A. V. V. e IRIGARAY, C. T. H. (2005). **O direito e o desenvolvimento sustentável: curso de direito ambiental**. São Paulo: Peirópolis; Brasília: IEB. p. 205-243.
- ROBERGE, J.M. e ANGELSTAM, E P. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. **Conservation Biology** 18: 76-85.
- ROCHA, E. C. e DALPONTE, J. C. (2006). Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma reserva de cerrado em Mato grosso. **Revista Árvore**. Vol.30, n.4, 669-677 p.
- ROWCLIFFE, J. M. e CARBONE, C. (2008). Survelly using camera traps: are we looking to a brighter future? **Animal Conservation**, v. 11, p 185-186.
- SÁNCHEZ, L. E. (2013). **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. 2ª Edição. São Paulo: Oficina de Textos, 583p.
- SANTOS, C. F., BUENO, B. e CASELLA, J. (2013). Comparison between sampling methods and baits efficiency in attracting mammals in Brazilian savanna. **Neotropical Biology and Conservation**. 8(3):156-164p.
- SANTOS, R F. (2004). **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de textos, 184p.
- SÃO PAULO. (2014). **Decreto nº. 60.133, de 07 de fevereiro de 2014**. Secretaria de Meio Ambiente. Declara as espécies da fauna silvestre ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as deficientes de dados para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo. São Paulo, v. 124, n. 27, p. 25, 08 fev. 2014. Seção 1.
- SÃO PAULO. (2015). **Decisão de Diretoria da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo nº 167/2015/C, de 13 de Julho de 2015**. Secretaria do Meio Ambiente. Procedimento para a Elaboração dos Laudos de Fauna Silvestre para fins de Licenciamento Ambiental e/ou Autorização para Supressão de Vegetação Nativa. São Paulo, SP.

- SCOTT, J.M., STAUFFER, B. e DICKSON, K. L. (1987). Species richness – a geographical approach to protecting future biological diversity. *Canadian Journal of Botany*. 77: 1014-1027. *In: CULLEN-JUNIOR, L., RUDRAN, R. e VALLADARES-PADUA, C. (2009). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. 2 Ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 652 p.
- SILVA JR., N. J., SILVA, H. L. R., COSTA, M. C., BUONONATO, M. A., TONIAL, M. L. S., RIBEIRO, R. S. e PESSOA, A. M. (2007). Avaliação Preliminar da Fauna Silvestre Terrestre do Vale do Rio Caiapó, Goiás: Implicações para a Conservação da Biodiversidade Regional. **Estudos Vida e Saúde**. Goiânia, v. 34, nº11/12, p. 1057-1094, 2007.
- SILVEIRA, L. F., BEISIEGEL, B. M., CURCIO, F. F., VALDUJO, P. H., DIXO, M., VERDADE, V. K., MATTOX, G. M. T. e CUNNINGHAM, P. T. M. (2010). Para que servem os inventários de fauna? **Estudos Avançados**, 24(68), 173-207 p.
- SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A. T. A. e DINIZ-FILHO, J. A. F. (2003). Câmera trap, line transect census and track surveys: a comparative evolution. **Biological Conservation**, v. 114, p. 351-355.
- SOKAL, R.R. e ROHLF, F.J. (1995). **Biometry**. New York: Freeman.
- SOUSA, A. C. A. (2005). A Evolução da Política Ambiental no Brasil do Século XX. **Achegas.net**, Rio de Janeiro, V. I, p. 26. Disponível em: http://www.achegas.net/numero/vinteeseis/ana_sousa_26.htm Acesso em: fev. 2017
- SRBEK-ARAÚJO, A. C. e CHIARELLO, A. G. (2005). Is camera-trapping an efficient method to surveying mammals in neotropical forest? A case study in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**. 21:121–125 p.
- SRBEK-ARAÚJO, A. C. e CHIARELO, A. G. (2007). Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**. 24:647–656 p.
- TCU - TRIBUNAL DE CONTAS DA UNIÃO. (2007). **Cartilha de Licenciamento Ambiental**. 2ª ed. Brasília: TCU, 83p. Disponível em: <http://portal.tcu.gov.br/biblioteca-digital/cartilha-de-licenciamento-ambiental-2-edicao-1.htm>. Acesso em fev 2017.
- TOMAS, W. M. e MIRANDA, G. H. B. (2006). Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. *In: CULLEN-JUNIOR, L., RUDRAN, R. e VALLADARES-PADUA, C. (2009). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. 2 Ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 652 p.
- TERBORGH, J., LOPEZ, L., NUÑEZ, P., RAO, M., SHAHABUDDIN, G., ORIHUELA, G., RIVEROS, M., ASCANIO, R., ADLER, G. H., LAMBERT, T. D. e BALBAS, L. (2001). Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, 294(5548), 1923-1926

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

TROLLIET, F., HUYNEN, M. C., VERMEULEN, C. E HAMBUECKERS. (2014). Use of camera traps for wildlife studies. A Review. **Biotechnol. Agron. Soc. Environ.** 18(3), 446-454 p.

THOMPSON, I.D., DAVIDSON, I.J., O'DONNELL, S. e BRAZEAU, F. (1988). Use of track transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. **Journal Zoology** . 67:1816-1823.

VAN HENSBERGEN, H. J. e WHITE, G.C. (1995). Review of methods for monitoring vertebrate population parameters. *In*: BISSONETTE J.A. e KRAUSMAN P.R. (eds), *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future*, Proceedings of the First International Wildlife Management Congress. **The Wildlife Society**. Bethesda, MD, 489–508 p.

VARGAS, S. A., BONZANINI, O. A. e VARGAS, A. J. (2015). Economia ambiental em projetos sociais e ambientais: evidenciação dos investimentos realizados pela empresa Petrobras no exercício de 2012. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 19, n. 4, p. 27-38.

VERDADE, L. V. (2004). A exploração da fauna silvestre no Brasil: jacarés, sistemas e recursos humanos. **Biota Neotrop** 4(2):1–12.

VERDADE, L. M., MOREIRA, J. R. e FERRAZ, K. M. P. M. B. (2012). Counting Capybaras. *In*: MOREIRA, J. R., FERRAZ, K. M. P. M. B., HERRERA E. A. e MACDONALD, D. W. *Capybara: Biology, Use and Conservation of na Exceptional Neotropical Species*. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.

VERDADE, L.M., LYRA-JORGE, M.C. e PIÑA C.I. (2014). Redirections in conservation biology. p.3-17. *In*: VERDADE, L.M., LYRA-JORGE, M.C. e Piña C.I. Eds. **Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation**. Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.

VOSS, R. S. e EMMONS, L. H. (1996). Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. **Bulletin of American Museum of Natural History**. 230: 1-115.

WALTHER, B. A., COTGREAVE, P., PRICE, R. D., GREGORY, R. D. e CLAYTON, D. H. (1995). Sampling effort and parasite species richness. *Parasitology today*. 11: 306-310. *In*: CULLEN-JUNIOR, L., RUDRAN, R. e VALLADARES-PADUA, C. (2009). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2 Ed. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 652 p.

WEBB, C.O. (2000). Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **The American Naturalist**. 156(1):145-155.

WECKEL M., GIULIANO, W., e SILVER, S. (2006). Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. **Journal of Zoology** 270:25-30.

WILBUR, H. M. (1995). Experimental Ecology of Food Webs: Complex Systems in Temporary Ponds. **Ecology**. 78(8), pp. 2279-2302.

YOCCOZ, N. G., NICHOLS, J. D. e BOULINIER, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time: concepts, methods e designs. **Trends in Ecology & Evolution**. Vol.16 No.8 August 2001, 446-453.

ZAR, J. H. (1990). **Biostatistical analysis**. 3 ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA.

ZAR, J. H. (2010). Comparing simple linear regression equations. **Biostatistical Analysis**. 5ª edition. Upper Saddle River: Pearson educaion Inc. pp. 363–378.