

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
CAMPUS BOTUCATU
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA)

**STRIGIFORMES DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DOS CAETETUS:
COMPOSIÇÃO, SELEÇÃO E USO DE HABITAT E SAZONALIDADE**

RAFAEL MARTOS MARTINS

BOTUCATU/SP

2022

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
CAMPUS BOTUCATU
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA)

**STRIGIFORMES DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DOS CAETETUS:
COMPOSIÇÃO, SELEÇÃO E USO DE HABITAT E SAZONALIDADE**

RAFAEL MARTOS MARTINS

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Campus Botucatu como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador: Prof. Dr. Reginaldo José Donatelli

BOTUCATU/SP

2022

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CÂMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: ROSEMEIRE APARECIDA VICENTE-CRB 8/5651

Martins, Rafael Martos.

Strigiformes da Estação Ecológica dos Caetetus :
composição, seleção e uso de habitat e sazonalidade /
Rafael Martos Martins. - Botucatu, 2022

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Biociências de
Botucatu

Orientador: Reginaldo José Donatelli

Capes: 20400004

1. Coruja. 2. Ecologia - Conservação. 3. Mata Atlântica
- Florestas. 4. Habitat. 5. Estações do ano.

Palavras-chave: Conservação; Corujas; Ecologia; Seleção de
habitat; Uso de habitat.

Rafael Martos Martins

**STRIGIFORMES DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DOS CAETETUS:
COMPOSIÇÃO, SELEÇÃO E USO DE HABITAT E
SAZONALIDADE**

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Campus Botucatu como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador: Prof. Dr. Reginaldo José Donatelli

Aprovada em: 17 / 02 / 2022

Prof. Dr. Reginaldo José Donatelli - Orientador (UNESP)

Prof. Dr. Anderson Guzzi (UFPI)

Dr. Alessander Zamorano Antunes (IPA - Instituto de Pesquisas Ambientais)

Dr. Fabio Maffei (UNESP)

Dr. Régis Augusto Pescinelli (UNESP)

“Para o que é importante: Nunca é tarde demais, ou no meu caso, cedo demais para ser quem você quer ser. Não há limite de tempo, pare quando desejar. Você pode mudar ou continuar a mesma pessoa, não há regras para isso. Podemos fazer o melhor ou o pior. Espero que você faça o melhor. Espero que veja coisas que surpreendam você. Espero que você sinta coisas que nunca sentiu antes. Espero que conheça pessoas com um ponto de vista diferente. Espero que tenha uma vida da qual se orgulhe. Se você descobrir que não, espero que encontre forças para começar tudo de novo.”

Trecho do filme: O Curioso Caso de Benjamin Button (2008). Diretor: David Fincher, escrito por Eric Roth e Robin Swicord.

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais, Irene e Antônio, por tudo o que fizeram por mim e meu irmão, pela dedicação e esforço para que nunca tenha faltado nada (em todos os sentidos em que ‘faltar algo’ possa ser utilizado) para nós. Por sempre mencionar a importância e incentivar os estudos e, principalmente, pelo exemplo de pessoas que são.

Ao prof. Reginaldo por todas as oportunidades (profissionais e pessoais), orientação e amizade ao longo de todos esses anos. Por sempre dar a liberdade e apoio de realizar as pesquisas que desejava. Pela paciência que sempre teve ao ensinar. Serei sempre grato.

A CAPES pela bolsa concedida (processo nº 88882.180519/2018-1) durante todo o período desse doutorado, sem a qual seria impossível a realização dessa tese.

A Fundação Florestal e a direção da Estação Ecológica dos Caetetus por permitirem a realização dessa pesquisa, especialmente aos gestores: Nelson Gallo e Patrícia Fazano. Aos funcionários e seguranças, que sem o trabalho deles, a EECa não funcionaria adequadamente: Marcelino, Danilo, Elias, Sidinei e especialmente dona Célia, Fábio, Sérgio e Beto por todo apoio e ajuda, sem o qual, não seria possível ter concluído esse trabalho.

E por fim, a todos os amigos do Laboratório de Ornitologia com quem convivi durante todos esses anos. Pela amizade, risadas e pelos ‘campos’. Agradeço especialmente a Renata Vianna, Raphael Marcelino e Gabriel Fontebasso pela ajuda essencial durante as campanhas por estação, ao Fabio Maffei por toda ajuda na identificação dos anfíbios, e também aqueles que puderam me ajudar durante os trabalhos de campo mensais.

Resumo

Informações associadas a seleção e uso de habitat de comunidades de Strigiformes, as corujas, são pouco abordadas. Esse estudo objetivou conhecer as espécies de Strigiformes da Estação Ecológica dos Caetetus (EECa), se há sazonalidade e entender as características que levam as espécies a selecionar e usar determinados habitat. O estudo foi realizado na EECa, São Paulo, Brasil, com uma área de 2.179 ha de mata estacional semidecidual. Utilizou-se o método de pontos de contagem com *playback* entre janeiro de 2018 a dezembro de 2019. Foram selecionados 12 pontos e cada um foi amostrado por 30 minutos/mês. Totalizou-se 144 horas de esforço amostral. Para análise de seleção e uso de habitat foram coletados dados referentes a estrutura de vegetação; dados abióticos e das possíveis presas com metodologias específicas. Após, foi elaborada uma lista de espécies, foi estimado o número de indivíduos/espécie e avaliado a existência de sazonalidade. Foram registrados 26 indivíduos de quatro espécies, sendo: 12 *Strix virgata*, seis *Pulsatrix koenigswaldiana*, cinco *Megascops atricapilla* e três *Megascops choliba*. Não houve sazonalidade na comunidade de corujas. Em relação a estrutura da vegetação, *S. virgata* prefere locais com características de floresta madura, embora tenha tolerância quanto à altura do dossel e perímetro na altura do peito das árvores. *Pulsatrix koenigswaldiana* possui uma plasticidade em relação as características do habitat, utilizando até áreas de borda. *Megascops choliba* é escassa no interior da EECa e parece evitar áreas de mata madura. Já *M. atricapilla* ocorre desde locais com dossel mais baixo até em locais de mata mais madura. Em relação as variáveis abióticas, para *S. virgata* a umidade teve efeito positivo e o vento efeito negativo; para *M. atricapilla* a temperatura teve efeito positivo e, para as outras espécies, não foi significativa. Em relação a abundância de presas, durante a estação chuvosa a abundância de artrópodes e anfíbios foram significativas, enquanto na estação seca a abundância de artrópodes foi significativa. Os roedores foram um item alimentar importante ao longo do ano. Assim, o estudo evidencia a importância da conservação de fragmentos de mata no interior do Estado de São Paulo, os quais abrigam uma significativa diversidade de corujas e consequentemente uma significativa biodiversidade geral.

Palavras-chave: aves; conservação; corujas; ecologia; mata atlântica.

Abstract

Information associated with the selection and use of habitat of Strigiformes (owls) communities, as a whole, is poorly addressed. This study aimed to know the Strigiformes species from the Caetetus Ecological Station (EECa), if there is seasonality and to understand the characteristics that lead the species to select and use certain habitats. The study was carried out at EECa, São Paulo state, Brazil, with an area of 2,179 ha of Seasonal Semideciduous Forest. The point counts method with playback was used between January 2018 and December 2019. Twelve points were selected and each one was sampled for 30 minutes/month. A total of 144 hours of sampling effort was made. For habitat selection and use analysis, data were collected referring to vegetation structure; abiotic data and sampled possible prey with specific methodologies. Afterwards, a species list was elaborated, estimate the number of individuals/species and evaluated the existence of seasonality. We recorded 26 individuals of four species: 12 *Strix virgata*, six *Pulsatrix koeniswaldiana*, five *Megascops atricapilla* and three *Megascops choliba*. There was no seasonality in the owl community. Regarding the structure of the vegetation, *S. virgata* prefers places with characteristics of mature forest, although it has tolerance for canopy height and perimeter at the chest height of trees. *Pulsatrix koeniswaldiana* has a plasticity in relation to habitat characteristics, even using border areas. *Megascops choliba* is scarce within the EECa and seems to avoid areas of mature forest. On the other hand, *M. atricapilla* occurs from places with a lower canopy to more mature forest areas. Regarding the abiotic variables, for *S. virgata*, air humidity had positive effect and wind negative effect; for *M. atricapilla* the temperature had positive effect and for the other owl species, they were not significant. Regarding prey abundance, during the rainy season the abundance of arthropods and amphibians were significant, while in the dry season the availability of arthropods was significant. The rodents, were an important food item throughout the year. Thus, the study highlights the importance of conserving forest fragments in the interior of the São Paulo state, which harbor a significant diversity of owls and, consequently, a significant general biodiversity.

Keywords: birds; conservation; ecology; owls; rainforest.

Lista de Figuras

Figura 1 – Localização da Estação Ecológica dos Caetetus no Estado de São Paulo, Brasil e a distribuição dos pontos amostrais selecionados em trilhas pré-existentes	24
Figura 2 – Exemplo de ponto amostral com as duas parcelas demarcadas	26
Figura 3 – Representação da disposição das <i>Pitfall</i> , modificado de Leite (2006)	28
Figura 4 – Strigiformes da Estação Ecológica dos Caetetus: a) <i>Megascops choliba</i> (corujinha-do-mato), b) <i>Megascops atricapilla</i> (corujinha-sapo) – Foto: Leonardo Casadei, c) <i>Strix virgata</i> (coruja-do-mato) e d) <i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> (murucututu-de-barriga-amarela)	32
Figura 5 – Curva de acumulação de espécies, randomizada 1000 vezes e o estimador não-paramétrico <i>Jackknife</i> 1 das espécies de Strigiformes amostradas na Estação Ecológica dos Caetetus	34
Figura 6 – Histograma circular das espécies de Strigiformes registradas na Estação Ecológica dos Caetetus durante os dois anos de amostragem: a) <i>Megascops choliba</i> (corujinha-do-mato), b) <i>Megascops atricapilla</i> (corujinha-sapo), c) <i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> (murucututu-de-barriga-amarela) e d) <i>Strix virgata</i> (coruja-do-mato)	36
Figura 7 – Resultado da análise de agrupamento dos pontos amostrais amostradas na Estação Ecológica dos Caetetus	38
Figura 8 – Análise de Correspondência Canônica (CCA) mostrando a relação entre as espécies de corujas registradas e os parâmetros da vegetação na Estação Ecológica dos Caetetus. Corujas: M_choliba – <i>Megascops choliba</i> ; M_atricapilla – <i>Megascops atricapilla</i> ; P_koenigswaldiana – <i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> e S_virgata – <i>Strix virgata</i> . Variáveis vegetação: AMD - altura média do dossel; CAV - árvores com cavidade;	

ACA - árvores caídas; CLA - presença de clareira; TER - presença de trepadeiras; ARB - presença de arbustos e PER - perímetro na altura do peito das árvores 41

Figura 9 - Relação da ocorrência de *Strix virgata* com as variáveis umidade relativa do ar e velocidade do vento e as equações da reta para ambas as variáveis 44

Figura 10 - Relação da ocorrência de *Megascops atricapilla* com a variável temperatura e a equação da reta 48

Figura 11 – Análise de redundância para a estação verão. Corujas: *Megascops choliba*; *Megascops atricapilla*; *Pulsatrix koenigswaldiana* e *Strix virgata*. Presas: *Rhinella ornata*, *Rhinella diptycha*, *Leptodactylus labyrinthicus*, *Leptodactylus mystacinus*, *Odontophrynus americanus*, *Enyalius perditus*, *Oligoryzomys*, Araneae, Scorpiones, Coleoptera, Lepidoptera 50

Figura 12 – Análise de redundância para a estação outono. Corujas: *Megascops choliba*; *Megascops atricapilla*; *Pulsatrix koenigswaldiana* e *Strix virgata*. Presas: *Rhinella ornata*, *Akodon*, Araneae, Scorpiones, Opiliones, Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Hymenoptera (Formicidae) e Hymenoptera 52

Figura 13 – Análise de redundância para a estação inverno. Corujas: *Megascops choliba*; *Megascops atricapilla*; *Pulsatrix koenigswaldiana* e *Strix virgata*. Presas: *Akodon*, Araneae, Scorpiones, Opiliones, Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Diptera, Hymenoptera (Formicidae), Hymenoptera, Blattaria 54

Figura 14 – Análise de redundância para a estação primavera. Corujas: *Megascops choliba*; *Megascops atricapilla*; *Pulsatrix koenigswaldiana* e *Strix virgata*. Presas: *Rhinella ornata*, *Rhinella diptycha*, *Haddadus binotatus*, *Notomabuya frenata*, *Oligoryzomys*, *Akodon*, Araneae, Scorpiones, Opiliones, Coleoptera, Lepidoptera 56

Figura 15 – Exemplo de espécies da herpetofauna capturada na Estação Ecológica dos Caetetus: a) *Rhinella ornata*, b) *Rhinella diptycha*, c) *Odontophrynus americanus*, d) *Leptodactylus labyrinthicus*, e) *Enyalius perditus* e f) *Notomabuya frenata* 59

Figura 16 – Pequenos mamíferos capturados na Estação Ecológica dos Caetetus: a) *Oligoryzomys* sp., b) *Akodon* sp. e c) *Monodelphis kunsii* 61

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Strigiformes registrados na Estação Ecológica dos Caetetus, nomes populares, número de contatos, F.O.%, <i>Status</i> : R – rara, IN – incomum, C – comum e MC – muito comum, e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas	32
Tabela 2 - Abundância de Strigiformes na Estação Ecológica dos Caetetus nos pontos amostrais e total	33
Tabela 3 – Resultado da análise estatística circular das espécies de Strigiformes registradas na Estação Ecológica dos Caetetus durante os dois anos de amostragem	37
Tabela 4 – Parâmetros referentes à estrutura da vegetação nos pontos amostrais amostradas na Estação Ecológica dos Caetetus, AMD: altura média do dossel (m), CAV: árvores com cavidade, ACA: árvores caídas, CLA: clareira, TREP: plantas trepadeiras, ARB: arbustos, SER: serapilheira, PER1: perímetro na altura do peito entre 50-90 cm, PER2: entre 91-150 cm, PER3: entre 151-210 cm e PER4: > 210cm	39
Tabela 5 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todas as variáveis abióticas para <i>Strix virgata</i>	42
Tabela 6 – Resultado da ANOVA do modelo contendo as variáveis abióticas significativas para <i>Strix virgata</i>	42
Tabela 7 – Resultado da ANOVA do modelo contendo as variáveis abióticas significativas comparado ao modelo nulo para <i>Strix virgata</i>	43
Tabela 8 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todas as variáveis abióticas para <i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	45

Tabela 9 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todas as variáveis abióticas comparado ao modelo nulo para <i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	45
Tabela 10 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todos as variáveis abióticas para <i>Megascops choliba</i>	46
Tabela 11 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todas as variáveis abióticas comparado ao modelo nulo para <i>Megascops choliba</i>	46
Tabela 12 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todos as variáveis abióticas para <i>Megascops atricapilla</i>	47
Tabela 13 – Resultado da ANOVA do modelo contendo a variável abiótica significativa para <i>Megascops atricapilla</i>	47
Tabela 14 – Resultado da ANOVA do modelo contendo a variável abiótica significativa comparado ao modelo nulo para <i>Megascops atricapilla</i>	48
Tabela 15 – Resultado da análise de redundância para o verão mostrando a relação entre a abundância de presas e as corujas e contendo os valores para os parâmetros: importância dos componentes, valores das espécies e das presas	49
Tabela 16 – Resultado da análise de redundância para o outono mostrando a relação entre a abundância de presas e as corujas e contendo os valores para os parâmetros: importância dos componentes, valores das espécies e das presas	51
Tabela 17 – Resultado da análise de redundância para o inverno mostrando a relação entre a abundância de presas e as corujas e contendo os valores para os parâmetros: importância dos componentes, valores das espécies e das presas	53
Tabela 18 – Resultado da análise de redundância para a primavera mostrando a relação entre a abundância de presas e as corujas e contendo os valores para os parâmetros: importância dos componentes, valores das espécies e das presas	55

Tabela 19 – Artrópodes de solo capturados na Estação Ecológica dos Caetutus através do uso de armadilha do tipo *Pitfall*. Classe ou Ordem; Número de capturas na estação seca (Out - outono e Inv - inverno) e na estação chuvosa (Pri - primavera e VER - verão); Total de capturas; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas 57

Tabela 20 – Artrópodes noturnos capturados na Estação Ecológica dos Caetutus através do uso de armadilha luminosa (lençol branco iluminado por uma lanterna). Classe ou Ordem; Número de capturas na estação seca (Out - outono e Inv - inverno) e na estação chuvosa (Pri - primavera e Ver - verão); Total de capturas; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas 58

Tabela 21 – Herpetofauna capturada na Estação Ecológica dos Caetutus através do uso de armadilha do tipo *Pitfall*. Nome científico; Número de capturas na estação seca (Out - outono e Inv - inverno) e na estação chuvosa (Pri - primavera e Ver - verão); Total de capturas; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas 60

Tabela 22 – Pequenos mamíferos capturados na Estação Ecológica dos Caetutus através do uso de armadilha do tipo *Pitfall*. Nome científico; Número de capturas na estação seca (outono e inverno) e na estação chuvosa (primavera e verão). Total de capturas; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas 61

Tabela 23 – Avifauna amostrada na Estação Ecológica dos Caetutus. Nome científico; Número de registros na estação seca (Out - outono e Inv - inverno) e na estação chuvosa (Pri - primavera e Ver - verão); Total de registros; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas 62

Sumário

1. Introdução.....	17
1.1. Seleção de habitat	18
1.2. Fatores bióticos e abióticos.....	19
1.3. Estudos com aves de rapina	20
1.4. Mata Atlântica.....	21
2. Objetivos Gerais	22
2.1. Objetivos Específicos	22
3. Metodologia.....	23
3.1. Local de Estudo	23
3.2. Levantamento de Strigiformes.....	24
3.3. Uso e Seleção de habitat	25
3.3.1. Escolha das áreas.....	25
3.3.2. Análise da estrutura da vegetação	25
3.3.3. Variáveis abióticas	26
3.3.4. Abundância de presas.....	27
3.4. Análises.....	29
3.4.1. Levantamento de Strigiformes	29
3.4.2. Sazonalidade.....	29
3.4.3. Análise da estrutura da vegetação	30
3.4.4. Variáveis abióticas	30
3.4.5. Abundância de presas.....	31
4. Resultados.....	32
4.1. Levantamento de Strigiformes.....	32
4.2. Sazonalidade	34
4.3. Análise da estrutura vegetação	37
4.4. Variáveis abióticas.....	41
4.4.1. Coruja-do-mato (<i>Strix virgata</i>).....	41

4.4.2. Murucututu-de-barriga-amarela (<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>).....	44
4.4.3. Corujinha-do-mato (<i>Megascops choliba</i>)	45
4.4.4. Corujinha-sapo (<i>Megascops atricapilla</i>).....	47
4.5. Abundância de presas	49
4.5.1. Artrópodes	56
4.5.2. Herpetofauna	59
4.5.3. Pequenos mamíferos	60
4.5.4. Aves.....	61
5. Discussão	69
5.1. Riqueza	69
5.2. Sazonalidade	71
5.3. Análise da estrutura da vegetação, seleção e uso de habitat	72
5.4. Variáveis abióticas	77
5.5. Abundância de Presas	80
5.6. Conservação	84
6. Conclusões.....	86
7. Referências Bibliográficas.....	87
8. Anexo I	101

1. Introdução

O termo “aves de rapina noturnas” tem sido utilizado para agrupar as espécies que estão contidas dentro da Ordem Strigiformes que contém cerca de 250 espécies distribuídas no mundo (König & Weick, 2008; Gill *et al.*, 2022). Tal ordem é dividida em duas famílias: Tytonidae (suindaras) e Strigidae (corujas, mochos e caburés) (Marks *et al.*, 1999; König & Weick, 2008). No Brasil ocorrem 26 espécies, sendo uma de Tytonidae e 25 de Strigidae (Pacheco *et al.*, 2021).

O tamanho corporal varia consideravelmente entre as espécies de corujas e, estas, possuem plumagem altamente críptica, sendo as fêmeas normalmente maiores que os machos (Sick, 1997). A maioria das características morfológicas dos estrigídeos surge do fato que eles são predadores e noturnos (Marks *et al.*, 1999). Esses dois hábitos evolutivamente selecionaram plumagem, ouvidos, olhos, bicos e pés especializados (Marks *et al.*, 1999).

Na alimentação das espécies que ocorrem no Brasil predominam geralmente insetos (gafanhotos, besouros e baratas) - até mesmo uma coruja grande como as do gênero *Pulsatrix* é, em boa parte, insetívora (Sick, 1997). Espécies de porte maior apanham presas como roedores, marsupiais, morcegos, lagartos e anfíbios (Sick, 1997). A maior atividade de caça das espécies noturnas desenvolve-se no crepúsculo e no começo da noite (Sick, 1997).

Cerca de 95% das espécies residem em florestas (König & Weick, 2008). Os principais fatores que ditam o uso de habitat pelas corujas são alimento e locais de nidificação (Marks *et al.*, 1999). Nas florestas tropicais ocorrem os maiores números de espécies de corujas (Marks *et al.*, 1999). De fato, aproximadamente 80% dos estrigídeos do mundo podem ser encontrados nos trópicos sendo que 28% são encontrados na América Central e do Sul, especialmente as dos gêneros *Megascops*, *Glaucidium* e *Strix* (Marks *et al.*, 1999).

Embora informações básicas associadas ao habitat sejam conhecidas para muitas corujas, estudos de uso real de habitat têm sido conduzidos somente com poucas espécies (Marks *et al.*, 1999). Consequentemente, poucos detalhes estão disponíveis sobre como as corujas exploram o habitat que ocupam, como e onde elas obtêm alimento, e como o uso de habitat varia sazonalmente (Marks *et al.*, 1999).

1.1. Seleção de habitat

Os animais podem ocupar uma área limitada por grande parte de suas vidas, e compreender a dimensão desta área pode revelar muitos aspectos a respeito da demanda energética, dinâmica ecológica e do nicho de uma espécie (Odum, 1963; Schoener, 1974). Conhecer a maneira como as espécies utilizam esta área auxilia a entender uma série de interações ecológicas com o ambiente (Odum, 1963; Schoener, 1974).

Pesquisadores têm concentrados esforços na compreensão da forma como as aves selecionam e utilizam o seu habitat, e ao revelarem padrões de resposta a alterações introduzidas nos habitats, estes estudos permitem o estabelecimento de melhores medidas de conservação (Cody, 1985; Jones, 2001; Benton *et al.*, 2003; Martínez *et al.*, 2003).

A seleção de habitat ocorre quando um indivíduo seleciona uma área na qual viver a partir de locais que diferem com relação a características que afetam crescimento, sobrevivência e reprodução (Greene & Stamps, 2001). Entretanto, ao analisar a seleção de habitat, é preciso considerar a disponibilidade de cada tipo de habitat presentes no local de estudo (Sutherland & Green, 2008), sendo que dentro dessa área, a distribuição de cada espécie é irregular, devido aos diversos graus de variação dos fatores abióticos e bióticos (Futuyma, 1993).

Moreno (2014) menciona que “raramente um indivíduo usa toda a gama de ambientes que está à sua disposição, por isso, o uso e a seleção efetiva do habitat, são processos complexos influenciados pela morfologia, pelas adaptações fisiológicas das espécies, além dos aspetos intrínsecos ao seu comportamento inato. Em síntese, embora um indivíduo se estabeleça num habitat determinado, em primeiro lugar, pela sua história evolutiva, este espaço é definido por fatores abióticos (por exemplo, áreas produtoras de alimento ou locais de reprodução adequados), fatores bióticos interespecíficos (a presença de predadores, competidores ou a disponibilidade de presas) e fatores bióticos intraespecíficos (por exemplo, densidade populacional, comportamento social)” (Moreno, 2014).

Jones (2001) em uma revisão sobre os estudos de seleção de habitat em ecologia de aves sintetizou as definições de uso e seleção de habitat. Uso de habitat refere-se a maneira na qual um indivíduo ou espécies usam os habitats para atender às suas necessidades de história de vida (Block & Brennan, 1993). Os estudos dos padrões de

uso de habitat descrevem a atual distribuição de indivíduos por meio dos tipos de habitats (Hutto, 1985).

Já o termo seleção de habitat refere-se a um processo hierárquico das respostas comportamentais que podem resultar em um uso desproporcional dos habitats para influenciar a sobrevivência e aptidão dos indivíduos (Hutto, 1985; Block & Brennan, 1993). A seleção de habitat traz uma conotação de compreensão de processos comportamentais e ambientais complexos que o uso do habitat não faz; os padrões de uso de habitat são o resultado final dos processos de seleção de habitat (Jones, 2001).

Outros fatores ligados ao uso e seleção de habitat por aves de rapina, e que também dependem da estrutura do ambiente, são a presença de sítios adequados para a construção e/ou utilização de ninhos e, no caso das corujas de hábito noturno, a presença de locais para a utilização como abrigo durante o dia (Belthoff & Ritchison, 1990a; 1990b; Blakesley *et al.*, 1992; Perry *et al.*, 1999).

1.2. Fatores bióticos e abióticos

Um fator importante a se considerar nesses estudos são os gradientes de microclima que fornecem um sistema considerável para estudar papéis relativos das interações abióticas e bióticas sobre a segregação de micro-habitat entre espécies coexistentes, bem como questões sobre possíveis custos demográficos das mudanças nas distribuições (Smith, 1977; Karr & Freemark, 1983; Toft, 1985; Johnson, 1992; Martin, 1993; 1998; 2001). As espécies de insetos, anfíbios, répteis, aves e mamíferos são comumente segregadas ao longo de gradientes de microclima e esses gradientes geralmente também refletem gradientes de vegetação (Smith, 1977; Karr & Freemark, 1983; Toft, 1985; Johnson, 1992; Martin, 1993; 1998; 2001).

A biologia das aves de rapina noturnas, tais como as corujas, é bem menos conhecida que a das aves de rapina diurnas, especialmente a respeito do uso e seleção de habitat (Menq & Anjos, 2015). Sendo as aves noturnas geralmente caracterizadas por uma baixa detectabilidade (Equipa Atlas, 2008), a informação em estudos populacionais e de habitat tem-se revelado crucial para o conhecimento da sua distribuição e para a sua conservação (Van Nieuwenhuyse *et al.*, 2008).

Alguns estudos têm abordado as relações entre as espécies de aves noturnas e preferências de habitat (por exemplo, Martínez *et al.*, 2003; Martínez & Zuberogoitia, 2004), mas existem poucos estudos sobre as relações de coexistência entre várias

espécies de aves noturnas e o tipo de habitat (Rey Benayas *et al.*, 2010). Animais predadores dominantes ocupam seus habitats preferidos (nichos fundamentais) e as espécies subordinadas ocupam os nichos subótimos (Polis & McCromick, 1987; Newton, 1998), os quais, em escala local, atuam como refúgio (Vrezec & Tome, 2004).

Quando nos referimos às aves de rapina, a primeira característica de um habitat a ser considerada geralmente é a densidade de presas (Preston, 1990; Ward *et al.*, 1998). Devido a isso, a abundância de presas e a sua disponibilidade são conhecidas como limitantes das populações de aves de rapina (Tapia *et al.*, 2007). Todavia, muitas vezes as características estruturais dos habitats podem interferir diretamente na acessibilidade para a captura dessas presas (Kenward, 1982; Janes, 1985; Leyhe & Ritchison, 2004), o que pode influenciar diretamente na "escolha" de um determinado local por um rapinante. Devido à dificuldade em se observar diretamente a captura das suas presas pelas aves de rapina, a influência das presas no habitat é frequentemente inferida por comparação, usando-se medidas de abundância de presas e o uso do espaço pelas aves de rapina em diferentes tipos de vegetação ou de ocupação do solo (Selas, 1997; Ontiveros *et al.*, 2005; Tapia *et al.*, 2007). Estas relações podem nem sempre ser exatas (Moreno, 2014).

1.3. Estudos com aves de rapina

Estudos que abordam a comunidade de aves de rapina utilizando métodos de amostragem sistematizados são escassos (Zilio, 2012), devido as aves de rapina viverem em baixas densidades e serem de difícil detecção; assim, os métodos geralmente utilizados para estimar a população dessas aves não são adequados (Forsman & Solonen, 1984; Thiollay, 1989; Bibby *et al.*, 1992). Portanto, faz-se necessário a realização de estudos com métodos padronizados e que sejam efetivos para ser aplicado ao local de estudo.

Assim como outros predadores, as aves de rapina desempenham um papel importante na conservação e podem ser elencados como “espécies bandeira” por possuírem grandes áreas de vida, e também podem ser consideradas “espécies guarda-chuva” (Sergio *et al.*, 2008; Zilio, 2012), sendo possível que a conservação de aves de rapina tenha reflexos positivos na conservação de outras espécies (Newton, 1979; Simberloff, 1998; Sergio *et al.*, 2008; Zilio, 2012). Ademais, as aves de rapina são boas bioindicadores (Sergio *et al.*, 2006; 2008; Zilio, 2012).

1.4. Mata Atlântica

No Brasil um dos biomas de maior relevância é a Mata Atlântica, que abrangia uma área equivalente a 1.315.460 km², estendendo-se ao longo de 17 estados brasileiros (Fundação SOS Mata Atlântica, 2017). Entretanto, atualmente restam cerca de 8,5% de remanescentes florestais (> de 100 ha). Essa floresta é um *hotspot* mundial e uma das áreas mais ameaçadas do planeta (Fundação SOS Mata Atlântica, 2017). A composição original da Mata Atlântica é um mosaico de vegetações definidas como florestas ombrófila densa, aberta e mista; floresta estacional decidual e semidecidual; campos de altitude, mangues e restingas (Fundação SOS Mata Atlântica, 2017).

Das 1.971 espécies de aves que ocorrem no Brasil (Pacheco *et al.*, 2021), cerca de 992 ocorrem na Mata Atlântica (Pinto *et al.*, 2012; Fundação SOS Mata Atlântica, 2017); em relação aos Strigiformes, a grande maioria ocorre nesse bioma, com algumas poucas espécies exclusivas da região amazônica e outras associadas a ambientes não florestais.

2. Objetivos Gerais

Esse estudo tem por objetivo conhecer as espécies de Strigiformes que habitam um fragmento de floresta estacional semidecidual, a Estação Ecológica dos Caetetus (Gália e Alvinlândia, São Paulo, Brasil), e compreender as características que levam cada espécie a selecionar e usar determinados habitats em um fragmento florestal.

2.1. Objetivos Específicos

1. Amostrar as espécies de Strigiformes da Estação Ecológica dos Caetetus.
2. Verificar se existe ou não variação sazonal na ocorrência das espécies de Strigiformes que ocorrem na Estação Ecológica dos Caetetus.
3. Descrever os habitats selecionados por cada espécie registrada.
4. Analisar quais fatores influenciam na seleção e uso de habitat.

Com base no referencial teórico apresentado até aqui e em experiência de campo, buscou-se testar a hipótese que dentro de um fragmento de floresta estacional semidecidual, a estrutura da vegetação exerce maior influência na seleção e consequentemente no uso de habitat pelas espécies de Strigiformes.

3. Metodologia

3.1. Local de Estudo

O estudo foi realizado na Estação Ecológica dos Caetetus (EECa), administrada pela Fundação Florestal e está localizada entre os municípios de Gália e Alvinlândia (22°20' e 22°30' S, 49°40' e 49°45' O) no interior do Estado de São Paulo, Brasil e possui uma área de aproximadamente 2.179 ha (Fig. 1).

A formação florestal existente na EECa é um dos mais significativos remanescentes da grande floresta que revestia quase todo o interior do Estado de São Paulo (Tabanez *et al.*, 2005). A vegetação dessa região corresponde à Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 1988). A EECa apresenta-se como um mosaico de áreas com aspectos distintos. Vários fatores contribuem para essa diversidade de fisionomias vegetais: o relevo, a geologia, os solos, o clima e a ação antrópica, que ocorre principalmente no entorno da Estação, exercendo efeito de borda sobre a cobertura florestal (Mattos *et al.*, 1996).

O clima da região é do tipo Cwa de Köppen (mesotérmico de inverno seco), a estação seca se estende de abril a setembro e estação chuvosa de outubro a março. As médias anuais de precipitação variam de 1.100 a 1.700 mm (Tabanez *et al.*, 2005).

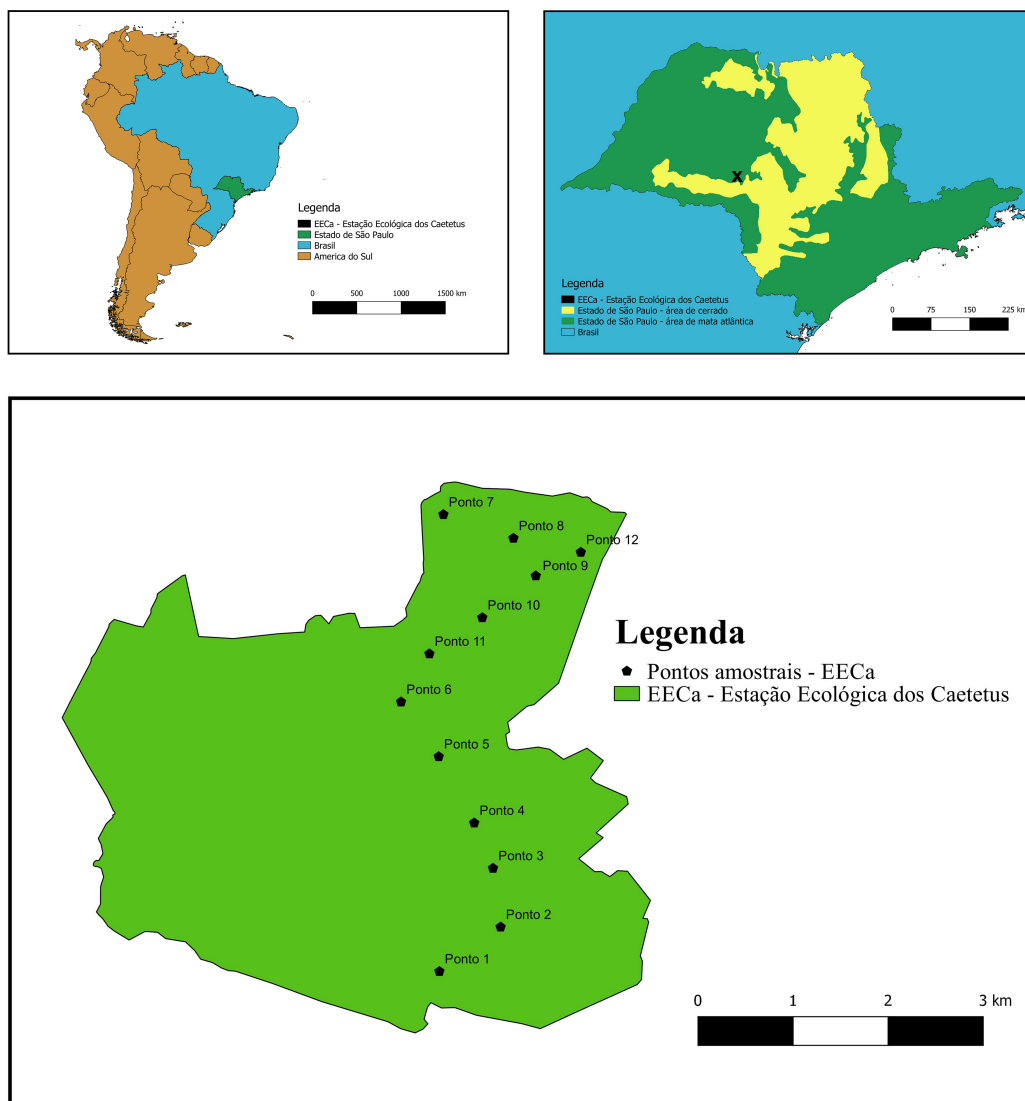


Figura 1 – Localização da Estação Ecológica dos Caetetus no Estado de São Paulo, Brasil e a distribuição dos pontos amostrais selecionados em trilhas pré-existentis.

3.2. Levantamento de Strigiformes

Para a amostragem de Strigiformes que ocorrem na EECa, foi utilizada a metodologia de pontos de contagem associada com a utilização da técnica de *playback* (Fuller & Mosher, 1987; Mosher *et al.*, 1990; Bibby *et al.*, 1992; Andersen, 2008) durante o período de janeiro de 2018 a dezembro de 2019.

Foram selecionados doze pontos de contagem com 800 metros equidistantes entre si. Cada um dos pontos foi amostrado mensalmente por um período de 30 minutos. Os pontos foram demarcados em trilhas pré-existentis na EECa, sendo nove pontos na

trilha do Jipe que possui 8km de extensão, dois pontos na trilha do Lago que possui 2 km de extensão e um ponto na trilha de acesso as duas citadas anteriormente (Fig. 1).

Em relação a técnica de *playback*, em cada ponto amostral foram emitidas vocalizações das espécies de corujas que poderiam ocorrer no local, com o intuito de maximizar a detecção. As espécies foram: *Glaucidium brasilianum* (Gmelin, 1788), *Aegolius harrisii* (Cassin, 1849), *Megascops choliba* (Vieillot, 1817), *Megascops atricapilla* (Temminck, 1822), *Strix virgata* (Cassin, 1849), *Strix hylophila* Temminck, 1825, *Strix huhula* Daudin, 1800, *Asio stygius* (Wagler, 1832), *Asio clamator* (Vieillot, 1808), *Pulsatrix koeniswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901), *Pulsatrix perspicillata* (Latham, 1790) e *Bubo virginianus* (Gmelin, 1788).

Para cada uma das possíveis espécies foram executados um minuto de sua vocalização e um minuto e meio de espera de uma possível resposta. A ordem de execução das vocalizações seguiu da espécie de menor massa corporal para a de maior massa, buscando-se evitar a inibição das espécies de menor porte (Mosher *et al.*, 1990).

As amostragens mensais aconteceram, sempre que possível, em duas noites seguidas, e buscou-se realizar as amostragens em noites de lua crescente ou cheia, iniciando-se sempre após o pôr-do-sol e se estendendo por um período de três horas diárias, sendo seis pontos amostrados em cada noite. Ao final do estudo totalizou-se 144 horas de esforço amostral.

3.3. Uso e Seleção de habitat

3.3.1. Escolha das áreas

Após o término do primeiro ano de levantamento de Strigiformes, os 12 pontos amostrais selecionados foram avaliados para verificar a seleção e o uso de habitat. Em cada ponto amostral foram demarcadas duas parcelas de 10m X 10m (Durigan, 2003), uma em cada lado da trilha para as análises (Fig. 2), totalizando uma área de 200m² de parcelas em cada um dos pontos amostrais.

3.3.2. Análise da estrutura da vegetação

Para análise dos componentes da vegetação, foram adotados os mesmos parâmetros utilizados por Amaral (2007) e Menq & Anjos (2015), sendo: 1 - altura média do dossel (AMD); 2 - número de árvores com cavidades (CAV); 3 - árvores caídas (ACA); 4 - presença de clareira (CLA); 5 - presença de plantas trepadeiras

(TRE); 6 - presença de arbustos (ARB) e 7 - presença de serapilheira (SER), sendo que as quatro últimas variáveis foram classificadas, visualmente, de acordo com os seguintes critérios: (1) ausente; (2) presente em até 10% da área; e (3) presentes em mais de 10% da área.

Foram quantificados também, com o auxílio de uma fita métrica e sempre pelo mesmo pesquisador, os indivíduos arbóreos com perímetro na altura do peito (PER) entre 50-90 cm (PER1); 91-150 cm (PER2); 151-210 cm (PER3) e > 210cm (PER4).

Para medição da altura média do dossel foi utilizado um clinômetro e uma trena para obter os valores que serão aplicados na fórmula, descrita para calcular a altura de uma árvore (Ribeiro, 2011), mas que pode ser utilizada para o cálculo em questão, sendo:

Altura média do dossel = [Tangente do ângulo observado X Distância] + Altura do Observador

Todos os parâmetros foram quantificados sempre pelo mesmo pesquisador e em cada lado de cada uma das 12 parcelas.

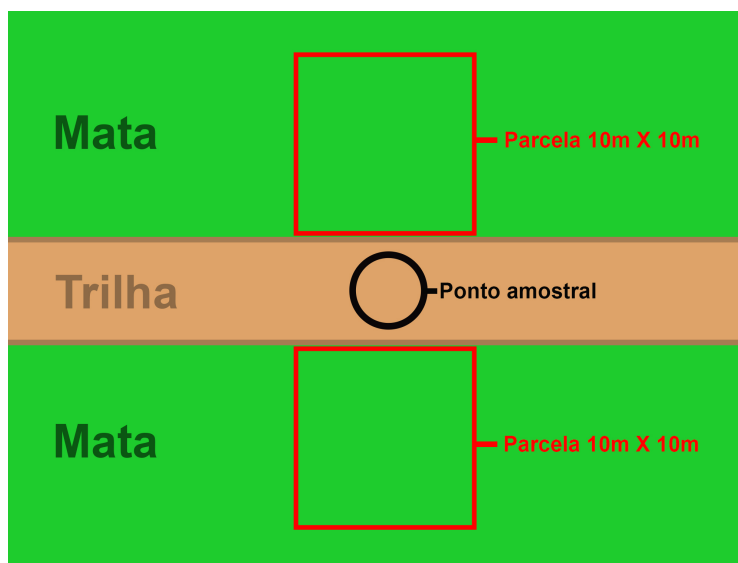


Figura 2 – Exemplo de ponto amostral com as duas parcelas demarcadas.

3.3.3. Variáveis abióticas

Em cada ponto amostral foram coletados dados referentes a temperatura (em °C), umidade relativa do ar (em %) e a velocidade do vento (em m/s) para análise sobre a existência de uma correlação entre essas variáveis e a detectabilidade de Strigiformes.

Esses dados foram mensurados com o uso de um Termo-Higro-Anemômetro Digital INS-825 que forneceu esses dados em tempo real.

3.3.4. Abundância de presas

Autorização para realização da amostragem de todos os grupos de presas: Licença Sisbio nº 61590-2, emitida em 31/12/2018.

3.3.4.1. Artrópodes

Durante um ano foram realizadas quatro campanhas de 11 dias cada, sendo duas na estação seca (outono e inverno) e duas na estação chuvosa (primavera e verão) para amostragem dos artrópodes (principalmente os grupos: Insecta, Arachnida e Myriapoda) presentes nos pontos amostrais selecionados.

Utilizou-se armadilhas do tipo interceptação e queda (*pitfall*) (Mallet-Rodrigues, 2010). Em cada um dos pontos amostrais foram instaladas dez armadilhas *pitfall* com volume de 500ml cada contendo uma solução com água e detergente. As armadilhas foram distribuídas aleatoriamente pela área, sendo cinco em cada parcela, e permanecem abertas durante 10 dias em cada campanha (Morril, 1975; Francisco, 2011). Foram realizadas checagens diariamente das armadilhas no período da manhã.

Foi utilizada também uma armadilha luminosa que consiste em um lençol branco (2m X 1m) iluminado por meio de uma lanterna. Os artrópodes noturnos são atraídos pela luz e pousam no lençol, sendo coletados manualmente (Mallet-Rodrigues, 2010). Essa armadilha foi utilizada em cada ponto amostral por um período de 30 minutos em cada campanha, iniciando-se após o pôr-do-sol e estendendo-se por três horas, sendo seis pontos amostrados por dia em duas noites por campanha.

Os artrópodes coletados foram armazenados em álcool 70% para posterior identificação, em nível de Ordem, no Laboratório de Lupas da UNESP/Bauru, com auxílio de literatura especializada (Triplehorn & Johnson, 2011). Após esse processo os artrópodes foram depositados na coleção da mesma instituição (Anexo I).

3.3.4.2. Herpetofauna e Pequenos mamíferos

Durante um ano foram realizadas quatro campanhas de 11 dias cada, sendo duas na estação seca (outono e inverno) e duas na estação chuvosa (primavera e verão), para amostragem das espécies de herpetofauna e de pequenos mamíferos (roedores e pequenos marsupiais) que ocorrem nos pontos amostrais. Para tanto foram utilizadas armadilhas do tipo interceptação e queda (*pitfall*), que consistem em recipientes (baldes)

que são enterrados no solo e que estão interligados por meio de cercas-guia (*drift-fences*) (Corn, 1994; Jones *et al.*, 1996; Cechin & Martins, 2000).

Baseado nas recomendações de Cechin & Martins (2000), em cada ponto amostral foram instalados quatro baldes de 60 litros cada, sendo dois em cada parcela conectados com cerca guia de lona plástica fixadas em estacas de madeira com seis metros de comprimento e 50 cm de altura. A disposição das armadilhas em cada parcela está ilustrada na Fig. 3. As armadilhas permaneceram abertas durante 10 dias por campanha e foram checadas diariamente no período da manhã.

A herpetofauna coletada foi identificada em nível de espécie com o auxílio de literatura especializada e os pequenos mamíferos foram identificados em nível de gênero com auxílio de um guia específico (Bonvicino *et al.*, 2008); todos animais coletados foram pesados com o auxílio de uma balança digital, fotografados e em seguida foram soltos.

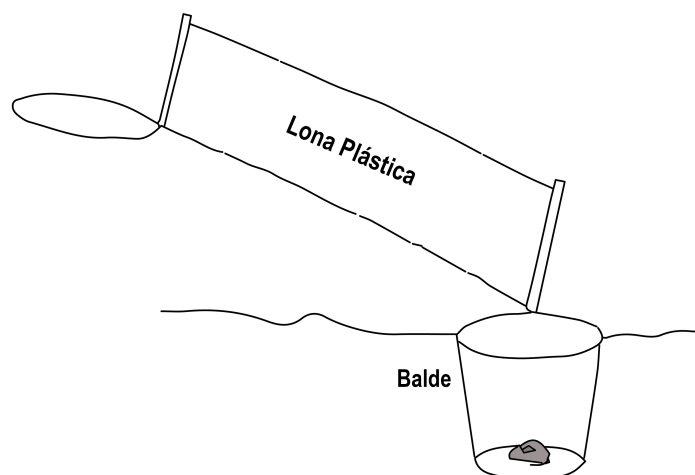


Figura 3 – Representação da disposição das *Pitfall*, modificado de Leite (2006)

3.3.4.3. Aves

Durante um ano, foram realizadas quatro campanhas, sendo duas na estação seca (outono e inverno) e duas na estação chuvosa (primavera e verão), para amostragem das espécies de aves que ocorrem nos pontos amostrais selecionados. Utilizou-se a metodologia de pontos de contagem (Vielliard & Silva, 1990; Bibby *et al.*, 1992), com 10 minutos de duração em cada ponto (12 pontos/período/campanha), no período da manhã e tarde, totalizando 4h de esforço amostral por campanha e 16 horas de esforço amostral ao final do estudo.

3.4. Análises

3.4.1. Levantamento de Strigiformes

Após a coleta de dados foi feita uma lista geral de espécies e devido aos Strigiformes serem aves territoriais considerou-se que os contatos ao longo dos meses do período amostral, em cada ponto demarcado, referem-se aos mesmos indivíduos e, portanto, somente foi considerada a presença de mais de uma coruja, por ponto amostral, quando duas ou mais eram registradas ao mesmo tempo.

Além disso, foi elaborada a curva de acumulação de espécies utilizando-se o estimador de riqueza não-paramétrico *Jackknife* 1 para avaliar se o esforço amostral foi satisfatório por meio do programa EstimateS (Colwell, 2009) e R (2019) com o pacote ‘vegan’ (Oksanen *et al.*, 2011).

Foram analisadas também as frequências de ocorrência (F.O.%) de cada espécie utilizando-se apenas os dados dos pontos de contagem. O cálculo do índice seguiu Vielliard & Silva (1990). Espécies com F.O. de 0,1% a 24,9% são classificadas como raras (R), de 25% a 49,9% incomuns (IN), de 50% a 74,9% comuns (C) e de 75% a 100% muito comuns (MC).

3.4.2. Sazonalidade

Os dados referentes a amostragem de Strigiformes foram analisados quanto a sazonalidade por meio da análise estatística circular (Zar, 2010a) utilizando o *software* Oriana versão 4.02 (Kovach, 2013).

Para a realização da análise, os meses do ano foram convertidos em ângulos em intervalos de 30° (360° da circunferência divididos pelos 12 meses de um ano), e a partir de 0° em janeiro, 30° em fevereiro até 330° em dezembro. Como foram dois anos de amostragem, esse processo foi realizado para cada um dos anos. A existência de sazonalidade na ocorrência das espécies foi testada utilizando os parâmetros de Kovach (2013) e Zar (2010a), e a explicação desses parâmetros seguiu Zar (2010a) e as utilizadas em Martos-Martins & Donatelli (2020):

1. O ângulo médio (μ): Ponto de maior concentração. É o ângulo na circunferência que representa a maior concentração dos dados utilizados na análise e pode ser interpretado como o mês em que os dados obtiveram o maior valor. É também a posição da seta representada no histograma circular;

2. O desvio padrão circular: É o desvio padrão dos valores do parâmetro anterior;

3. O comprimento médio do vetor (r): É uma medida de concentração de dados e varia entre 0 (indica que os dados têm uma distribuição dispersa no ciclo anual) e 1 (indica que os dados estão concentrados na mesma direção, ou seja, há uma concentração maior de dados em um determinado mês ou mais). Este parâmetro no histograma circular é representado pelo tamanho da seta, sendo o valor zero quando a seta está próxima do centro do círculo e à medida que se move em direção à extremidade, seu valor se aproxima de 1, que é o valor máximo.

Posteriormente, foi utilizado o teste de uniformidade de *Rayleigh* (z), este teste ($p < 0,05$) verifica se os dados não estão uniformemente distribuídos ao longo do ciclo de distribuição circular (Zar, 2010b). Quando $p < 0,05$ significa que os dados têm concentração, ou seja, indica uma sazonalidade.

3.4.3. Análise da estrutura da vegetação

Inicialmente foram mesclados os dados das duas parcelas em cada lado do ponto amostral e foi realizada uma análise de agrupamento utilizando distância euclidiana para verificar a similaridade entre os pontos amostrais. Para análise de agrupamento foi utilizado o programa R (2019) com o pacote ‘*vegan*’ (Oksanen *et al.*, 2011).

Para verificar se existe influência das variáveis selecionadas da vegetação sobre a ocorrência de Strigiformes, foi utilizada a Análise de Correspondência Canônica (Ter Braak, 1986), utilizando o programa R com o pacote ‘*vegan*’ (Oksanen *et al.*, 2011). Foram utilizados para essa análise as variáveis da vegetação e os dados de presença e ausência das espécies de Strigiformes em cada um dos pontos amostrais.

3.4.4. Variáveis abióticas

Para analisar se as variáveis climáticas exercem alguma influência na detectabilidade dos Strigiformes foi realizada uma análise de Modelos Lineares Generalizados (GLMs) para verificar se cada uma das variáveis abióticas exerce efeito sobre a ocorrência de cada espécie de corujas amostradas.

Inicialmente foi construído um modelo com todas essas variáveis e esse modelo foi testado utilizando uma ANOVA (teste qui-quadrado – distribuição de *Poisson*) para verificar se todas as variáveis têm um efeito significativo ($p < 0,05$). Caso alguma variável não tenha efeito, foi construído um outro modelo contendo apenas as variáveis significativas.

Após isso, esse modelo construído foi testado através de uma ANOVA com um modelo nulo (sem as variáveis) e caso obtenha um valor significativo de $p < 0,05$ o modelo construído é mantido. Por meio do modelo é possível obter a equação da reta do gráfico e o gráfico que mostra a relação encontrada (caso tenha sido encontrada). Essa análise foi realizada utilizando o programa R com os pacotes: *vegan* (Oksanen *et al.*, 2011), RT4Bio (Reis-Jr. *et al.*, 2013), gplots (Warnes *et al.*, 2020).

3.4.5. Abundância de presas

Após o término das coletas foi elaborada uma lista geral para cada grupo amostrado de acordo com o nível taxonômico estipulado, foi detalhado o número de capturas em cada estação do ano e os pontos amostrais em que cada espécie foi registrada. Em seguida, utilizou-se a análise de Redundância (Legendre & Legendre, 2012) para analisar se a abundância de presas está ligada a ocorrência de cada espécie de Strigiformes registrada, utilizando o programa R, com o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2011). Para a análise de redundância, utilizou-se apenas os dados do segundo ano de amostragem.

4. Resultados

4.1. Levantamento de Strigiformes

Foram registradas quatro espécies de Strigiformes pertencentes a família Strigidae durante os 24 meses de amostragem (Fig. 4). No total foram realizados 104 contatos com Strigiformes na EECa, sendo 57 contatos (54,81%) com *Strix virgata* (Cassin, 1849), 33 com *Pulsatrix koenigswaldiana* (Bertoni & Bertoni, 1901) (31,73%), 8 contatos com *Megascops atricapilla* (Temminck, 1822) (7,7%) e 6 contatos com *Megascops choliba* (Vieillot, 1817) (5,76%). Tabela 1.



Figura 4 – Strigiformes da Estação Ecológica dos Caetetus: a) *Megascops choliba* (corujinha-do-mato), b) *Megascops atricapilla* (corujinha-sapo) – Foto: Leonardo Casadei, c) *Strix virgata* (coruja-do-mato) e d) *Pulsatrix koenigswaldiana* (murucututu-de-barriga-amarela).

Tabela 1 - Strigiformes registrados na Estação Ecológica dos Caetetus, nomes populares, número de contatos, F.O.%, Status: R – rara, IN – incomum, C – comum e MC – muito comum, e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas.

Espécies	Nome Popular	Contatos	F.O.%	Status	Pontos
Strigiformes Wagler, 1830					

Strigidae Leach, 1820					
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	corujinha-do-mato	6	20,83%	R	7, 11, 12
<i>Megascops atricapilla</i> (Temminck, 1822)	corujinha-sapo	8	16,67%	R	1, 2, 3, 5, 6
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	murucututu-de- barriga-amarela	33	66,67%	C	3, 4, 5, 6, 7, 11
<i>Strix virgata</i> (Cassin, 1849)	coruja-do-mato	57	95,83%	MC	1, 2, 3, 7, 8, 9, 10, 12

No total, foi estimada a ocorrência de 26 indivíduos na área amostral, sendo 12 indivíduos de *Strix virgata*, seis de *Pulsatrix koenigswaldiana*, cinco de *Megascops atricapilla* e três de *Megascops choliba*. O número de indivíduos, por espécie, em cada ponto amostral está contido na Tabela 2.

Tabela 2 - Abundância de Strigiformes na Estação Ecológica dos Caetetus nos pontos amostrais e total.

Pontos	<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	<i>Megascops atricapilla</i> (Temminck, 1822)	<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	<i>Strix virgata</i> (Cassin, 1849)
Ponto 1	0	1	0	1
Ponto 2	0	1	0	2
Ponto 3	0	1	1	2
Ponto 4	0	0	1	0
Ponto 5	0	1	1	0
Ponto 6	0	1	1	0
Ponto 7	1	0	1	1
Ponto 8	0	0	0	2
Ponto 9	0	0	0	2
Ponto 10	0	0	0	1
Ponto 11	1	0	1	0
Ponto 12	1	0	0	1
Total	3	5	6	12

A curva de acumulação de espécies indica que o esforço amostral foi suficiente para amostrar as espécies que ocorrem na área de estudo. A curva atingiu seu pico na 17ª amostragem e a partir desta se estabilizou. O estimador de riqueza não-paramétrico *Jackknife* 1 também indica que 100% das espécies estimadas para a área de estudo foram amostradas (Fig. 5).

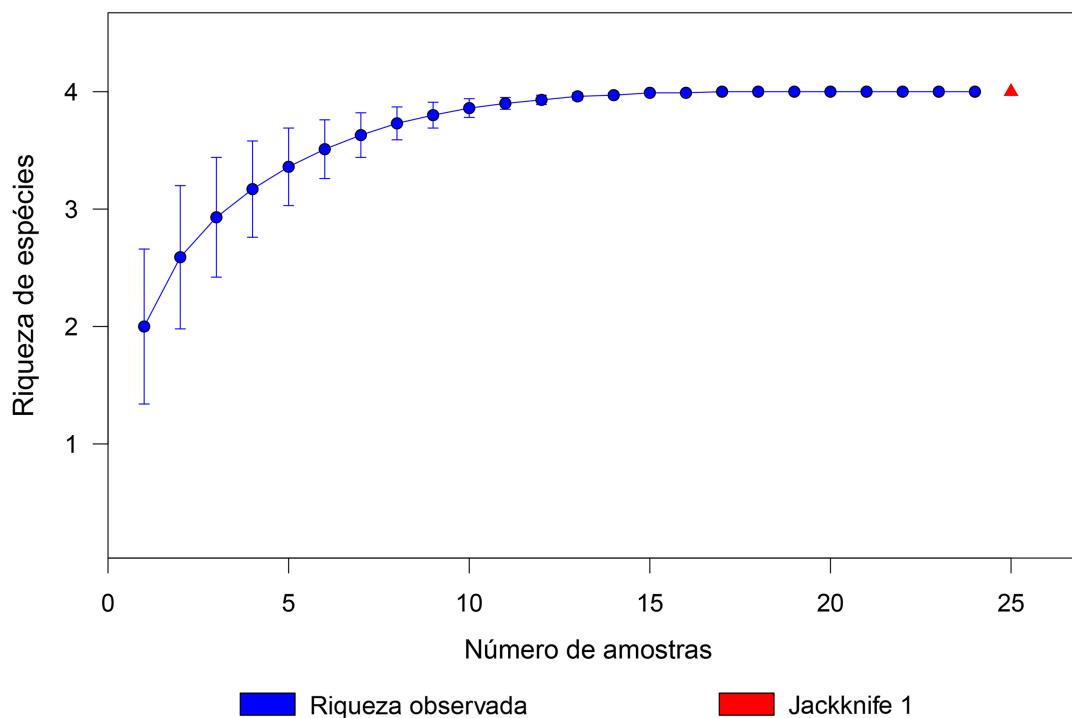


Figura 5 – Curva de acumulação de espécies, randomizada 1000 vezes e o estimador não-paramétrico *Jackknife* 1 das espécies de Strigiformes amostradas na Estação Ecológica dos Caetetus.

4.2. Sazonalidade

De forma geral, a análise estatística circular mostra que as espécies de Strigiformes registradas na EECa são residentes (Fig. 6 e Tabela 3). O baixo número de registros das espécies do gênero *Megascops* provavelmente se deve a baixa densidade populacional e essa baixa densidade populacional pode ter causado uma influência nos resultados, indicando uma sazonalidade na ocorrência de *Megascops atricapilla*.

A corujinha-do-mato (*Megascops choliba*) (Fig. 6a) não apresentou sazonalidade em sua ocorrência nos dois anos de amostragem, apresentando um valor de comprimento médio do vetor (r) mediano, mas mais próximo a zero do que de um nos dois anos ($r = 0,418$ e $0,477$), o que indica que os dados estão dispersos na

circunferência e não há uma concentração (sazonal). O teste de *Rayleigh*, nos dois anos, também apresentou valor que reforça a não existência de um padrão sazonal ($p = 0,633$ e $0,548$).

A corujinha-sapo (*Megascops atricapilla*) (Fig. 6b) apresentou valores que indicam uma sazonalidade em sua ocorrência, apresentando um valor de comprimento médio do vetor (r), durante os dois anos, próximo a um ($r = 0,876$ e $0,715$), o que indica que os dados estão concentrados na circunferência, ou seja, uma sazonalidade. O teste de *Rayleigh* também apresentou valor que reforça a existência de um padrão sazonal no primeiro ano ($p = 0,035$), mas não no segundo ano ($p = 0,129$).

A murucututu-de-barriga-amarela (*Pulsatrix koeniswaldiana*) (Fig. 6c) não apresentou sazonalidade em sua ocorrência nos dois anos de amostragem, apresentando um valor de comprimento médio do vetor (r) baixo, mais próximo a zero do que de um nos dois anos ($r = 0,285$ e $0,338$), o que indica que os dados estão dispersos na circunferência e não há uma concentração (sazonal). O teste de *Rayleigh*, nos dois anos, também apresentou valor que reforça a não existência de um padrão sazonal ($p = 0,156$ e $0,326$).

A coruja-do-mato (*Strix virgata*) (Fig. 6d) embora no teste de *Rayleigh* do segundo ano de amostragem tenha apresentado valores que indicariam uma possível sazonalidade ($p = 0,041$), a espécie não apresentou sazonalidade em sua ocorrência, apresentando um valor de comprimento médio do vetor (r) mais próximo a zero ($r = 0,387$), o que indica que os dados estão dispersos na circunferência e não há uma concentração (sazonal). No primeiro ano de amostragem os valores do comprimento médio do vetor (r) ($r = 0,021$) e do teste de *Rayleigh* ($p = 0,985$) mostram que não existe um padrão sazonal na espécie.

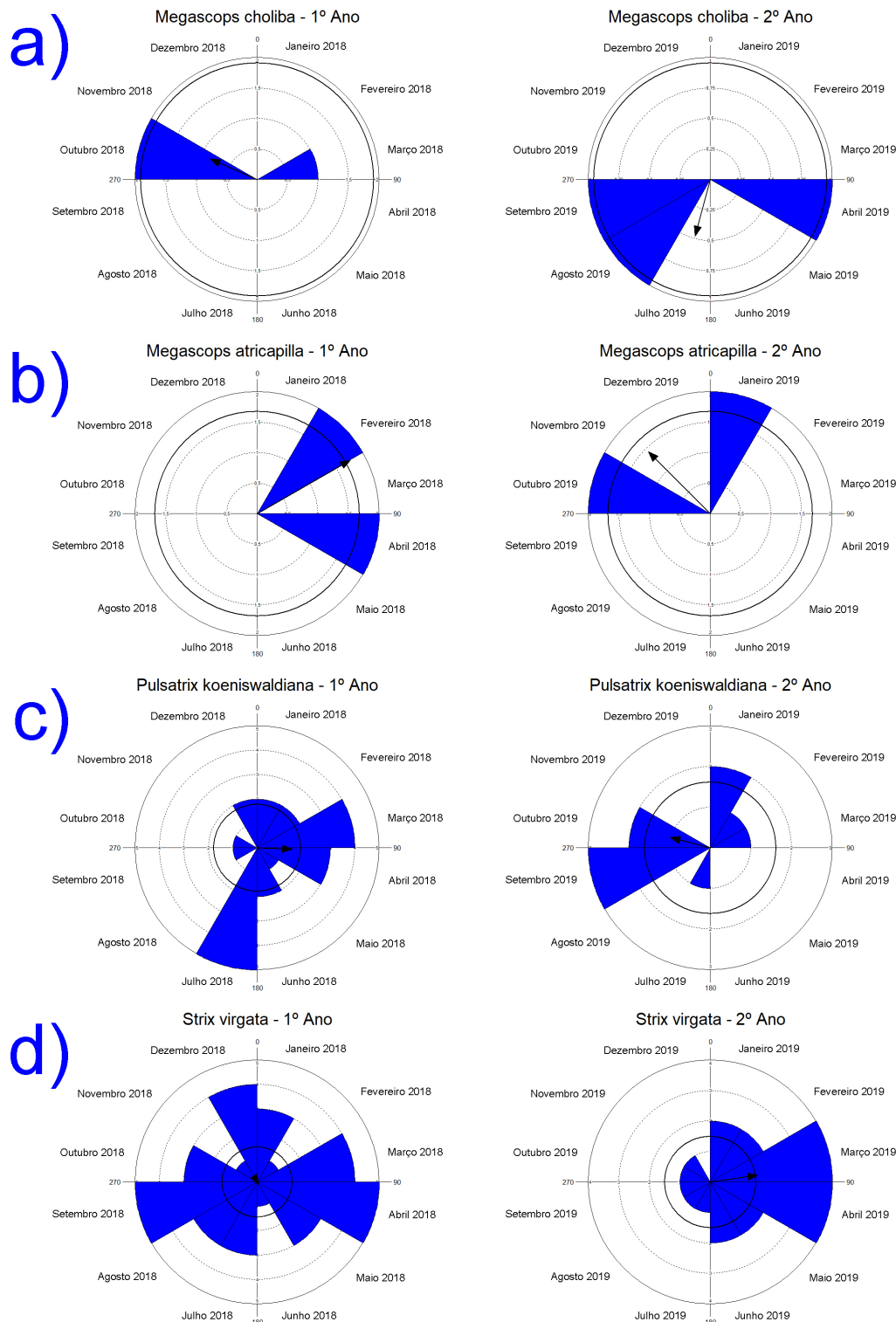


Figura 6 – Histograma circular das espécies de Strigiformes registradas na Estação Ecológica dos Caetetus durante os dois anos de amostragem: a) *Megascops choliba* (corujinha-do-mato), b) *Megascops atricapilla* (corujinha-sapo), c) *Pulsatrix koeniswaldiana* (murucututu-de-barriga-amarela) e d) *Strix virgata* (coruja-do-mato).

Tabela 3 – Resultado da análise estatística circular das espécies de Strigiformes registradas na Estação Ecológica dos Caetetus durante os dois anos de amostragem.

Espécies		Ângulo médio (μ)	Desvio padrão circular	Comprimento médio do vetor (r)	Teste de Rayleigh (p)
Strigiformes Wagler, 1830					
Strigidae Leach, 1820					
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	1º Ano	293,794°	75,691°	0,418	0,633
	2º Ano	195°	69,731°	0,477	0,548
<i>Megascops atricapilla</i> (Temminck, 1822)	1º Ano	60°	29,483°	0,876	0,035
	2º Ano	315°	46,907°	0,715	0,129
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	1º Ano	92,374°	90,843°	0,285	0,156
	2º Ano	285°	84,338°	0,338	0,326
<i>Strix virgata</i> (Cassin, 1849)	1º Ano	150°	159,689°	0,021	0,985
	2º Ano	81,896°	78,897°	0,387	0,041

4.3. Análise da estrutura vegetação

Durante o segundo ano de amostragem foram coletados os parâmetros estipulados para a análise da estrutura da vegetação. Esses parâmetros e seus respectivos valores estão na Tabela 4.

A análise de agrupamento realizada (Fig. 7), que teve um baixo valor de coeficiente de correlação cofenética (0,781), mostra que os pontos mais próximos da borda, pontos 1 e 12, formaram um agrupamento que está mais distante em relação aos outros. Os pontos restantes formaram dois agrupamentos distintos. O primeiro agrupamento contendo os pontos 2, 3, 5, 7, 10 e 11 que apresentam como características uma área com vegetação menos densa e dossel mais baixo em relação ao segundo agrupamento onde estão contidos os pontos 4, 6, 8 e 9.

Coefficiente de Correlação Cofenética = 0,781

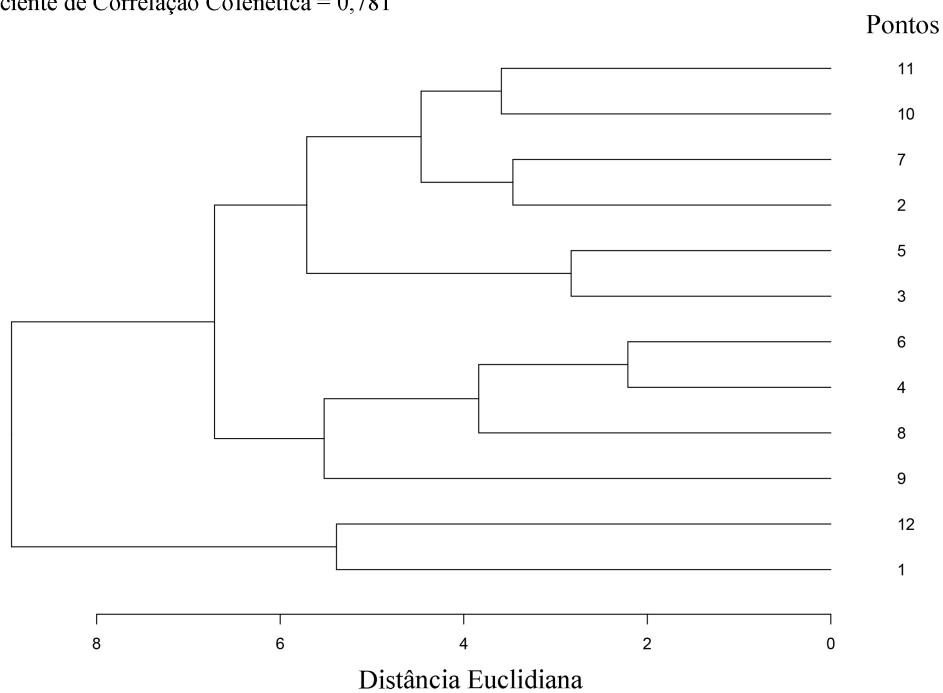


Figura 7 – Resultado da análise de agrupamento dos pontos amostrais amostradas na Estação Ecológica dos Caetetus.

Tabela 4 – Parâmetros referentes à estrutura da vegetação nos pontos amostrais amostradas na Estação Ecológica dos Caetetus, AMD: altura média do dossel (m), CAV: árvores com cavidade, ACA: árvores caídas, CLA: clareira, TREP: plantas trepadeiras, ARB: arbustos, SER: serapilheira, PER1: perímetro na altura do peito entre 50-90 cm, PER2: entre 91-150 cm, PER3: entre 151-210 cm e PER4: > 210cm.

		AMD	CAV	ACA	CLA	TREP	ARB	SER	PER1	PER2	PER3	PER4
Ponto_1	Direita1	15,14	0	3	ate_10%	>10%	ate_10%	>10%	3	3	0	0
	Esquerda1	15,14	0	1	ate_10%	>10%	ate_10%	>10%	5	1	0	0
Ponto_2	Direita2	19,04	0	0	>10%	>10%	>10%	>10%	2	2	0	0
	Esquerda2	19,04	0	2	>10%	ate_10%	>10%	>10%	0	1	0	0
Ponto_3	Direita3	19,54	0	0	ausente	ate_10%	ate_10%	>10%	5	2	0	0
	Esquerda3	19,54	0	1	ausente	ate_10%	>10%	>10%	2	2	0	0
Ponto_4	Direita4	22,88	0	3	ausente	ate_10%	ausente	>10%	6	1	0	0
	Esquerda4	22,88	0	1	>10%	>10%	ate_10%	>10%	2	0	0	0
Ponto_5	Direita5	19,46	0	1	ausente	>10%	>10%	>10%	4	2	0	0
	Esquerda5	19,46	0	2	ausente	>10%	ate_10%	>10%	4	1	0	0
Ponto_6	Direita6	24,58	0	2	ate_10%	>10%	ate_10%	>10%	2	0	0	0
	Esquerda6	24,58	0	1	ate_10%	ate_10%	ate_10%	>10%	7	1	0	0
Ponto_7	Direita7	20,04	0	0	ate_10%	ate_10%	ausente	>10%	2	2	0	0
	Esquerda7	20,04	0	2	ausente	ausente	ausente	>10%	2	0	0	0
Ponto_8	Direita8	23,88	0	1	ausente	ausente	ausente	>10%	3	2	0	0
	Esquerda8	23,88	0	0	ate_10%	ate_10%	ausente	>10%	4	0	0	0
Ponto_9	Direita9	24,58	1	3	ausente	ate_10%	ate_10%	>10%	3	1	1	1
	Esquerda9	24,58	0	3	ate_10%	>10%	ate_10%	>10%	2	2	0	0
Ponto_10	Direita10	20,74	0	4	>10%	>10%	ate_10%	>10%	1	3	0	0
	Esquerda10	20,74	0	2	ate_10%	>10%	ate_10%	>10%	2	0	0	0
Ponto_11	Direita11	19,04	0	4	ate_10%	>10%	ate_10%	>10%	0	1	0	0
	Esquerda11	19,04	0	1	ate_10%	>10%	>10%	>10%	4	0	0	0
Ponto_12	Direita12	12,9	0	0	ausente	ate_10%	ausente	>10%	5	0	0	0
	Esquerda12	12,9	0	1	ausente	ate_10%	ausente	>10%	3	1	0	0

Os resultados obtidos através da Análise de Correspondência Canônica (CCA), representados no gráfico da figura 8, mostram que de toda a variação na diferença de composição de espécies nos pontos amostrais, 91,79% pode ser explicada pelo conjunto de 18 variáveis ambientais coletadas. As variáveis ambientais que foram consideradas significantes nessa análise foram: as medidas de altura média do dossel (AMD) [15,14 m; 19,04 m; 19,46 m; 19,54 m; 20,04 m; 20,74 m; 22,88 m; 23,88 m e 24,58m]; número de árvores com cavidade (CAV); árvores caídas (ACA); presença de clareira [ausente e até 10%] (CLA); presença de plantas trepadeiras [ausente e até 10%] (TRE); presença de arbustos [até 10%] (ARB); perímetro na altura do peito entre 50 e 90 cm (PER1) e perímetro na altura do peito entre 91 e 150 cm (PER2).

A análise sugere que *Megascops choliba* tem preferência por locais com altura média do dossel (AMD) entre 19,04m e 20,04m; trepadeira (TREP) ausentes ou até 10% da área; clareira (CLA) ausente ou até 10% da área e árvores caídas (ACA). Já *Megascops atricapilla* prefere locais com altura média do dossel (AMD) entre 15,14m e 24,58m; arbustos (ARB) em até 10% da área e locais com árvores com perímetro na altura do peito (PER1 e PER2) entre 50 e 150cm.

Strix virgata mostra preferência por locais com altura média do dossel (AMD) entre 15,14m e 23,88m; presença de árvores com cavidades (CAV), árvores com perímetro na altura do peito (PER2) entre 91 e 150cm e trepadeiras (TREP) ausentes ou até 10% da área. *Pulsatrix koenigswaldiana* tem preferência por locais com altura média do dossel (AMD) entre 19,04m e 22,88m; árvores com perímetro na altura do peito (PER1) 50 e 90cm; clareira (CLA) ausente ou até 10% da área e árvores caídas (ACA).

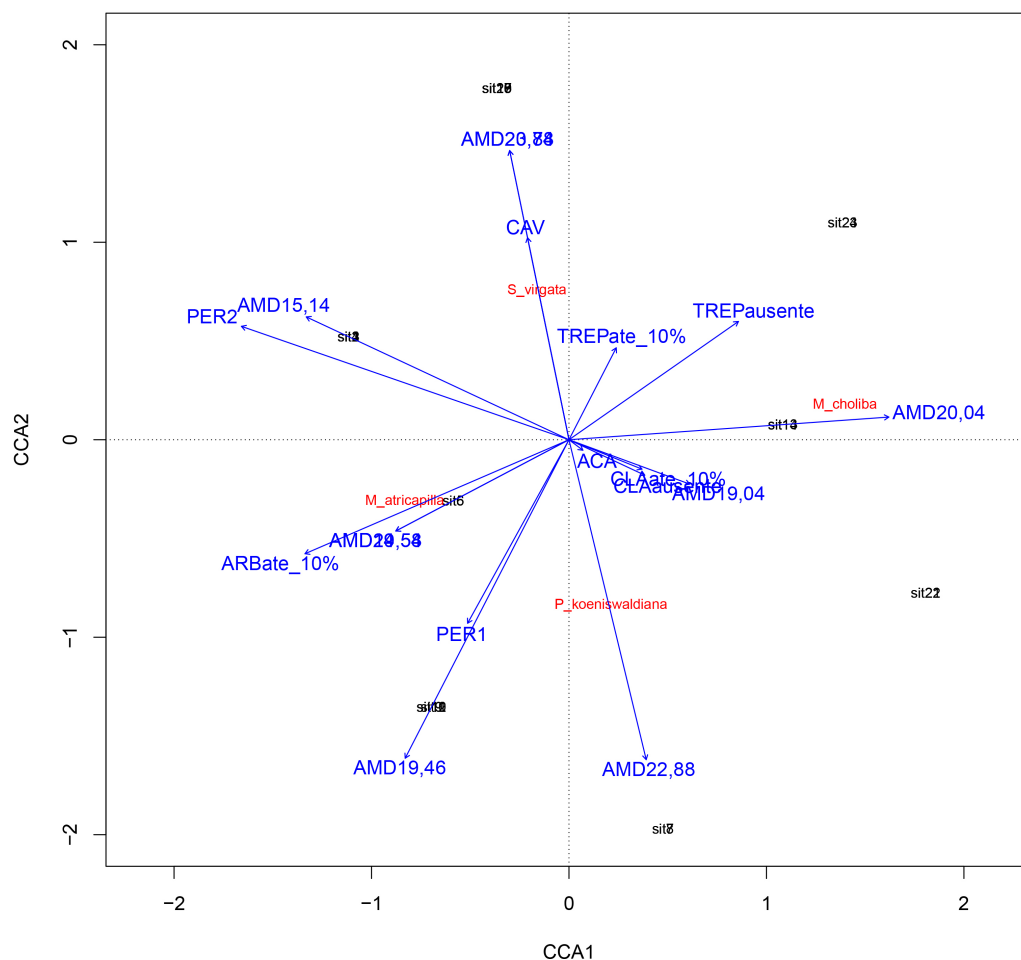


Figura 8 – Análise de Correspondência Canônica (CCA) mostrando a relação entre as espécies de corujas registradas e os parâmetros da vegetação na Estação Ecológica dos Caetetus. Corujas: M_choliba – *Megascops choliba*; M_atricapilla – *Megascops atricapilla*; P_koeniswaldiana – *Pulsatrix koeniswaldiana* e S_virgata – *Strix virgata*. Variáveis vegetação: AMD - altura média do dossel; CAV - árvores com cavidade; ACA - árvores caídas; CLA - presença de clareira; TER - presença de trepadeiras; ARB - presença de arbustos e PER - perímetro na altura do peito das árvores.

4.4. Variáveis abióticas

4.4.1. Coruja-do-mato (*Strix virgata*)

Inicialmente foi construído um modelo para verificar se cada uma das três variáveis abióticas, de maneira independente, exerce efeito sobre a ocorrência de *Strix virgata*.

Modelo1: *Strix virgata* ~ Temperatura + Umidade Ar + Velocidade Vento

A ANOVA (teste qui-quadrado – distribuição de *Poisson*) executada (Tabela 5) mostrou que a Umidade relativa do ar e velocidade do vento tiveram valores significativos ($p = 0,003165$ e $p = 0,015196$ respectivamente).

Tabela 5 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todos as variáveis abióticas para *Strix virgata*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL				287	212,40	
Temperatura	1	1,8122		286	210,58	0,178248
Umidade Ar	1	8,7096		285	201,87	0,003165 **
Velocidade Vento	1	5,8936		284	195,98	0,015196 *

Posteriormente, foi elaborado um novo modelo utilizando apenas as duas variáveis significativas e novamente testado por meio da ANOVA (Tabela 6) e, novamente, foram obtidos valores significativos para umidade relativa do ar ($p = 0,002594$) e velocidade do vento ($p = 0,014595$).

Modelo2: *Strix virgata* ~ Umidade Ar + Velocidade Vento

Tabela 6 – Resultado da ANOVA do modelo contendo as variáveis abióticas significativas para *Strix virgata*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL				287	212,40	
Umidade Ar	1	9,0733		286	203,32	0,002594 **
Velocidade Vento	1	5,9648		285	197,36	0,014595 *

E, por último, após a construção do modelo, avaliou-se por meio de uma ANOVA (Tabela 7) se o mesmo é estatisticamente significativo quando comparado ao modelo nulo (onde as variáveis não exercem influência) e foi confirmado que o modelo é sim estatisticamente significativo ($p = 0,0005427$).

Modelo0: *Strix virgata* ~ 1

Modelo2: *Strix virgata* ~ Umidade Ar + Velocidade Vento

Tabela 7 – Resultado da ANOVA do modelo contendo as variáveis abióticas significativas comparado ao modelo nulo para *Strix virgata*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
Modelo0				287	212,40	
Modelo2	2	15,038		285	197,36	0,0005427 ***

Entretanto, esse modelo tem um baixo valor, 7%, de explicação da variação dos dados, assim como o poder de explicação de cada variável: aproximadamente 4% para umidade relativa do ar e 3% para velocidade do vento (D^2 ou pseudo- $R^2 = 0,07080038$ para o modelo como um todo e D^2 ou pseudo- $R^2 = 0,04271798$ para umidade relativa do ar e D^2 ou pseudo- $R^2 = 0,02808286$ para velocidade do vento).

Com os dados obtidos foram elaborados os gráficos (Fig. 9), que mostram a relação da ocorrência de *Strix virgata* com as variáveis umidade relativa do ar e velocidade do vento e também, obtida a equação da reta para ambas as variáveis, sendo $y = -4.10462 + 0.03337 x$, D^2 ou pseudo- $R^2 = 0.043$ para umidade relativa do ar e $y = -4.10462 - 12.09299 x$, D^2 ou pseudo- $R^2 = 0.028$ para velocidade do vento.

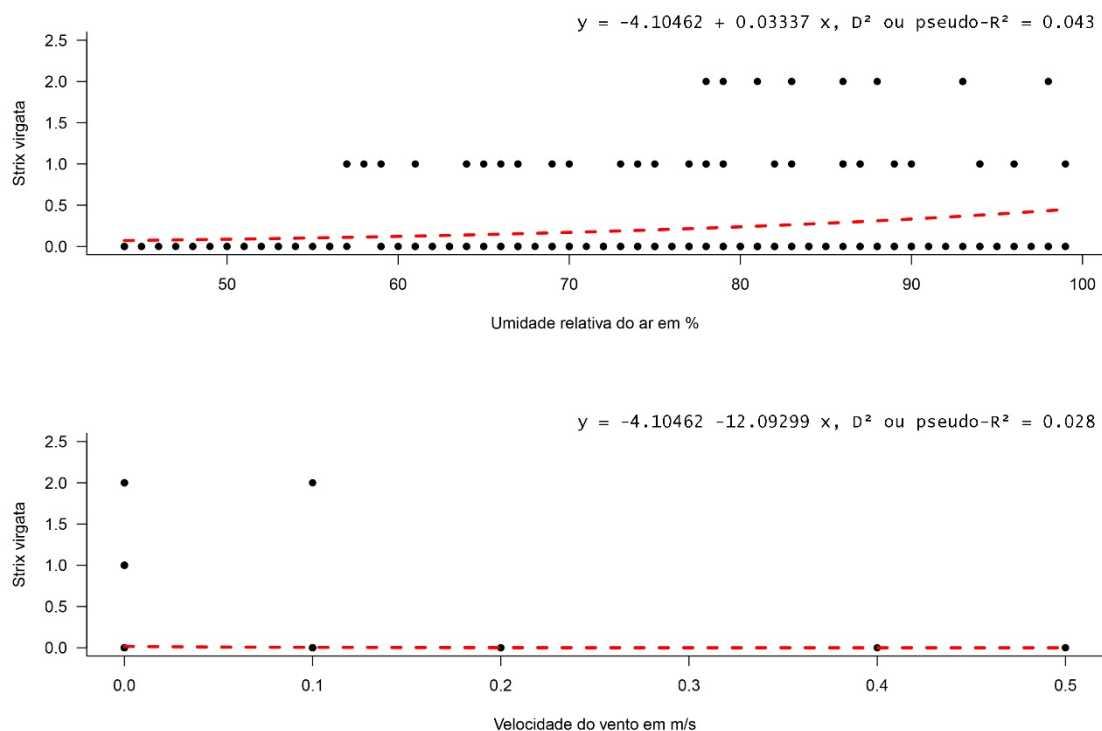


Figura 9 - Relação da ocorrência de *Strix virgata* com as variáveis umidade relativa do ar e velocidade do vento e as equações da reta para ambas as variáveis.

4.4.2. Murucututu-de-barriga-amarela (*Pulsatrix koenigswaldiana*)

Inicialmente foi construído um modelo para verificar se cada uma das três variáveis abióticas, de maneira independente, exerce efeito sobre a ocorrência de *Pulsatrix koenigswaldiana*.

Modelo1: *Pulsatrix koenigswaldiana* ~ Temperatura + Umidade Ar + Velocidade Vento

A ANOVA (teste qui-quadrado – distribuição de *Poisson*) executada (Tabela 8) mostrou que as três variáveis analisadas não tiveram valores significativos.

Tabela 8 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todas as variáveis abióticas para *Pulsatrix koeniswaldiana*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL				287	142,99	
Temperatura	1	0,35396		286	142,63	0,5519
Umidade Ar	1	0,75765		285	141,87	0,3841
Velocidade Vento	1	0,01127		284	141,86	0,9155

Por último, após a construção do modelo, avaliou-se por meio de uma ANOVA (Tabela 9) se o mesmo é estatisticamente significativo quando comparado ao modelo nulo (onde as variáveis não exercem influência) e foi confirmado que o modelo não é estatisticamente significativo ($p = 0,7716$).

Modelo0: *Pulsatrix koeniswaldiana* ~ 1

Modelo1: *Pulsatrix koeniswaldiana* ~ Temperatura + Umidade Ar + Velocidade Vento

Tabela 9 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todas as variáveis abióticas comparado ao modelo nulo para *Pulsatrix koeniswaldiana*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
Modelo0				287	142,99	
Modelo1	3	1,1229		284	141,86	0,7716

Com base nesses resultados, concluiu-se que as três variáveis analisadas não exercem um efeito significativo na ocorrência e detecção da espécie *Pulsatrix koeniswaldiana*.

4.4.3. Corujinha-do-mato (*Megascops choliba*)

Inicialmente foi construído um modelo para verificar se cada uma das três variáveis abióticas, de maneira independente, exerce efeito sobre a ocorrência de *Megascops choliba*.

Modelo1: *Megascops choliba* ~ Temperatura + Umidade Ar + Velocidade Vento

A ANOVA (teste qui-quadrado – distribuição de *Poisson*) executada (Tabela 10) mostrou que as três variáveis analisadas não tiveram valores significativos.

Tabela 10 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todas as variáveis abióticas para *Megascops choliba*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL				287	46,454	
Temperatura	1	0,27367		286	46,181	0,6009
Umidade Ar	1	0,00777		285	46,173	0,9298
Velocidade Vento	1	1,46829		284	44,705	0,2256

Por último, após a construção do modelo, avaliou-se por meio de uma ANOVA (Tabela 11) se o mesmo é estatisticamente significativo quando comparado ao modelo nulo (onde as variáveis não exercem influência) e foi confirmado que o modelo não é estatisticamente significativo ($p = 0,6259$).

Modelo0: *Megascops choliba* ~ 1

Modelo1: *Megascops choliba* ~ Temperatura + Umidade Ar + Velocidade Vento

Tabela 11 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todas as variáveis abióticas comparado ao modelo nulo para *Megascops choliba*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
Modelo0				287	46,454	
Modelo1	3	1,7497		284	44,705	0,6259

Com base nesses resultados, concluiu-se que as três variáveis analisadas não exercem um efeito significativo na ocorrência e detecção da espécie *Megascops choliba*.

4.4.4. Corujinha-sapo (*Megascops atricapilla*)

Inicialmente foi construído um modelo para verificar se cada uma das três variáveis abióticas, de maneira independente, exerce efeito sobre a ocorrência de *Megascops atricapilla*.

Modelo1: *Megascops atricapilla* ~ Temperatura + Umidade Ar + Velocidade

A ANOVA (teste qui-quadrado – distribuição de *Poisson*) executada (Tabela 12) mostrou que apenas a Temperatura teve valor significativo ($p = 0,02158$).

Tabela 12 – Resultado da ANOVA do modelo contendo todos as variáveis abióticas para *Megascops atricapilla*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL				287	57,336	
Temperatura	1	5,2794		286	52,057	0,02158*
Umidade Ar	1	0,0135		285	52,043	0,90749
Velocidade Vento	1	0,0394		284	52,004	0,84259

Posteriormente, foi elaborado um novo modelo utilizando apenas a variável significativa e novamente testado por meio da ANOVA (Tabela 13) e, novamente, foi obtido valor significativo para temperatura ($p = 0,02158$).

Modelo2: *Megascops atricapilla* ~ Temperatura

Tabela 13 – Resultado da ANOVA do modelo contendo a variável abiótica significativa para *Megascops atricapilla*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL				287	57,336	
Temperatura	1	5,2794		286	52,057	0,02158*

E, por último, após a construção do modelo, avaliou-se por meio de uma ANOVA (Tabela 14) se o mesmo é estatisticamente significativo quando comparado ao modelo nulo (onde as variáveis não exercem influência) e foi confirmado que o modelo é sim estatisticamente significativo ($p = 0,02158$).

Modelo0: *Megascops atricapilla* ~ 1

Modelo2: *Megascops atricapilla* ~ Temperatura

Tabela 14 – Resultado da ANOVA do modelo contendo a variável abiótica significativa comparado ao modelo nulo para *Megascops atricapilla*.

	Df	Deviance	Resid.	Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
Modelo0				287	57,336	
Modelo2	1	5,2794		286	52,057	0,02158*

Entretanto, esse modelo tem um baixo valor, 9%, de explicação da variação dos dados (D^2 ou pseudo- $R^2 = 0,092$).

Com os dados obtidos foi feito o gráfico (Fig. 10), que mostra a relação da ocorrência de *Megascops atricapilla* com a variável temperatura e também, obtida a equação da reta, sendo $y = -10.5485 + 0.3041 x$, D^2 ou pseudo- $R^2 = 0.092$.

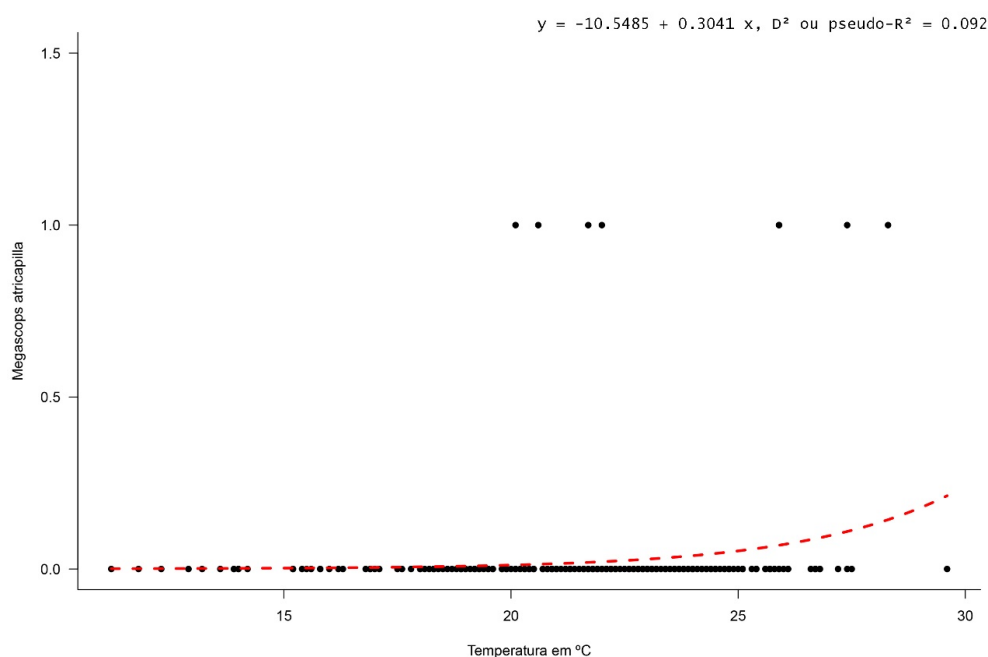


Figura 10 - Relação da ocorrência de *Megascops atricapilla* com a variável temperatura e a equação da reta.

4.5. Abundância de presas

A análise de redundância (RDA), de forma geral, mostrou que durante a estação chuvosa (verão e primavera) a abundância de artrópodes e anfíbios foi significativa para a ocorrência das espécies de corujas, enquanto na estação seca (outono e inverno) a abundância de artrópodes foi mais significativa. Em relação aos roedores, *Oligoryzomys* apresenta maior abundância no verão e primavera, e *Akodon* é mais constante, com abundância significativa no outono, inverno e primavera.

Verão:

A análise de Redundância para o verão (Tabela 15) sugere que a presença das seguintes espécies possui um efeito significativo na ocorrência das espécies de corujas como um todo: *Rhinella ornata* (Spix, 1824), *Rhinella diptycha* (Cope, 1862), *Leptodactylus labyrinthicus* (Spix, 1824), *Leptodactylus mystacinus* (Burmeister, 1861), *Odontophrynus americanus* (Duméril & Bibron, 1841), *Enyalius perditus* Jackson, 1978, *Oligoryzomys*, Araneae, Scorpiones, Coleoptera, Lepidoptera. Embora os valores obtidos nos componentes RDA1 e RDA2 mostrem que não há uma alta relação entre a ocorrência de uma espécie de coruja com a abundância de uma determinada espécie de presa, o gráfico está contido na Fig. 11.

Tabela 15 – Resultado da análise de redundância para o verão mostrando a relação entre a abundância de presas e as corujas e contendo os valores para os parâmetros: importância dos componentes, valores das espécies e das presas.

RDA Verão			
Importância dos componentes:			
	RDA1	RDA2	RDA3
Autovalor	2,2834	0,5845	0,13210
Proporção explicada	0,7611	0,1948	0,04403
Proporção cumulativa	0,7611	0,9560	1,00000
Valores das espécies:			
<i>Megascops choliba</i>	0,00000	0,0000	0,0000
<i>Megascops atricapilla</i>	0,1092	-0,1831	0,49466
<i>Strix virgata</i>	-2,0673	0,1376	0,03791
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	0,2948	1,0328	0,08264

Valores das presas:

<i>Rhinella ornata</i>	0,02878	0,63683	0,02381
<i>Rhinella diptycha</i>	0,18452	0,64639	0,05172
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	0,12575	-0,15789	-0,23302
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	-0,28632	-0,05071	-0,10242
<i>Odontophrynus americanus</i>	0,12575	-0,15789	-0,23302
<i>Enyalius perditus</i>	0,13663	-0,22918	0,61916
<i>Oligoryzomys</i>	0,19458	-0,28706	0,28637
Araneae	0,28551	-0,22097	0,09829
Scorpiones	0,13663	-0,22918	0,61916
Coleoptera	0,16109	0,76377	-0,17987
Lepidoptera	-0,64354	0,28224	-0,04968

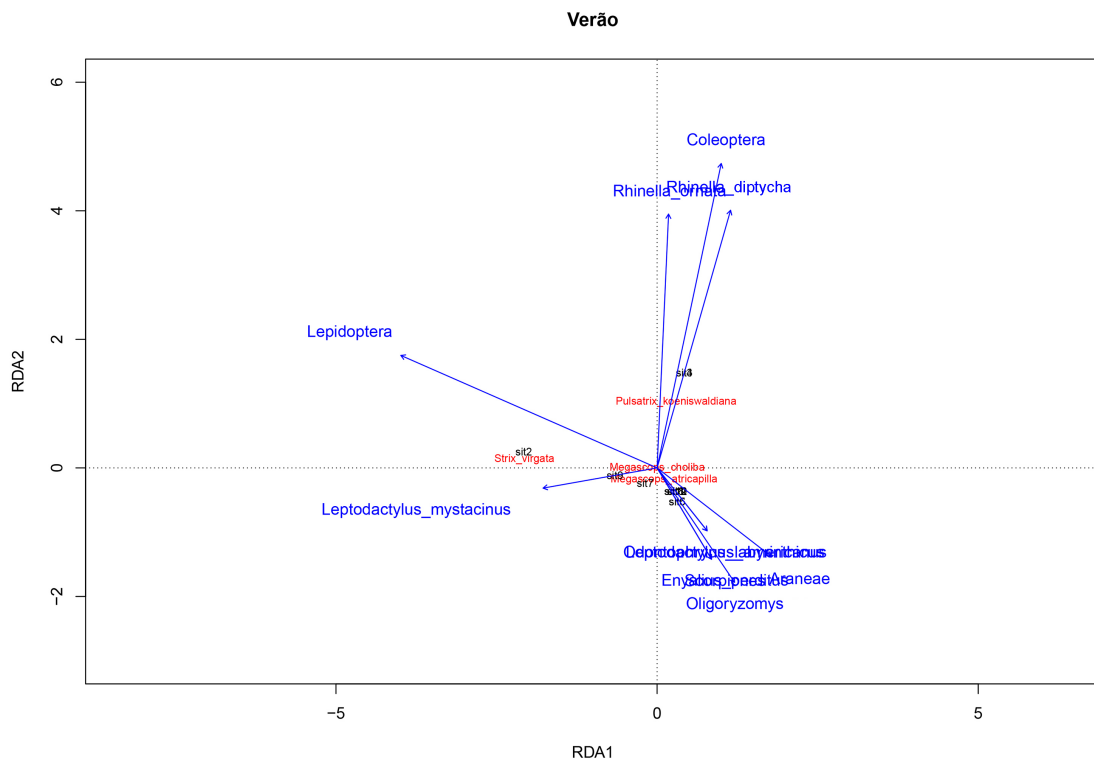


Figura 11 – Análise de redundância para a estação verão. Corujas: *Megascops choliba*; *Megascops atricapilla*; *Pulsatrix koenigswaldiana* e *Strix virgata*. Presas: *Rhinella ornata*, *Rhinella diptycha*, *Leptodactylus labyrinthicus*, *Leptodactylus mystacinus*, *Odontophrynus americanus*, *Enyalius perditus*, *Oligoryzomys*, Araneae, Scorpiones, Coleoptera, Lepidoptera.

Outono:

A análise de Redundância para o outono (Tabela 16) sugere que a presença das seguintes espécies possui um efeito significativo na ocorrência das espécies de corujas como um todo: *Rhinella ornata*, *Akodon*, Araneae, Scorpiones, Opiliones, Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Hymenoptera (Formicidae), Hymenoptera. Embora os valores obtidos nos componentes RDA1 e RDA2 mostrem que não há uma alta relação entre a ocorrência de uma espécie de coruja com a abundância de uma determinada espécie de presa, o gráfico está contido na Fig. 12.

Tabela 16 – Resultado da análise de redundância para o outono mostrando a relação entre a abundância de presas e as corujas e contendo os valores para os parâmetros: importância dos componentes, valores das espécies e das presas.

RDA Outono		
Importância dos componentes:		
	RDA1	RDA2
Autovalor	1,0178	0,03518
Proporção explicada	0,9666	0,03341
Proporção cumulativa	0,9666	1,00000
Valores das espécies:		
<i>Megascops choliba</i>	-0,4015	-0,32886
<i>Megascops atricapilla</i>	0,00000	0,00000
<i>Strix virgata</i>	-1,7688	0,07465
<i>Pulsatrix koenigswaldiana</i>	0,0000	0,00000
Valores das presas:		
<i>Rhinella ornata</i>	0,011026	0,26126
<i>Akodon</i>	0,208693	-0,11132
Araneae	-0,410863	-0,24151
Scorpiones	0,208693	-0,11132
Opiliones	0,009684	0,22946

Coleoptera	0,114313	-0,13956
Lepidoptera	-0,515840	-0,25812
Hemiptera	-0,421667	-0,30936
Diptera	-0,05982	-0,05982
Hymenoptera (Formicidae)	0,192444	0,01712
Hymenoptera	0,014561	0,34503

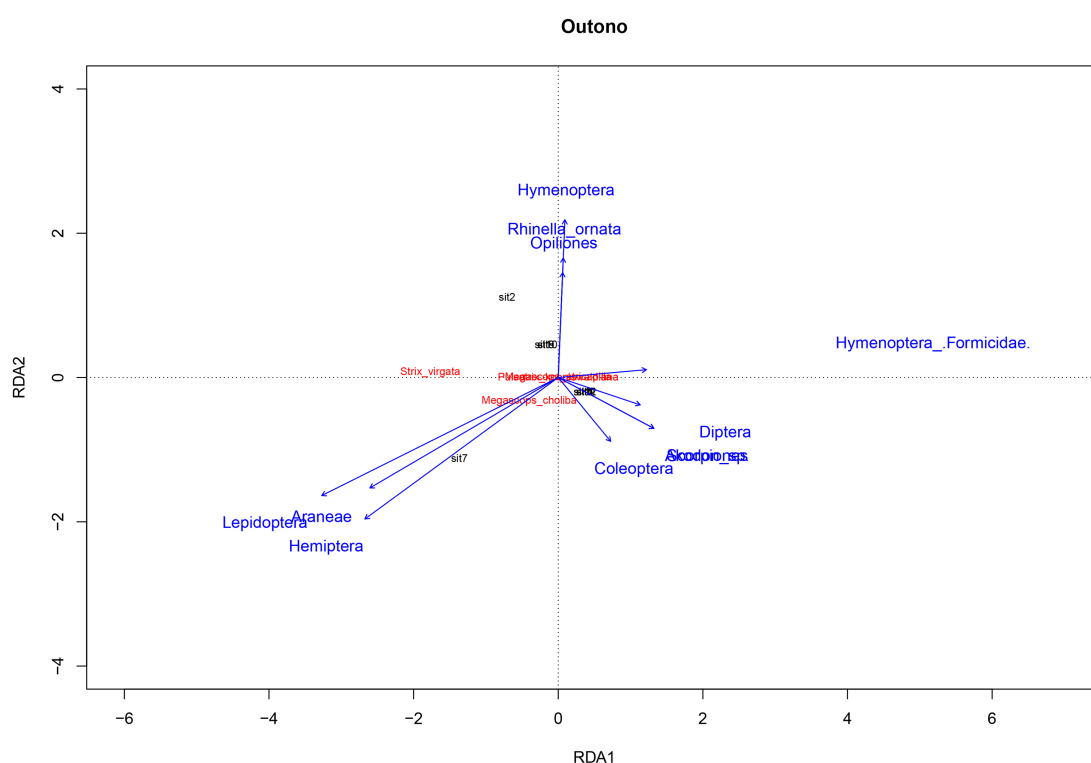


Figura 12 – Análise de redundância para a estação outono. Corujas: *Megascops choliba*; *Megascops atricapilla*; *Pulsatrix koeniswaldiana* e *Strix virgata*. Presas: *Rhinella ornata*, *Akodon*, Araneae, Scorpiones, Opiliones, Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Hymenoptera (Formicidae) e Hymenoptera.

Inverno:

A análise de Redundância para o inverno (Tabela 17) sugere que a presença das seguintes espécies possui um efeito significativo na ocorrência das espécies de corujas como um todo: *Akodon*, Araneae, Scorpiones, Opiliones, Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Diptera, Hymenoptera (Formicidae), Hymenoptera, Blattaria. Embora os valores obtidos nos componentes RDA1 e RDA2 mostrem que não há uma alta relação

entre a ocorrência de uma espécie de coruja com a abundância de uma determinada espécie de presa, o gráfico está contido na Fig. 13.

Tabela 17 – Resultado da análise de redundância para o inverno mostrando a relação entre a abundância de presas e as corujas e contendo os valores para os parâmetros: importância dos componentes, valores das espécies e das presas.

RDA Inverno			
Importância dos componentes:			
	RDA1	RDA2	RDA3
Autovalor	0,4713	0,2194	0,08963
Proporção explicada	0,6040	0,2811	0,11486
Proporção cumulativa	0,6040	0,8851	1,00000
Valores das espécies:			
<i>Megascops choliba</i>	4,807e-01	2,765e-01	-5,112e-01
<i>Megascops atricapilla</i>	-1,477e-16	5,541e-16	6,440e-17
<i>Strix virgata</i>	-8,191e-02	-8,488e-01	-2,022e-01
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	1,238e+00	-1,636e-01	1,852e-01
Valores das espécies:			
<i>Akodon</i>	0,1992	-0,007334	-0,04991
Araneae	0,4134	0,046405	0,53177
Scorpiones	-0,2009	0,348259	0,04102
Opiliones	-0,4153	-0,337919	-0,36724
Coleoptera	-0,4451	0,229853	-0,11863
Lepidoptera	-0,2281	-0,709160	-0,20015
Hemiptera	-0,2415	0,242467	0,19910
Diptera	0,1581	-0,393526	0,06935
Hymenoptera (Formicidae)	-0,3285	0,367203	0,32523
Hymenoptera	0,2701	-0,060435	-0,09763
Blattaria	-0,2644	0,040087	0,25212

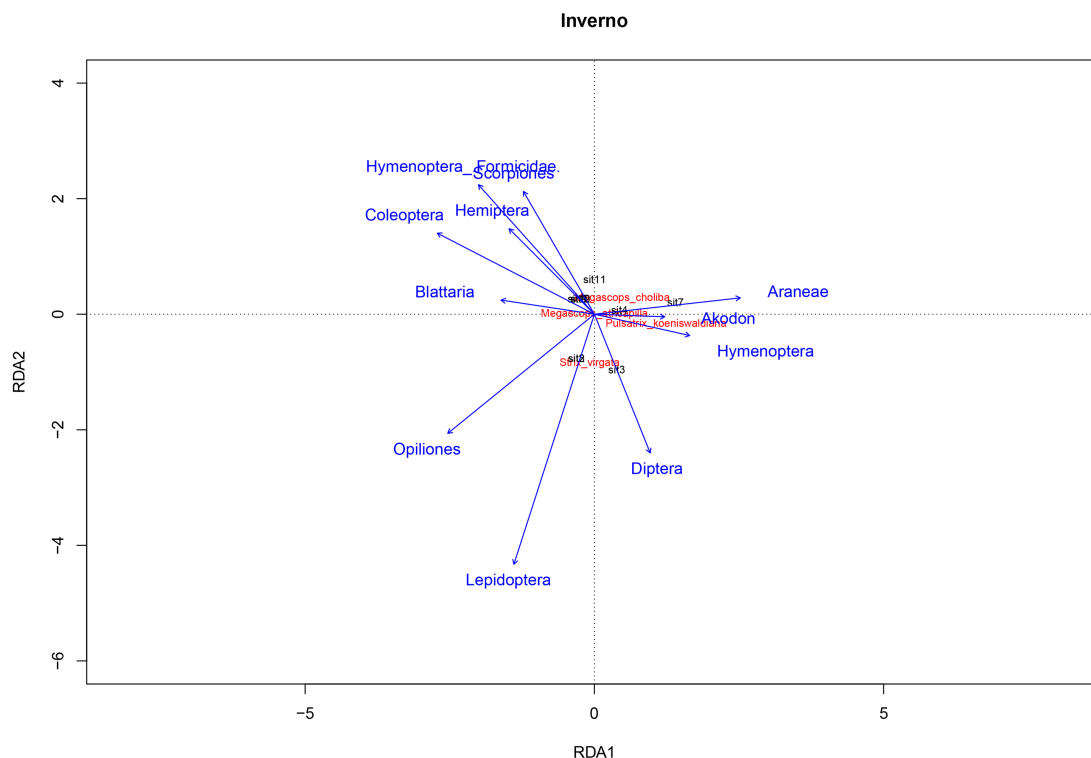


Figura 13 – Análise de redundância para a estação inverno. Corujas: *Megascops choliba*; *Megascops atricapilla*; *Pulsatrix koenigswaldiana* e *Strix virgata*. Presas: *Akodon*, Araneae, Scorpiones, Opiliones, Coleoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Diptera, Hymenoptera (Formicidae), Hymenoptera, Blattaria.

Primavera:

A análise de Redundância para a primavera (Tabela 18) sugere que a presença das seguintes espécies possui um efeito significativo na ocorrência das espécies de corujas como um todo: *Rhinella ornata*, *Rhinella diptycha*, *Haddadus binotatus* (Spix, 1824), *Notomabuya frenata* (Cope, 1862), *Oligoryzomys*, *Akodon*, Araneae, Scorpiones, Opiliones, Coleoptera, Lepidoptera. Embora os valores obtidos nos componentes RDA1 e RDA2 mostrem que não há uma alta relação entre a ocorrência de uma espécie de coruja com a abundância de uma determinada espécie de presa, o gráfico está contido na Fig. 14.

Tabela 18 – Resultado da análise de redundância para a primavera mostrando a relação entre a abundância de presas e as corujas e contendo os valores para os parâmetros: importância dos componentes, valores das espécies e das presas.

RDA Primavera			
Importância dos componentes:			
	RDA1	RDA2	RDA3
Autovalor	0,3417	0,1818	0,1129
Proporção explicada	0,5369	0,2857	0,1774
Proporção cumulativa	0,5369	0,8226	1,0000
Valores das espécies:			
<i>Megascops_choliba</i>	0,0000	0,000e+00	0,0000
<i>Megascops_atricapilla</i>	0,1608	-6,148e-01	0,4755
<i>Strix_virgata</i>	-1,1699	-2,413e-17	0,1307
<i>Pulsatrix_koeniswaldiana</i>	0,1608	6,148e-01	0,4755
Valores das presas:			
<i>Rhinella_ornata</i>	0,06391	8,818e-17	-0,24668
<i>Rhinella_diptycha</i>	-0,99382	3,491e-16	0,11105
<i>Haddadus_binotatus</i>	0,06391	-2,742e-16	-0,24668
<i>Notomabuya_frenata</i>	0,06391	-4,228e-17	-0,24668
<i>Oligoryzomys</i>	0,38826	-5,704e-01	0,19642
<i>Akodon</i>	0,24218	4,629e-01	0,71608
Araneae	-0,17623	2,573e-16	-0,66401
Scorpiones	0,20076	-4,510e-01	0,02928
Opiliones	-0,95111	4,174e-16	-0,01216
Coleoptera	0,15360	5,665e-02	-0,47806
Lepidoptera	-0,22707	5,417e-01	0,23244

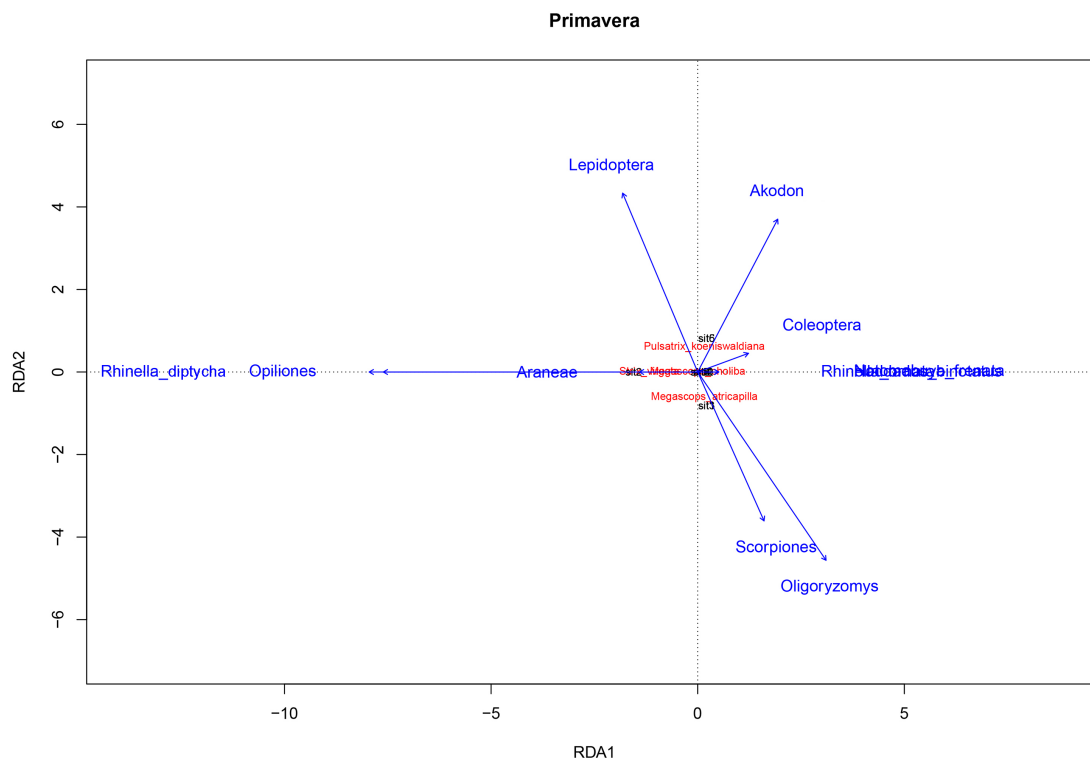


Figura 14 – Análise de redundância para a estação primavera. Corujas: *Megascops choliba*; *Megascops atricapilla*; *Pulsatrix koeniswaldiana* e *Strix virgata*. Presas: *Rhinella ornata*, *Rhinella diptycha*, *Haddadus binotatus*, *Notomabuya frenata*, *Oligoryzomys*, *Akodon*, *Araneae*, *Scorpiones*, *Opiliones*, *Coleoptera*, *Lepidoptera*.

4.5.1. Artrópodes

No total foram registrados 7.703 indivíduos pertencentes a 13 ordens e duas classes de artrópodes através de armadilhas do tipo *pitfall*, sendo 4820 Hymenoptera (Formicidae), 1288 Coleoptera, 398 Orthoptera, 286 Araneae, 246 Blattaria, 238 Diptera, 176 Hymenoptera, 111 Diplopoda, 54 Lepidoptera, 29 Opiliones, 21 Hemiptera, 20 Scorpiones, 7 Isopoda (Crustacea), 6 Dermaptera, 3 Chilopoda (Tabela 19).

Na estação seca foram feitas 2472 capturas, sendo 610 no outono e 1862 no inverno. Nessa estação foram capturados 1937 Hymenoptera (Formicidae), 104 Araneae, 102 Orthoptera, 102 Diptera, 77 Blattaria, 46 Coleoptera, 25 Lepidoptera, 22 Hymenoptera, 19 Opiliones, 17 Diplopoda, 14 Scorpiones, 5 Hemiptera e 2 Isopoda (Crustacea).

Na estação chuvosa foram feitas 5231 capturas, sendo 1347 no verão e 3884 na primavera. Nessa estação foram capturados 2883 Hymenoptera (Formicidae), 1242

Coleoptera, 296 Orthoptera, 182 Araneae, 169 Blattaria, 154 Hymenoptera, 136 Diptera, 94 Diplopoda, 29 Lepidoptera, 16 Hemiptera, 10 Opiliones, 6 Scorpiones, 6 Dermaptera, 5 Isopoda (Crustacea), 3 Chilopoda.

Tabela 19 – Artrópodes de solo capturados na Estação Ecológica dos Caetutus através do uso de armadilha do tipo *Pitfall*. Classe ou Ordem; Número de capturas na estação seca (Out - outono e Inv - inverno) e na estação chuvosa (Pri - primavera e VER - verão); Total de capturas; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas.

	Estação Seca		Estação Chuvosa		Total	Pontos
	Out	Inv	Pri	Ver		
Araneae	44	60	127	55	286	Todos
Scorpiones	1	13	5	1	20	1, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11
Opiliones	9	10	6	4	29	1, 2, 6, 8, 9, 11, 12
Coleoptera	12	34	1074	168	1288	Todos
Lepidoptera	7	18	20	9	54	Todos
Hemiptera	3	2	10	6	21	1, 2, 6, 7, 9, 10, 11, 12
Diptera	61	41	66	70	238	Todos
Hymenoptera (Formicidae)	360	1577	2308	575	4820	Todos
Hymenoptera	15	7	25	129	176	Todos
Blattaria	24	53	95	74	246	Todos
Dermaptera	0	0	2	4	6	1, 2, 4, 7, 11, 12
Orthoptera	57	45	65	231	398	Todos
Diplopoda	16	1	79	15	111	1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
Chilopoda	0	0	2	1	3	1, 8
Isopoda (Crustacea)	1	1	0	5	7	1, 3, 7, 8, 12
Total	610	1862	3884	1347	7703	

Em relação aos artrópodes capturados no período noturno utilizando a armadilha luminosa (lençol branco iluminado por uma lanterna), no total foram registrados 321 indivíduos pertencentes a oito ordens de artrópodes, sendo 166 Lepidoptera, 83 Diptera, 33 Coleoptera, 21 Hemiptera, 9 Hymenoptera (Formicidae), 5 Blattaria, 2 Araneae, 2 Hymenoptera (Tabela 20).

Na estação seca foram feitas 172 capturas, sendo 95 no outono e 77 no inverno. Nessa estação foram capturados 98 Lepidoptera, 58 Diptera, 9 Hemiptera, 3 Hymenoptera (Formicidae), 2 Coleoptera, 1 Hymenoptera, 1 Blattaria.

Na estação chuvosa foram feitas 149 capturas, sendo 70 no verão e 79 na primavera. Nessa estação foram capturados 68 Lepidoptera, 31 Coleoptera, 25 Diptera, 12 Hemiptera, 6 Hymenoptera (Formicidae), 4 Blattaria, 2 Araneae, 1 Hymenoptera.

Tabela 20 – Artrópodes noturnos capturados na Estação Ecológica dos Caetutus através do uso de armadilha luminosa (lençol branco iluminado por uma lanterna). Classe ou Ordem; Número de capturas na estação seca (Out - outono e Inv - inverno) e na estação chuvosa (Pri - primavera e Ver - verão); Total de capturas; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas.

	Estação Seca		Estação Chuvosa		Total	Pontos
	Out	Inv	Pri	Ver		
Araneae	0	0	0	2	2	1, 6
Coleoptera	0	2	29	2	33	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 12
Lepidoptera	59	39	26	42	166	Todos
Hemiptera	3	6	6	6	21	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 11, 12
Diptera	29	29	17	8	83	Todos
Hymenoptera (Formicidae)	2	1	0	6	9	1, 2, 5, 6, 7
Hymenoptera	1	0	0	1	2	1, 10
Blattaria	1	0	1	3	5	1, 9, 10
Total	95	77	79	70	321	

4.5.2. Herpetofauna

No total foram registradas 10 espécies da herpetofauna (Fig. 15) sendo oito de anfíbios e dois de lagartos. Foram capturados 20 anfíbios e dois lagartos, sendo 11 capturas de *Rhinella ornata*, duas de *Rhinella diptycha*, duas de *Odontophrynus americanus*, uma de *Leptodactylus labyrinthicus*, uma de *Leptodactylus mystacinus*, uma de *Physalaemus cuvieri* Fitzinger, 1826, uma de *Physalaemus nattereri* Steindachner, 1863, uma de *Haddadus binotatus*, uma de *Enyalius perditus* e uma de *Notomabuya frenata* (Tabela 21).

Na estação seca foram feitas três capturas, sendo três no outono. Nessa estação foram capturados três indivíduos de *Rhinella ornata* no outono.

Na estação chuvosa foram feitas 19 capturas, sendo 12 no verão e 7 na primavera. Nessa estação foram capturados sete indivíduos de *Rhinella ornata*, um de *Rhinella diptycha*, um de *Leptodactylus labyrinthicus*, um de *Leptodactylus mystacinus*, um de *Odontophrynus americanus* e um de *Enyalius perditus* no verão e um de *Rhinella ornata*, um de *Rhinella diptycha*, um de *Odontophrynus americanus*, um de *Physalaemus cuvieri*, um de *Physalaemus nattereri*, um de *Haddadus binotatus* e um de *Notomabuya frenata* na primavera.

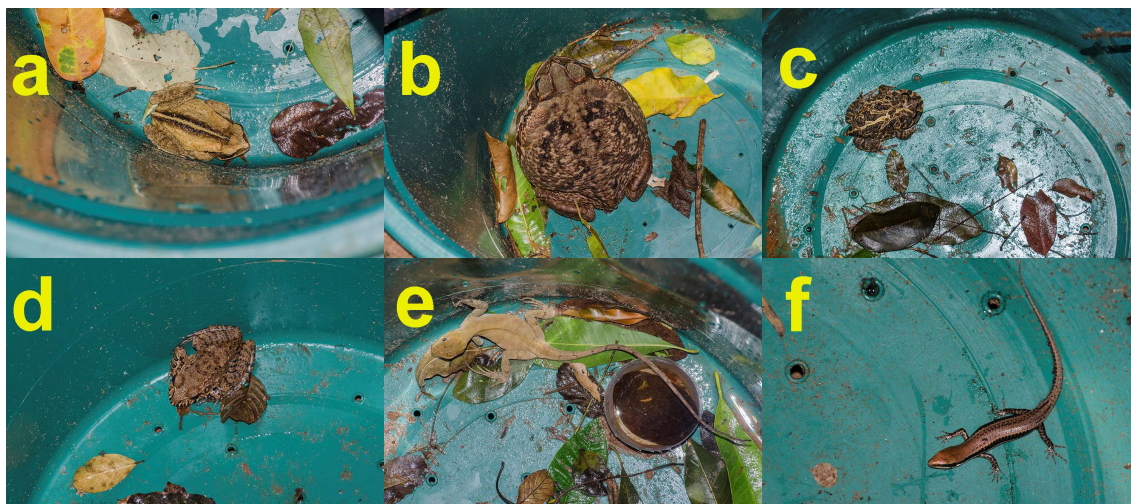


Figura 15 – Exemplo de espécies da herpetofauna capturada na Estação Ecológica dos Caetetus:

- a) *Rhinella ornata*, b) *Rhinella diptycha*, c) *Odontophrynus americanus*, d) *Leptodactylus labyrinthicus*, e) *Enyalius perditus* e f) *Notomabuya frenata*.

Tabela 21 – Herpetofauna capturada na Estação Ecológica dos Caetutus através do uso de armadilha do tipo *Pitfall*. Nome científico; Número de capturas na estação seca (Out - outono e Inv - inverno) e na estação chuvosa (Pri - primavera e Ver - verão); Total de capturas; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas.

	Estação Seca		Estação Chuvosa			
	Out	Inv	Pri	Ver	Total	Pontos
Amphibia						
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	0	0	1	1	2	2, 3
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	3	0	1	7	11	1, 2, 3, 8, 9
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	0	0	1	0	1	4
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	0	0	1	0	1	2
<i>Physalaemus nattereri</i> Steindachner, 1863	0	0	1	0	1	2
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	0	0	0	1	1	12
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	0	0	0	1	1	9
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	0	0	1	1	2	9, 11
Squamata						
<i>Enyalius perditus</i> Jackson, 1978	0	0	0	1	1	5
<i>Notomabuya frenata</i> (Cope, 1862)	0	0	1	0	1	11
Total	3	0	7	12	22	

4.5.3. Pequenos mamíferos

No total foram registrados dois gêneros de pequenos roedores, *Akodon* sp. e *Oligoryzomys* sp., e uma espécie de marsupial, *Monodelphis kunsii* Pine, 1975 (Fig. 16). Foram capturados 24 pequenos mamíferos, sendo 13 capturas de *Oligoryzomys* sp., nove capturas de *Akodon* sp., uma captura de *Monodelphis kunsii* e uma captura de Rodentia não-identificada (Tabela 22).

Na estação seca foram feitas cinco capturas, sendo uma no outono e quatro no inverno. Nessa estação foram capturados um *Akodon* sp. no outono e quatro no inverno.

Na estação chuvosa foram feitas 19 capturas, sendo quatro no verão e 15 na primavera. Nessa estação foram capturados dois *Oligoryzomys* sp. no verão e 11 na

primavera, quatro *Akodon* sp. na primavera, um *Monodelphis kunsii* no verão e um Rodentia não-identificado no verão.



Figura 16 – Pequenos mamíferos capturados na Estação Ecológica dos Caetetus: a) *Oligoryzomys* sp., b) *Akodon* sp. e c) *Monodelphis kunsii*.

Tabela 22 – Pequenos mamíferos capturados na Estação Ecológica dos Caetetus através do uso de armadilha do tipo *Pitfall*. Nome científico; Número de capturas na estação seca (outono e inverno) e na estação chuvosa (primavera e verão). Total de capturas; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas.

	Estação Seca		Estação Chuvosa			
	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Total	Pontos
Ordem Marsupialia						
<i>Monodelphis kunsii</i>	0	0	0	1	1	8
Pine,1975						
Rodentia						
<i>Oligoryzomys</i> sp.	0	0	11	2	13	1, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12
<i>Akodon</i> sp.	1	4	4	0	9	1, 2, 5, 6, 7,11, 12
Rodentia sp.	0	0	0	1	1	12
Total	1	4	15	4	24	

4.5.4. Aves

No total foram registradas 106 espécies de aves e 1.608 indivíduos durante as quatro campanhas, sendo que no período da manhã foram registradas 93 espécies e 996 indivíduos e no período da tarde foram registradas 86 espécies e 612 indivíduos (Tabela 23).

Tabela 23 – Avifauna amostrada na Estação Ecológica dos Caetutus. Nome científico; Número de registros na estação seca (Out - outono e Inv - inverno) e na estação chuvosa (Pri - primavera e Ver - verão); Total de registros; e Pontos: pontos amostrais em que as espécies foram registradas.

	Estação Seca		Estação Chuvosa			
Espécies	Out	Inv	Pri	Ver	Total	Pontos
Tinamidae Gray, 1840						
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	0	2	4	2	8	1, 2, 6, 7, 8, 9, 10
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	1	4	3	2	10	7, 8, 10, 12
Odontophoridae Gould, 1844						
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	7	0	4	0	11	6, 7, 11
Columbidae Leach, 1820						
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	41	20	18	21	100	Todos
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	6	8	8	0	22	1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 12
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	3	1	4	3, 9, 10, 11
<i>Geotrygon violacea</i> (Temminck, 1809)	0	3	5	2	10	1, 2, 3, 4, 8, 9, 10
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	6	11	5	1	23	1, 2, 3, 4, 5, 6, 11, 12
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	1	9	8	1	19	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	0	3	8	0	11	2, 3, 5, 6, 8, 11
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	2	2	0	1	5	7, 11, 12
Cuculidae Leach, 1820						
<i>Dromococcyx pavoninus</i> Pelzeln, 1870	0	1	0	0	1	12
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	1	1	1	1	4	1, 5, 6, 10
Caprimulgidae Vigors, 1825						
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i> (Tschudi,	0	1	0	0	1	12

1844)						
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	0	2	1	0	3	12
Apodidae Olphe-Galliard, 1887						
<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	0	0	1	0	1	6
Trochilidae Vigors, 1825						
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	0	0	1	0	1	2
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	0	2	2	1	5	5, 7, 10, 11, 12
Rallidae Rafinesque, 1815						
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	0	0	0	2	2	2
Cathartidae Lafresnaye, 1839						
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	2	0	3	4, 5
Accipitridae Vigors, 1824						
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	0	0	3	0	3	6, 10
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	0	1	0	0	1	3
Strigidae Leach, 1820						
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	0	1	0	0	1	12
Trogonidae Lesson, 1828						
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	9	19	14	5	47	Todos
<i>Trogon chrysochloros</i> Pelzeln, 1856	0	1	0	0	1	3
Momotidae Gray, 1840						
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	2	6	5	6	19	1, 2, 6, 7, 8, 12
Galbulidae Vigors, 1825						
<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	2	0	0	2	4	2, 4, 7, 11
Bucconidae Horsfield, 1821						
<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)	0	0	0	1	1	6
Ramphastidae Vigors, 1825						
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	4	1	0	0	5	6, 11
Picidae Leach, 1820						
<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840	8	8	5	14	35	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11

<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	0	2	0	0	2	2
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	2	3	5	3	13	1, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 11
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	1	0	3	3	7	1, 3, 9, 11
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	1	0	1	2	4	2, 4, 9, 11
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	1	1	1	0	3	3, 10
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	0	1	0	0	1	3
Falconidae Leach, 1820						
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	0	1	0	0	1	6
Psittacidae Rafinesque, 1815						
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	6	14	0	0	20	1, 3, 6, 7, 10, 11
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	17	19	4	0	40	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	0	2	0	0	2	3
<i>Primolius maracana</i> (Vieillot, 1816)	16	5	6	0	27	1, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Statius Muller, 1776)	59	4	0	0	63	1, 2, 6, 8, 10
Thamnophilidae Swainson, 1824						
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	9	15	8	13	45	Todos
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	14	6	9	6	35	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 11, 12
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	13	4	16	14	47	Todos
<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	17	13	7	8	45	Todos
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	1	2	0	1	4	4, 7, 8
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	14	9	12	17	52	Todos
<i>Drymophila ferruginea</i> (Temminck, 1822)	15	9	8	8	40	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12
<i>Drymophila ochropyga</i> (Hellmayr, 1906)	2	2	0	2	6	3, 5, 7
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873						

<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	10	7	4	16	37	Todos
Formicariidae Gray, 1840						
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	5	3	7	7	22	1, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
Scleruridae Swainson, 1827						
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétrières, 1835)	0	0	1	2	3	3, 4, 8
Dendrocolaptidae Gray, 1840						
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	8	10	4	6	28	1, 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	0	2	1	5	8	2, 3, 5, 6, 7, 10, 12
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	4	3	9	9	25	Todos
Xenopidae Bonaparte, 1854						
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	0	0	0	1	1	12
Furnariidae Gray, 1840						
<i>Anabacerthia lichtensteini</i> (Cabanis & Heine, 1859)	0	1	0	0	1	1
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	4	3	4	3	14	1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 10, 12
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	2	1	1	5	9	2, 3, 4, 5, 9, 10, 11, 12
Pipridae Rafinesque, 1815						
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	35	22	17	15	89	Todos
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	1	0	1	0	2	2, 9
Tityridae Gray, 1840						
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	13	7	9	8	37	Todos
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	0	0	0	2	2	1
Platyrinchidae Bonaparte, 1854						
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	10	5	6	14	35	2, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12
Rynchocyclidae Berlepsch, 1907						

<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	1	0	3	1	5	1, 4, 6, 9, 11
<i>Corythopsis delalandi</i> (Lesson, 1830)	2	8	10	11	31	1, 2, 3, 4, 6, 8, 9, 10, 11
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	3	0	2	1	6	1, 4, 6, 7, 9
<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	2	1	3	3	9	2, 3, 4, 7, 9, 10, 12
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	2	1	0	1	4	4, 11
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	1	0	0	0	1	7
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831)	3	4	2	2	11	1, 3, 4, 5, 6, 7, 11
Tyrannidae Vigors, 1825						
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	2	2	1	0	5	4, 5, 6, 11
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	0	0	2	0	2	1, 6
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	0	0	0	2	2	3, 10
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	1	0	2	0	3	6, 9, 11
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	1	2	0	1	4	4, 7
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	0	0	5	0	5	4, 7, 8, 12
<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	2	1	1	2	6	2, 4, 5, 6
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	6	3	6	7	22	Todos
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	3	4	2	4	13	2, 4, 5, 8, 9, 10, 11, 12
Vireonidae Swainson, 1837						
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	12	10	8	3	33	2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 12
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	0	0	17	5	22	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12
Corvidae Leach, 1820						
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	2	0	0	0	2	7
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	0	0	0	3	3	2
Turdidae Rafinesque, 1815						

<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	11	8	6	7	32	2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 12
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	2	0	8	1	11	2, 3, 5, 10, 11
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	0	2	0	0	2	9, 11
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	1	0	0	0	1	11
Fringillidae Leach, 1820						
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	7	0	4	0	11	2, 3, 6, 7, 8, 9, 10
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850						
<i>Arremon polionotus</i> Bonaparte, 1850	5	7	8	5	25	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 11, 12
Icteridae Vigors, 1825						
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	0	2	0	0	2	3, 11
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947						
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	8	4	8	5	25	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 11, 12
<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)	0	1	0	0	1	7
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	22	17	19	11	69	Todos
Thraupidae Cabanis, 1847						
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	8	0	5	5	18	2, 3, 4, 6, 8, 9
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	0	2	0	0	2	1, 10
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	0	2	3	0	5	2, 5, 6, 12
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	11	11	7	10	39	Todos
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	2	7	3	3	15	2, 3, 7, 8, 10, 11, 12
<i>Asemospiza fuliginosa</i> (Wied, 1830)	1	0	2	0	3	1, 6, 11
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	0	0	0	1	1	2
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	1	1	1	0	3	3, 4, 11

<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	5	4	1	3	13	2, 4, 6, 7, 10, 12
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	1	1	2	0	4	2, 11, 12
<i>Stilpnia cayana</i> (Linnaeus, 1766)	2	3	1	0	6	1, 4, 9, 11
Total	500	391	387	330	1608	

Na estação seca foram registradas 91 espécies e 891 indivíduos, sendo 69 espécies e 500 indivíduos no outono e 76 espécies e 391 indivíduos no inverno.

Na estação chuvosa foram registradas 86 espécies e 717 indivíduos, sendo 73 espécies e 387 indivíduos na primavera e 64 espécies e 330 indivíduos no verão.

As 106 espécies registradas pertencem a 19 famílias de aves não-Passeriformes e 20 famílias de aves Passeriformes. Em ambos os períodos, manhã e tarde, as famílias mais representativas, de forma geral entre as estações amostradas, foram Columbidae, Picidae e Psittacidae entre os não-Passeriformes e Thamnophilidae, Thraupidae, Tyrannidae e Rynchocyclidae entre os Passeriformes.

5. Discussão

5.1. Riqueza

As espécies registradas nesse estudo representam 23,53% das espécies de corujas que ocorrem no Estado de São Paulo (Figueiredo, 2019) e 15,38% das 26 espécies que ocorrem no Brasil (Pacheco *et al.*, 2021). Nenhuma das espécies registradas está presente nas listas de espécies ameaçadas do Estado de São Paulo (São Paulo, 2018), do Brasil (MMA – Ministério do Meio Ambiente, 2016) e global (IUCN, 2021).

A riqueza de espécies registrada pode parecer baixa principalmente devido a EECA ser um dos maiores remanescentes florestais do interior do Estado de São Paulo, mas segundo Gutiérrez *et al.* (2007), a maioria das assembleias de corujas coexistentes apresentam tal riqueza (três a quatro espécies). Todavia, esses autores mencionam que em savanas africanas e florestas neotropicais, que é o caso da EECA, assembleias de cinco e seis espécies de corujas podem ser encontradas. Exemplos podem ser consultados em Gutiérrez *et al.* (2007).

Nas áreas do entorno da EECA, onde não foi o foco deste estudo, ocorrem espécies de Strigiformes que não foram registradas durante o estudo, mas que foram observadas durante o deslocamento por essas áreas e também em estudos prévios (Cavarzere *et al.*, 2009; Donatelli & Ferreira, 2009; Gerotti, 2017). É o caso de *Tyto furcata* (Temminck, 1827), *Athene cunicularia* (Molina, 1782) e *Asio flammeus* (Pontoppidan, 1763) que são espécies encontradas em áreas abertas ou na borda de fragmentos florestais, mas não no interior de mata. Além dessas, *Bubo virginianus* (Gmelin, 1788) foi registrada uma vez ao final do período de estudo, saindo da mata ao entardecer, próximo ao ponto 12. É provável que a espécie utilize a mata para abrigo diurno e/ou forragear. É importante ressaltar também que *M. choliba* é comum e relativamente fácil de ser encontrada na borda da EECA, o que difere dos resultados obtidos no interior da estação.

Dentre as espécies registradas, *M. atricapilla*, *S. virgata* e *P. koeniswaldiana* são consideradas florestais e sensíveis às perturbações antrópicas (Stotz *et al.*, 1996; Sick, 1997), enquanto *M. choliba* é mais generalista quanto ao habitat frequentando bordas de mata, áreas de cerrado e até áreas urbanas (Sick, 1997).

Estudos focados somente nos Strigiformes na América do Sul são escassos, principalmente no Brasil, e normalmente incluem amostragens em área de borda e adjacentes, mas podemos destacar os resultados, com espécies compartilhadas com esse estudo, obtidos por alguns autores:

Esclarski *et al.* (2011) [13 espécies no total], Menq & Delariva (2015) [sete espécies no total] e Menq & Anjos (2015) [seis espécies no total] registraram todas as quatro espécies amostradas no presente estudo. Amaral (2007) [seis espécies no total] e Claudino (2018) [seis espécies no total] registraram *M. choliba*, *P. koeniswaldiana* e *S. virgata*. Zorzin *et al.* (2008) [sete espécies no total] e Fink *et al.* (2012) [seis espécies no total] registraram *M. choliba* e *P. koeniswaldiana*. Legal *et al.* (2009) [cinco espécies no total] registraram *P. koeniswaldiana* e *S. virgata*. E Borges *et al.* (2004) [seis espécies no total] registraram *M. choliba*.

Nesses estudos realizados em florestas tropicais, as espécies *M. choliba* e *S. virgata* costumam serem comuns nesses ambientes, o mesmo caso acontece para *P. koeniswaldiana* em estudos realizados em áreas de Mata Atlântica (Menq & Anjos, 2015; Roy, 2018).

Metodologia

A metodologia de pontos de contagem associada ao *playback*, se mostrou eficiente em amostrar as espécies que ocorrem nos pontos amostrais. Com os dados obtidos através da análise da curva de acumulação de espécies e dos valores do estimador *Jackknife* 1, conclui-se que todas as espécies que ocorrem nesses pontos amostrais foram registradas.

Isso porque o método de *playback* é o mais eficiente para amostrar grandes áreas e o principal método para amostrar corujas e monitorar suas populações (Zuberogoitia & Campos, 1998). Além disso, essa técnica ajuda a reduzir o risco de se registrar falsas ausências no local de amostragem (Mackenzie *et al.*, 2002). Ainda, o método pode ser usado tanto para determinar a presença ou ocupação de uma espécie, quanto para inferir a natureza dessa ocupação (Hausleitner & Bio, 2006).

Uma observação importante a ser mencionada é o fato de *S. virgata* responder ao *playback* de outras espécies de corujas, comportamento este já conhecido da espécie (Gerhardt, 1991; Esclarski & Cintra, 2014). Em mais de uma oportunidade essa espécie vocalizou em resposta as vozes de corujas menores (*M. choliba* e principalmente *M. atricapilla*) e também aos chamados de *P. koeniswaldiana*. Uma hipótese é que em relação as espécies menores haja a possibilidade de predação sobre estas, sendo que a resposta à vocalização funcionaria como um alerta para o “intruso” sair antes que haja uma interação, resultando em uma tentativa de predação, e a maior resposta em relação

a *M. atricapilla* se deva ao fato de a espécie ser mais comum no interior da mata do que *M. choliba*, o que gera maior contato entre as espécies e em relação a *P. koeniswaldiana* seja defesa/competição territorial.

5.2. Sazonalidade

Os resultados da análise estatística circular revelam que as espécies de corujas registradas na ECCa são espécies residentes, como era esperado de acordo com as informações de literatura especializada (Sick, 1997; König & Weick, 2008). Embora a análise tenha indicado uma sazonalidade para *M. atricapilla*, esse resultado provavelmente foi influenciado pelo baixo número de registros da espécie. Isso porque as corujas são animais considerados sedentários e movimentos migratórios longos e com regularidade são conhecidos apenas para poucas espécies (Mikkola, 2014).

Entretanto, o padrão de ocorrência das espécies variou ao longo dos anos de amostragem. Espécies como *M. choliba* e *M. atricapilla* tiveram registros mais esparsos, principalmente devido ao baixo número de contatos com cada espécie.

Megascops choliba, de acordo com os dados possui uma baixa densidade populacional, provavelmente por a espécie evitar o interior de mata (König & Weick, 2008), ficando restrita a certos pontos amostrais em áreas menos densa ou próximo a borda. *Megascops atricapilla*, apesar de ser uma espécie florestal, também foi pouco registrada, o que sugere que nos pontos amostrais a densidade populacional dessa espécie seja baixa; no entanto, a mesma foi registrada nos meses da estação chuvosa, o que abre a hipótese de a espécie ser mais ativa vocalmente nesse período e que em outros meses não tenha sido registrada devido a falsas ausências, pela falta de emissões vocais. Esse comportamento e devido a espécie ser conhecidamente residente mostram que a sazonalidade indicada na análise foi causada devido ao baixo número de contatos.

Já *P. koeniswaldiana* e *S. virgata* foram registradas ao longo dos anos, com os registros de ocorrência ou ausência nos pontos amostrais se alternando durante os meses. *Strix virgata* foi a espécie mais registrada e isso se deve a ocorrência de dois casais, nos pontos 2 e 9, com território bem estabelecido nesses locais, apesar da ausência de registros em alguns meses. *Pulsatrix koeniswaldiana* apesar de comum, parece se deslocar mais e os registros foram mais esparsos em cada ponto, no entanto, de forma geral, foi registrada durante quase todos os meses do ano.

5.3. Análise da estrutura da vegetação, seleção e uso de habitat

Os resultados mostram que a estrutura da vegetação é o fator mais importante em relação ao uso e seleção de habitat das espécies de Strigiformes neste estudo, já que a análise de correspondência canônica (CCA) indica que ~92% de toda a variação na diferença de composição de espécies nos pontos amostrais pode ser explicada pelas variáveis da estrutura da vegetação. Com isso, a estrutura da vegetação é assumida como o fator mais determinante para indicar “como” e “quando” as espécies usam os recursos presentes no habitat (Block & Brennan, 1993). O estudo de Braga (2006) assim como exemplos citados por essa autora (Wakeley, 1978; Baker & Brooks, 1981; Coles *et al.*, 2000) mostram que a estrutura da vegetação tem uma maior influência na distribuição das aves de rapina do que suas presas.

No entanto, autores como Esclarski & Cintra (2014) relatam que em relação aos componentes da estrutura da vegetação e sua importância para as espécies de Strigiformes, os componentes relacionados à disponibilidade de recursos alimentares são considerados significativamente associados a ocorrência e densidade de corujas. Por isso, considera-se que a seleção de habitat de aves de rapina pode ser um efeito indireto da seleção de habitat realizada por suas presas (Janes, 1985).

Com isso, é necessário cuidado ao estabelecer relações causais entre a distribuição das aves e as variáveis do habitat selecionados em bases estatísticas (Austin *et al.*, 1996). Isso porque o valor do habitat não se baseia necessariamente em seu uso (Van Horne, 1983). Todavia, a ocupação de um tipo de ambiente por uma dada espécie fornece um indicativo direto de uso desse ambiente como habitat por essa espécie (Mackenzie, 2006).

Ainda pouco se sabe sobre quais componentes da vegetação influenciam na ocorrência e no uso de habitat dos Strigiformes (Amaral, 2007; Motta-Junior & Braga, 2012). Isso porque existem poucos estudos sobre as relações de coexistências entre várias espécies de aves noturnas e o tipo de habitat (Rey Benayas *et al.*, 2010).

Neste estudo os componentes da estrutura da vegetação considerados significantes para a ocorrência das espécies de Strigiformes foram: a altura média do dossel; número de árvores com cavidade; árvores caídas; clareira (ausente e/ou até 10% da área); plantas trepadeiras (ausente e/ou até 10% da área); arbustos (até 10% da área); árvores com perímetro na altura do peito entre 50 e 90 cm e/ou entre 91 e 150 cm.

Em outros trabalhos que abordam essa questão, alguns dos componentes da estrutura da vegetação que influenciaram na ocorrência de Strigiformes, foram:

A abundância de troncos mortos ainda em pé apresentou efeito direto na densidade de *Lophotrix cristata* (Daudin, 1800) e *Megascops watsonii* (Cassin, 1849), sendo o único componente que teve efeito na comunidade de corujas (Barros, 2003). Em locais onde o dossel da floresta é menos denso, mais luz penetra, aumentando o sucesso das corujas em localizar e capturar suas presas (Call *et al.*, 1992). Todavia, até mesmo espécies florestais podem utilizar áreas de borda, inclusive para caçar (Brown & Amadon, 1968; Del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-lees & Christie, 2001; Meller, 2011). É o caso da espécie *P. koenigswaldiana* que foi observada algumas vezes na sede da EECa, utilizando como poleiro uma figueira (*Ficus* sp.) e um ipê-roxo (*Handroanthus* sp.); entretanto, não foi observada atividade de caça.

Menq & Anjos (2015) notaram que espécies com maior tamanho (*S. virgata*, *P. koenigswaldiana* e *Asio stygius* (Wagler, 1832)) tiveram maior número de contatos em áreas com dossel mais alto, enquanto as outras espécies, de menor tamanho, tiveram uma distribuição mais uniforme. O resultado da CCA, feita pelos autores, mostra que *M. atricapilla*, *S. virgata*, *Glaucidium brasilianum* (Gmelin, 1788) e *P. koenigswaldiana* são mais abundantes em ambientes com maior número de árvores com PAP entre 91 e 150 cm, com árvores caídas, árvores ocas ainda em pé, dossel mais alto, menor quantidade de árvores pequenas (50 a 90 cm PAP) e clareiras. Já *M. choliba* ocorreu com maior abundância em locais com maior frequência de clareiras e árvores pequenas (Menq & Anjos, 2015). *Strix virgata* e *P. koenigswaldiana* usaram áreas com dossel mais alto, com grande abundância de grandes árvores, ocos e cavidades com abertura largas que favorece a ocorrência dessas espécies (Menq & Anjos, 2015). Os resultados indicaram que a presença de árvores ocas teve grande influência na ocorrência de *S. virgata* e *G. brasilianum*, que usam estes locais para ninho (Menq & Anjos, 2015). Os autores, pela primeira vez, trouxeram informações sobre seleção e uso de habitat de *M. atricapilla*, ela coexiste com *M. choliba*. Ambas tiveram padrão generalista, ocorrendo em ambientes com grande abundância de árvores grandes e altas assim como em áreas com dossel baixo, clareira e baixa abundância de árvores (Menq & Anjos, 2015).

Mudando o foco para cada espécie registrada individualmente, pode-se ter uma compreensão melhor sobre o efeito da estrutura da vegetação sobre essas espécies e como selecionam e usam o habitat disponível.

A análise realizada (CCA) mostra que *S. virgata* tem uma preferência por locais dentro da mata da EECA que possuem altura média do dossel entre 15m e 24m, aproximadamente; com presença de árvores com cavidades, árvores com perímetro na altura do peito entre 91cm e 150cm e trepadeiras ausentes ou presente em até 10% da área amostrada. Essas são características das áreas consideradas de floresta mais madura, embora a escala de variação dessas estruturas indica uma tolerância quanto à altura do dossel e perímetro na altura do peito das árvores. Todavia, a espécie não foi registrada próxima a borda da estação.

Strix virgata habita o interior de mata, sendo considerada abundante em florestas neotropicais, pode tolerar o desmatamento e habitar locais de borda de mata e áreas semiabertas (Gerhardt *et al.*, 1994b; König & Weick, 2008; Zorzini *et al.*, 2008), e é amplamente distribuída (Mikkola, 1992). Todavia, a espécie ocorre com maior frequência em mata primária, com dossel mais alto (Amaral, 2007). Essa espécie necessita para reprodução de cavidades naturais para seus ninhos (Gerhardt, 2004). Como mencionado anteriormente, a presença de cavidades influenciou a ocorrência da espécie nesse estudo. Importante salientar que em janeiro de 2018 registrou-se a presença de um filhote, emitindo chamados, no ponto 9. Embora o ninho ou local de repouso diurno desse filhote não tenha sido localizado, tal registro comprova que a espécie se reproduz nesse local, território de um casal da espécie.

Em um estudo com *S. virgata*, Gerhardt *et al.* (1994b) encontraram que a espécie: (1) tem uma área de vida média de 21,7 ha; (2) o poleiro diurno típico era um galho ou videira horizontal em uma área arborizada densa de pântano, e cavidades nunca foram usadas durante o dia para descanso; (3) registrou que faz ninhos em cavidades em árvores vivas; (4) enquanto as fêmeas estavam no ninho, os machos geralmente empoleiravam durante o dia a uma distância considerável; e (5) exibe sincronia em seus ninhos, sendo iniciados e concluídos durante a estação seca. Em relação ao tamanho médio da área de vida, ela estaria incluída em um raio de aproximadamente 260m (Gerhardt *et al.*, 1994b), o que nos possibilita inferir que os registros da espécie em diferentes pontos, separados por 800m, são de indivíduos diferentes.

Pulsatrix koeniswaldiana, na análise (CCA), teve uma preferência por locais, dentro da mata, que possuem uma altura média do dossel entre 19m e 23m, aproximadamente; presença de árvores com perímetro na altura do peito entre 50 e 90cm; clareira ausente ou em até 10% da área e árvores caídas. Esse resultado mostra

que a espécie possui uma plasticidade em relação as características do habitat, tolerando áreas de mata que não sejam tão maduras e até utilizando áreas de borda, como foi relatado anteriormente a presença da espécie na sede da EECa.

As espécies do gênero *Pulsatrix* costumam utilizar áreas de borda de mata para caçar (Stiles & Skutch, 1990 in Bencke & Bencke, 1999). Entretanto *P. koeniswaldiana* é tida como uma espécie tipicamente florestal e foi uma das mais comuns no estudo realizado por Zorzini *et al.* (2008). Já Amaral (2007) registrou que *P. koeniswaldiana* utiliza com maior frequência os ambientes com maior abundância de árvores com PAP > 211cm, com pouca serapilheira e com maior abertura do dossel. A espécie pode ocorrer também em florestas degradadas e marginais (König & Weick, 2008). Kanegae *et al.* (2012) em estudo sobre a ocorrência de *P. koeniswaldiana* em fragmentos florestais no Rio de Janeiro registrou que a redução das áreas do fragmento não influenciou na ocorrência da espécie (mesmo em fragmentos < 10 ha), porém não fornece dados sobre a densidade da espécie, se foi afetada ou não por essa redução.

Em relação as espécies do gênero *Megascops*, a análise mostra que *M. choliba* tem preferência por locais que possuem uma altura média do dossel entre 19m e 20m, aproximadamente; com trepadeira ausentes ou em até 10% da área; clareira ausente ou em até 10% da área e com árvores caídas. A espécie parece ser escassa no interior da EECa, pois foram realizados poucos contatos com a espécie. A mesma parece evitar áreas com dossel mais alto, característica de mata mais madura, e parece se distribuir próximo aos pontos localizados mais perto das bordas da estação ou em locais onde a trilha é mais aberta.

Tais resultados são semelhantes ao de Claudino *et al.* (2018) onde *M. choliba* utilizou mais habitats de borda e de clareiras. Sick (1997), Zorzini *et al.* (2008), França *et al.* (2011) e Claudino *et al.* (2012) também relataram essa preferência, apesar de a espécie habitar distintas fisionomias. Segundo König & Weick (2008) a espécie evita floresta primária densa, bem como florestas temperadas com nuvens ou neblina.

Megascops choliba apresenta uma relação inversa significativa entre sua presença e a de árvores com perímetro altura do peito (PAP) > 151 cm (Amaral, 2007). Barros & Motta-Junior (2014) discutem que apesar do menor tamanho corporal dos machos de *M. choliba* eles possuem uma maior área de vida do que os machos de *S. virgata* (média de $51,2 \pm 26,9$ ha) (Barros, 2011). Essa diferença pode estar relacionada ao tipo de habitat

que as espécies habitam, já que habitats mais abertos tendem a ter uma menor densidade de presas (Barros & Motta-Junior, 2014).

Já *M. atricapilla*, com base na análise, selecionou locais que apresentam uma altura média do dossel entre 15m e 24,5m, aproximadamente; presença de arbustos em até 10% da área e locais com árvores com perímetro na altura do peito entre 50 e 150cm. Ao contrário de *M. choliba*, a espécie parece preferir o interior da EECA, mas apresenta uma plasticidade ou padrão generalista, ocorrendo em locais com dossel mais baixo e também em locais de mata mais madura com dossel mais alto, o que reflete na amplitude de medidas do PAP das árvores que estão presentes no local.

Todavia, não há muita informação a respeito das preferências de habitat de *M. atricapilla*, exceto pelo estudo de Menq & Anjos (2015) em que os autores registraram que a espécie coexiste com *M. choliba*, tendo um padrão mais generalista, ocorrendo em ambientes com grande abundância de árvores grandes e altas assim como em áreas com dossel baixo, clareira e baixa abundância de árvores; e também pelos dados de König & Weick (2008) que relatam que a espécie habita florestas tropicais extensas (floresta primária e secundária) com vegetação de sub-bosque denso, com bambus e epífitas, e a presença de árvores maduras com cavidades é importante, ainda, pode ocorrer perto de bordas de mata.

Megascops atricapilla e *P. koeniswaldiana* são endêmicas da Mata Atlântica (SAVE Brasil, 2006). Entretanto, Mendonça *et al.* (2020) traz registros da ocorrência de *M. atricapilla* em áreas de Cerrado no Brasil e no Paraguai, o que abre espaço para discussão se a espécie é realmente restrita a esse bioma ou se apresenta um padrão mais amplo de ocorrência, já que a espécie aparenta ser mais generalista quanto a seleção de habitat florestal como relatado por Menq e Anjos (2015) e neste estudo.

Outro resultado relevante neste estudo, de acordo com os dados obtidos, foi a ocorrência de uma segregação entre as espécies registradas. *Strix virgata* e *P. koeniswaldiana* demonstraram ser as espécies dominantes e parecem evitar ocupar o mesmo local. Dentre os 12 pontos amostrais em apenas dois houve registros das duas espécies, mas nunca foram registradas juntas: (1) no ponto 3 onde *P. koeniswaldiana* ocorre com maior frequência a espécie *S. virgata* foi registrada apenas em uma ocasião, sendo dois indivíduos emitindo chamados; e (2) no ponto 7, onde *S. virgata* é a espécie mais frequente e *P. koeniswaldiana* foi registrada apenas uma vez, vocalizando em uma

árvore próxima ao centro do ponto. É provável que esses registros tenham sido ocasionais, de indivíduos em deslocamento pelo território da outra espécie.

Já as espécies do gênero *Megascops*, *M. choliba* e *M. atricapilla*, ocorreram em menor densidade e estabeleceram território junto as espécies dominantes. Apesar do risco de serem predadas pelas corujas maiores, a competição entre elas pode ser reduzida devido as corujas *Megascops* ocuparem a parte baixa da mata (em todos os registros, apesar do contato apenas auditivo, as espécies pareciam estar a baixa ou meia altura na vegetação), enquanto as espécies maiores costumam utilizar a parte mais alta, próxima ao dossel.

As corujas *Megascops* não foram registradas ocorrendo no mesmo ponto amostral, *M. choliba* foi registrada em pontos mais próximos a borda ou próximo a áreas onde a trilha era mais aberta enquanto *M. atricapilla* foi registrada em pontos com vegetação mais densa. Uma possível explicação é proposta por Borges *et al.* (2004) que sugere que a segregação de habitat possa estar relacionada à agressão e/ou uso diferencial de recursos entre espécies congêneras. Além disso, a segregação por habitat pode ser também intraespecífica, sendo que podem apresentar uso diferenciado: machos e fêmeas, imaturos e indivíduos reprodutores (Newton *et al.*, 1981; Rutz *et al.*, 2006).

A respeito das interações entre as espécies de Strigiformes, a competição interespecífica tende a ocorrer entre membros da mesma guilda (Begon *et al.*, 1996). Assim sendo, entre os predadores, as espécies que são dominantes ocupam seus habitats preferidos e as outras espécies os habitats subótimos ou refúgios (Polis & McCromick, 1987; Newton, 1998). Além disso, o registro de espécies menores pode ser influenciado pela presença de espécies de maior porte (Kissling *et al.*, 2010). Claudino (2013) baseado na teoria de nicho ecológico proposta por Hutchinson (1957), sugere que as diferenças no comportamento do uso do habitat pelas corujas, pode ser resultado da diferenciação do nicho, o que minimiza competição interespecífica e possibilita a convivência de espécies com necessidades ecológicas similares.

5.4. Variáveis abióticas

Luminosidade

As variáveis climáticas tais como temperatura, umidade e velocidade do vento podem exercer efeito no comportamento vocal de algumas espécies de corujas,

facilitando ou dificultando seus registros (Braga & Motta-Junior, 2009). Isso porque o comportamento de chamados das espécies de corujas florestais tende a ser afetado pelas variáveis ambientais (Carpenter, 1987).

Devido à uma falta de consenso sobre o efeito da iluminação sobre a assembleia de corujas como um todo, já que esse fator parece ter efeito sobre algumas espécies de corujas e não sobre outras, neste estudo, durante o delineamento experimental e baseados em experiências de campo, priorizou-se a realização das amostragens em noites mais claras com lua crescente ou cheia. É importante ressaltar que nem sempre foi possível a realização das amostragens nesse período devido a imprevistos como chuvas, trilha bloqueada por queda de árvores, vento excessivo e demais situações de campo.

Apesar de a sensibilidade visual que as corujas possuem permita algum grau de visão em condições noturnas, com pouca iluminação, que ocorrem naturalmente, a visão noturna destas aves é melhor sob a luz do luar (Martin, 1990). Entretanto, previamente, estudos relataram que a iluminação exerce um efeito negativo na atividade vocal das espécies de corujas tropicais, nas quais os chamados são mais emitidos em noites escuras ou em períodos escuros de noites enluaradas (Rocha & Rangel-Salazar, 2001; Paradis, 2007). Rocha & Rangel-Salazar (2001) registraram que *S. virgata* foi negativamente afetada pela quantidade de iluminação durante as amostragens.

Todavia, há resultados opostos, como o de Penteriani *et al.* (2010) que registraram que *Bubo bubo* (Linnaeus, 1758) tem maior atividade vocal em noites mais claras, e utilizaram comunicação visual (exibindo áreas de plumagem com coloração branca no pescoço); essas condições, no entanto, não são um padrão entre as corujas. Possivelmente, das espécies registradas nesse estudo, *P. koeniswaldiana* teria esse mesmo comportamento, já que a espécie possui essa área de coloração branca no pescoço, assim como *B. virginianus*, registrada fora das amostragens. Esse comportamento varia de espécie para espécie (Ganey, 1990). Isso porque algumas espécies não fazem *display* visual e uma maior atividade em noites claras poderia aumentar o risco de predação por corujas maiores (Penteriani *et al.*, 2010). Já Lloyd (2003) e Roy (2018) não encontraram efeito significativo das fases da lua no número de indivíduos de corujas registrados.

As fases da lua e por consequência a quantidade de iluminação pode afetar diferentemente as espécies de corujas; entretanto, essa variável pode, também, afetar as

presas desses predadores, como por exemplo os roedores (Travers *et al.*, 1988; Lima & Dill, 1990; Julien-Laferrière, 1997; Kramer & Birney, 2001).

Em noites mais claras, os pequenos mamíferos têm uma tendência de diminuir suas atividades e a preferir áreas mais florestadas do que a utilização de espaços abertos, para diminuir o risco de predação (Travers *et al.*, 1988; Lima & Dill, 1990; Julien-Laferrière, 1997; Kramer & Birney, 2001). O mesmo é observado para herpetofauna, embora esse padrão seja mais específico de cada espécie do que do grupo como um todo (Grant *et al.*, 2012; Onorati & Vignoli, 2017). Esse comportamento dos roedores e da herpetofauna pode explicar a relativamente baixa taxa de captura desses grupos nas armadilhas *pitfall*, já que as amostragens priorizaram dias com maior luminosidade e consequentemente não favoreceu a amostragem desses animais.

Temperatura e umidade

Fatores ambientais como a temperatura e a umidade relativa do ar podem afetar os insetos que constituem uma parte significativa da dieta, quando não total, de muitas espécies de corujas (Denlinger, 1980; Marks *et al.*, 1999). Isso porque os insetos são mais ativos quando a temperatura e a umidade do ar estão altas (Denlinger, 1980).

Em relação aos Strigiformes, neste estudo as variáveis temperatura, umidade relativa do ar e velocidade no vento não exerceram efeito nos registros de *M. choliba*; entretanto, é necessário cuidado a interpretar esse resultado devido ao baixo número de contatos com a espécie. Já para *M. atricapilla*, os registros foram positivamente influenciados pelo aumento da temperatura. Todavia, o modelo possui um baixo valor de explicação na variação dos dados (9%). Para *P. koenigswaldiana* a análise estatística realizada não encontrou efeito das variáveis ambientais.

As variáveis ambientais (temperatura, velocidade do vento e umidade relativa do ar) não tiveram um efeito significativo em relação a presença/ausência de *M. choliba* (Braga, 2006), entretanto, quando estes autores utilizaram o número de indivíduos detectados, temperatura e umidade foram significativas (aumento delas). Os autores e Seavy (2004) indicam utilizar o número de indivíduos como índice de atividade vocal, pois este aumentaria o poder estatístico para perceber essas possíveis relações. Braga & Motta-Junior (2009) registraram que a taxa de respostas de *M. choliba* é melhor explicada pela temperatura e umidade, onde em noites com altas temperaturas e

umidade a espécie é mais vocalmente ativa. Por outro lado, Claudino (2013) não encontrou influência significativa das variáveis ambientais em *M. choliba*.

Em relação a *S. virgata*, os dados mostram que as variáveis umidade relativa do ar e velocidade do vento tiveram um efeito sobre a espécie. O aumento da umidade relativa do ar teve um efeito positivo, enquanto que o aumento na velocidade do vento teve um efeito negativo. Entretanto essas variáveis tiveram um baixo valor de explicação na variação dos dados (4% e 3% respectivamente).

Para *S. virgata*, Gerhardt (1991) encontrou que as variáveis significativas foram a emissão das vozes (*playback*), vento (efeito negativo) e a localização de certos pontos amostrais. Sobre esse último, o autor discute que provavelmente as corujas respondem mais em pontos que estão localizados no centro de seu território.

5.5. Abundância de Presas

Devido ao fato de não ter encontrado ninhos ativos ou locais de pouso diurno das espécies amostradas, nesse estudo, julgou-se que realizar amostragem dos principais grupos de presas das corujas registradas forneceria uma visão real de como essas presas influenciam na seleção e uso de habitat por essas espécies de corujas.

Além disso, mesmo que fosse encontrado ninhos ou locais de pouso diurno, ainda sim seria muito difícil recolher pelotas para análise do conteúdo alimentar. Isso porque algumas espécies não regurgitam essas pelotas próximas ao local onde ficam e também, devido as pelotas se decomporem rapidamente no solo das florestas (Gerhardt *et al.*, 1994a). Um exemplo dessa dificuldade é o estudo de Motta-Junior (1996) onde o autor registrou a espécie *P. koenigswaldiana* em matas mesófilas de São Paulo, mas de acordo com o autor não foi possível coletar pelotas da espécie.

Pesquisadores como Jakšić (1989) criticam que a abundância de presas tem sido usada no lugar da disponibilidade de presas. A disponibilidade de presas para um predador pode não corresponder a abundância dessas presas no campo (Jakšić, 1989). Todavia, o autor menciona que ainda não existe um índice realista para disponibilidade de presas, sendo, então, a abundância de presas em áreas onde o predador caça um substituto razoável. Isso porque a abundância relativa de espécies de presas em uma determinada comunidade pode determinar sua proporção na dieta do predador (Hanney, 1963; Love *et al.*, 2000).

No entanto, a abundância de presas no ambiente pode não refletir a disponibilidade real dessas presas para um determinado predador (Jakšić, 1989). Isso

porque tanto fatores comportamentais quanto morfológicos das espécies de presas podem influenciar na sua vulnerabilidade a predação (Derting & Cranford, 1989).

Na análise executada, os resultados mostram que os artrópodes foram muito importantes em ambas as estações (seca e chuvosa) para a comunidade de corujas de uma forma geral. Entretanto, não houve uma alta relação entre algum grupo de artrópodes com uma espécie de coruja em específico. Cabe destacar os ortópteros, que apesar de não serem estatisticamente significativos, são um recurso abundante e conhecidamente um item alimentar de corujas, como por exemplo *M. choliba* (Motta-Junior 2002; Brentano *et al.*, 2020).

Todavia, os artrópodes em geral são um recurso que varia, sazonalmente, tanto em abundância quanto em riqueza (Zilio, 2006). Alguns estudos realizados em fragmentos florestais mostram que a disponibilidade de artrópodes é significativamente maior durante o período da estação chuvosa (Bergallo & Magnusson, 1999; Santos-Filho *et al.*, 2008). A maior quantidade de coleópteros, odonatos, lepidópteros e aves na dieta nesses meses resultam desse fenômeno (Zilio, 2006). A presença marcante de ortópteros e aumento na predação de aranhas e formigas na estação seca sugerem que estes sejam recursos substitutos de outros que não são encontrados facilmente nesse período (Zilio, 2006).

Na amostragem de roedores realizada, os gêneros mais capturados foram *Oligoryzomys* e *Akodon*. Os roedores do gênero *Oligoryzomys* apresentaram uma maior abundância, entretanto, as capturas destes roedores ocorreram no verão e principalmente na primavera, ou seja, estação chuvosa. Já os roedores do gênero *Akodon*, apesar de uma taxa de captura menor, foram mais constantes, ocorrendo no outono, inverno e primavera.

As espécies de *Oligoryzomys* são escansoriais, com patas traseiras bem desenvolvidas e locomoção aos saltos, bem mais ágeis e provavelmente de captura mais difícil do que os *Akodon*, que além de maiores, são terrestres e cursoriais (Abreu *et al.*, 2010). É esperado que essas características dos roedores possam influenciar na seleção de presas das corujas.

Outro item alimentar importante, de acordo com a análise, foram os anfíbios, que foram significativos durante a estação chuvosa. Um fator que pode ter influenciado nessa significância é a presença de um pequeno rio que atravessa a mata quase dentro

do ponto 2, onde foi frequente o registro de um casal de *S. virgata*. É provável que devido à grande oferta de anfíbios no local, este seja um item na dieta dessas corujas.

Notavelmente, nenhuma espécie de aves foi considerada estatisticamente significativa para a ocorrência das corujas que ocorrem na EECa. É provável que esse grupo seja utilizado como um item ocasional na dieta dessas corujas, principalmente as de maior porte como *S. virgata* e *P. koeniswaldiana*.

Como dito anteriormente, não há uma relação significativa apontada pela análise estatística entre os grupos de presas amostradas e uma determinada espécie de coruja, no entanto, existe na literatura dados a respeito dos componentes da dieta das espécies de Strigiformes registradas, os quais fornecem uma ideia sobre quais presas podem servir de alimento a essas corujas.

Nesse estudo foram registradas duas espécies de *Megascops*, e acredita-se que ambas *M. choliba* e *M. atricapilla* tenham dietas similares e na EECa esta dieta deve ser composta principalmente de artrópodes como Orthoptera (que não foi significativo na análise, mas é abundante), Blattaria, Araneae, Coleoptera, Lepidoptera, Hymenoptera e demais grupos de artrópodes. Além disso, mesmo em menor probabilidade, pode ocorrer o consumo de pequenos vertebrados como roedores e anfíbios.

Os artrópodes fazem parte da dieta das corujas do gênero *Megascops*, principalmente os Orthoptera (Motta-Junior 2002; Delgado, 2007; Brentano *et al.*, 2020).

A dieta de *M. choliba* consiste principalmente de artrópodes (Orthoptera, Lepidoptera, Hemiptera, Coleoptera, Arachnida e Formicidae) (Motta-Junior, 2002; König & Weick, 2008). Os vertebrados representam cerca de 1/3 da biomassa e dentre eles, além de roedores, a espécie pode consumir anuros e pequenas serpentes (Motta-Junior, 2002; 2006; Zorzin *et al.*, 2008). O consumo frequente de artrópodes terrestres sugere que a espécie captura frequentemente presas no solo (Motta-Junior, 2002), já que a espécie tem o hábito de forragear em níveis mais baixos de árvores, bem como em arbustos ou no solo (König & Weick, 2008).

Existem poucas informações a respeito da dieta de *M. atricapilla*, mas acredita-se que a espécie tenha uma dieta constituída de artrópodes (principalmente Orthoptera, Hemiptera, Lepidoptera, Coleoptera e Araneae) e, ocasionalmente, de pequenos vertebrados (König & Weick, 2008). Normalmente a espécie caça de um poleiro,

pegando presas de galhos, folhas ou troncos de árvores, ou do solo (König & Weick, 2008).

Na EECa, a dieta de *S. virgata* provavelmente consiste de artrópodes como: coleópteros, que na estação chuvosa foram muito abundantes em um dos pontos amostrais onde ocorre um casal da espécie; lepidópteros; ortópteros apesar de não serem estatisticamente significativos; aracnídeos; e demais grupos em menor proporção. Os roedores como os registrados, *Oligoryzomys* e *Akodon*, também devem consistir parte da dieta dessas corujas, assim como os anfíbios que são um recurso alimentar abundante no ponto amostral 2, território de um casal da espécie.

Strix virgata apesar de alimentar-se de vertebrados como pequenos roedores, anfíbios, lagartos e até mesmo cobras, e ocasionalmente aves; a espécie é considerada principalmente como sendo insetívora (principalmente coleópteros e ortópteros) (Gerhardt *et al.*, 1994a; König & Weick, 2008). Normalmente a espécie tem o hábito de caçar de um poleiro, mas também pode capturar insetos no ar (König & Weick, 2008).

Em um estudo analisando os hábitos alimentares de *S. virgata* na Guatemala, Gerhardt *et al.* (1994a) encontraram os seguintes itens alimentares: (1) em pelotas: Coleópteros, Ortópteros, Blattaria, lagarto *Anolis*, roedores e um morcego; (2) no ninho: um besouro, duas baratas, perereca (*Hyla*), rã, lagarto *Anolis*, roedores e penas de uma ave pequena.

A espécie *S. virgata* é primariamente insetívora (Gerhardt *et al.*, 1994a) e consome também pequenos roedores (Buchanan, 1971; Burton, 1973; Wetmore, 1968). Em relação aos roedores a maioria que foram capturados são terrestres (Gerhardt *et al.*, 1994a), o que reforça o uso de *pitfall* como método de amostragem de pequenos mamíferos nesse estudo.

Em um estudo sobre a dieta da espécie feita por Gerhardt *et al.* (1994a), o mesmo foi dificultado por vários fatores. Os ninhos eram mantidos bem limpos e raramente era encontrado restos de presas (Gerhardt *et al.*, 1994a). Além disso, as pelotas, dos adultos, eram descartadas a alguma distância do ninho e os adultos, aparentemente, carregavam as pelotas dos jovens, já que nenhuma foi encontrada dentro ou abaixo do ninho (Gerhardt *et al.*, 1994a). Mais importante ainda, as pelotas se desintegram rapidamente na floresta tropical e pouco restou após um único dia (Gerhardt *et al.*, 1994a). Com isso, a escolha da metodologia para amostrar possíveis presas se mostra uma alternativa justificável.

Na EECA *P. koeniswaldiana* provavelmente tem uma dieta constituída de artrópodes como coleópteros, lepidópteros, dípteros, ortópteros (apesar de não ter sido estatisticamente significativo) e também de vertebrados como anfíbios, répteis, aves e roedores, em maior proporção em relação as outras espécies de corujas registradas.

As informações disponíveis sobre a dieta das corujas do gênero *Pulsatrix* indicam que a espécie *P. koeniswaldiana* alimenta-se provavelmente de vertebrados como mamíferos e aves, além de boa parte de sua dieta ser constituída de artrópodes (Sick, 1997; König & Weick, 2008; Zorzin *et al.*, 2008). Bencke & Bencke (1999) verificaram o conteúdo estomacal de um indivíduo de *P. koeniswaldiana* que foi atropelada em São Cristovão do Sul/SC e encontraram restos de uma pequena aranha e duas larvas de insetos: uma de coleóptera e outro de lepidóptera.

E por fim, o gênero *Bubo*, que apesar de não ter sido registrado nos pontos amostrais, tem uma espécie que ocorre ocasionalmente nos arredores da EECA, *B. virginianus*. Tomazzoni *et al.* (2004), no Rio Grande do Sul registraram aves como parte da dieta de *B. virginianus* (38%), seguido de mamíferos (34%) e insetos (18%).

5.6. Conservação

Na EECA a maior ameaça a fauna consiste na caça ilegal, principalmente de mamíferos como, por exemplo, catetos, queixadas, cotias e pacas, dentre outros. Embora as corujas não sejam o foco dessa atividade, pode ocorrer mortes ocasionais em encontros de caçadores com as espécies que ocorrem na área (principalmente por superstições, como prêmios de caça, e outras motivações).

Os caçadores utilizam a área da estação para caçar com relativa frequência, como relatado por funcionários. Nos trabalhos de campo em duas oportunidades aconteceram incidentes relacionados a presença dessas pessoas: na primeira, a lona de uma das armadilhas *pitfall* foi cortada e um dos baldes estava com a tampa quebrada devido a ter sido pisada (evento que foi notificado à direção da estação); e no último mês de amostragens, durante um dos pontos de contagem de corujas, escutou-se um tiro que pareceu ter sido disparado próximo ao ponto amostral. É necessário aumentar a fiscalização de toda a área da reserva, principalmente realizando rondas noturnas que, até a data das amostragens, não eram permitidas aos vigilantes noturnos.

É necessário também medidas para preservar a vegetação com características de floresta mais madura como dossel mais alto, presença de árvores com cavidades e ausência de clareiras. Isso porque a maior ameaça para as corujas consiste na crescente

destruição de seu habitat natural (König & Weick, 2008). Seria interessante, também, o manejo para que certos pontos da trilha do lago e do jipe que são mais abertos possam se regenerar de forma a diminuir a largura da trilha e para que se forme um túnel acima das trilhas de forma a fechar mais o dossel e assim diminuir um possível efeito de borda.

Outra ação extremamente importante seria proibir e fiscalizar que visitantes (observadores de aves e principalmente os guias de observação de aves) utilizem a técnica de *playback* para atrair corujas com suas vozes durante o período diurno, prática que vem sendo cada vez mais usada, embora essas pessoas argumentem ter encontrado a coruja repousando. O uso de *playback* durante o dia além de estressar as aves pode ocasionar o abandono do território e até de possíveis ninhos.

Entre outras ameaças a conservação de corujas, de acordo com Motta-Junior *et al.* (2015), estão: (1) comércio ilegal; (2) mortalidade em estradas e outros acidentes com estruturas antrópicas; (3) uso de pesticidas (agrotóxicos); e (4) mitos e superstições.

6. Conclusões

1. Este estudo possibilitou conhecer a composição da assembleia de Strigiformes que habitam o interior da Estação Ecológica dos Caetetus. Essa assembleia é composta por quatro espécies: *Megascops choliba*, *Megascops atricapilla*, *Strix virgata* e *Pulsatrix koeniswaldiana*. Dessas espécies apenas *M. atricapilla* não é comumente registrada em fragmentos florestais da região. Embora a riqueza esteja dentro da média, esperava-se encontrar um número maior de espécies devido ao tamanho e importância da mata da EECA.

2. Não foi encontrado um padrão sazonal na ocorrência das espécies de Strigiformes registradas na EECA.

3. Como foi mostrado nos resultados, *S. virgata* selecionou áreas de floresta mais madura, embora tenha tolerância quanto à altura do dossel e perímetro das árvores. Já *P. koeniswaldiana*, possui uma plasticidade em relação às características do habitat, utilizando até áreas de borda. Em relação às *Megascops*, *M. choliba* é escassa no interior da EECA e parece se distribuir próximo aos pontos das bordas da estação ou onde a trilha é mais aberta. Já *M. atricapilla* tem preferência por áreas do interior da EECA, mas apresenta uma plasticidade, ocorrendo em locais com dossel baixo e também em locais de mata madura.

4. Além da estrutura da vegetação, outro fator relevante foi a abundância de presas. De forma geral, durante a estação chuvosa a abundância de artrópodes e anfíbios teve maior influência na ocorrência das espécies, assim como a abundância de artrópodes na estação seca. Em relação aos roedores, *Oligoryzomys* apresenta maior abundância na estação chuvosa, e *Akodon* é mais constante durante o ano. Ainda, para algumas espécies as variáveis abióticas foram significativas. *Strix virgata* foi positivamente afeta pelo aumento da umidade do ar e negativamente afeta pelo aumento da velocidade do vento; já *M. atricapilla* foi positivamente afeta pelo aumento da temperatura.

Com isso, o estudo mostra que em um fragmento de floresta estacional semidecidual a estrutura da vegetação é o fator mais importante em relação a seleção e uso de habitat, e evidencia a importância da conservação de fragmentos no interior do Estado de São Paulo, os quais abrigam uma significativa diversidade de corujas e consequentemente uma significativa biodiversidade geral.

7. Referências Bibliográficas

- Abreu, M. S. L.; Wieliczko, A. R.; Mesquita, A.; Vieira, E. M. (2010). Consumo de pequenos mamíferos por canídeos simpátricos do sul do Brasil: sobreposição de nichos e seleção de presas. **Neotropical Biology & Conservation**, 5(1): 16-23.
- Amaral, K. F. (2007). **Composição e abundância de corujas em Floresta Atlântica e sua relação com variáveis de habitat**. Dissertação de Mestrado. Porto Alegre Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 55p.
- Andersen, D. E. (2008) Survey Techniques, p. 89-100. *In*: Bird, D. M.; Bildstein, K. L. (Eds.). **Raptor research and management techniques**. Hancock House Publishers. Blaine, WA U.S.A.
- Austin, G. E.; Thomas, C. J.; Houston, D. C.; Thompson, D. B. (1996). Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a Geographical Information System and remote sensing. **Journal of Applied Ecology**, 33(6): 1541-1550.
- Baker, J. A.; Brooks, R. J. (1981). Distribution patterns of raptors in relation to density of meadow voles. **The Condor**, 83(1): 42-47.
- Barros, F. M. (2011) **Área de vida, uso e seleção de habitat pela corujinha-do-mato *Megascops choliba* (Strigiformes: Strigidae) em uma área de cerrado na região central do Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 101p.
- Barros, F. M.; Motta-Junior, J. C. (2014). Home range and habitat selection by the Tropical Screech-Owl in a Brazilian savanna. **Journal of Raptor Research**, 48(2): 142-150.
- Barros, O. G. (2003). **O uso de habitat pela comunidade de corujas (Strigidae) em uma floresta de terra firme na Amazônia central, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Amazonas – UFAM, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, 83pp.
- Begon, M.; Harper, J. L.; Townsend, C. R. (1996). **Ecology: Individuals, populations and communities 3rd edition**. Blackwell scientific publications, London. 1068p.
- Belthoff, J. R.; Ritchison, G. (1990a) Roosting behaviour of postfledging Eastern Screech-Owls. **Auk**, 107: 567-579.
- Belthoff, J. R.; Ritchison, G. (1990b) Nest-site selection by Eastern Screech-Owls in Central Kentucky. **Condor**, 92(4): 982-990

Bencke, G. A.; Bencke, C. S. C. (1999). The potential importance of road deaths as a cause of mortality for large forest owls in southern Brazil. **Cotinga**, 11: 17-18.

Benton, T. G.; Vickery, J. A.; Wilson, J. D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key. **Trends in Ecology and Evolution**, 18(4): 182-188.

Bergallo, H. G.; Magnusson, W. E. (1999). Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, 80(2): 472-486.

Bibby, C. J.; Burgess, N. D.; Hill, D. A. (1992). **Bird census techniques**. BTO & RSPB. University Press, Cambridge, U. K, 257p.

Blakesley, J. A.; Franklin, B.; Gutiérrez, R. J. (1992) Spotted Owl roost and nest site selection in northwestern California. **Journal of Wildlife Management**, 56(2): 388-392.

Block, W. M.; Brennan, L. A. (1993). The habitat concept in ornithology: Theory and applications, p. 35-91. *In*: Power, D. M. (Ed.) **Current ornithology**. vol. 11. Springer, US, 292p.

Bonvicino, C. R.; Oliveira, J. A.; D'Andrea, P. S. (2008) **Guia de roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseados em caracteres externos**. Rio de Janeiro: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPAS/OMS, p.120.

Borges, S. H.; Henriques, L. M.; Carvalhaes, A. (2004). Density and habitat use by owls in two Amazonian forest types. **Journal of Field Ornithology**, 75(2): 176-182.

Braga, A. C. R. (2006). **Uso do hábitat da corujinha-do-mato *Megascops choliba* e da coruja-buraqueira *Athene cunicularia* (Strigiformes: Strigidae) em remanescentes de cerrado da região central do Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 102p.

Braga, A. C. R.; Motta-Junior, J. C. (2009). Weather conditions and moon phase influence on Tropical Screech Owl and Burrowing Owl detection by playback in southeast Brazil. **Ardea**, 97(4): 395-401.

Brentano, R.; Corrêa, L. L. C.; da Silva, D. R.; Petry, M. V. (2020) Contribuição para o conhecimento da dieta de corujas (Aves: Strigiformes) no sul do Brasil. **Oecologia australis**, 24(1): 204-210.

Brown, L.; Amadon, D. (1968). **Eagles, hawks and falcons of the world**. Country Life Books, London.

Buchanan, O. M. (1971). The Mottled Owl *Ciccaba virgata* in Trinidad. **Ibis**, 113(1): 105-106.

Burton, J. A. (Ed.) (1973). **Owls of the World. Their Evolution, Structure and Ecology**. EP Dutton & Co. Inc., New York, NY, 216 pp.

Call, D. R.; Gutierrez, R. J.; Verner, J. (1992). Foraging habitat and home-range characteristics of California spotted owls in the Sierra Nevada. **The Condor**, 94(4): 880-888.

Carpenter, T. W. (1987). Effects of environmental variables on responses of eastern screech owls to playback, p. 277-281. *In*: Nero, R. W.; Clark, R. J.; Knapton, R. J.; Hamre, R. H. (Eds) **Biology and Conservation of Northern Forest Owls**. USDA Forest Service General Technical Report RM142.

Cavarzere, V.; Moraes, G. P.; Donatelli, R. J. (2009) Avifauna da Estação Ecológica dos Caetetus, interior de São Paulo, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 49(35): 477-485.

Cechin, S. Z.; Martins, M. (2000) Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 17(3): 729-740.

Claudino, R. M.; Rodrigues, R. C.; Silva, M. R. B. (2012). New record of nesting site of tropical screech owl (*Megascops choliba*) from Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 23(1): 137-141.

Claudino, R. M. (2013). **Como a fragmentação da mata atlântica no sudoeste de Minas Gerais afeta aspectos da ecologia de população e assembleia de corujas (Aves: Strigiformes)**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Ouro Preto, 73p.

Claudino, R. M.; Motta Junior, J. C.; Antonini, Y. (2018). Owl assemblages in fragments of atlantic forest in Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 29: 281-288.

Cody, M. L. (1985). **Habitat Selection in Birds**, Academic Press. San Diego.

Coles, C. F.; Petty, S. J.; Thomas, C. J. (2000). Relationships between foraging range, prey density and habitat structure in the tawny owl *Strix aluco*, p. 803-812. *In*: Chancellor, R. D.; Meyburg, B. V. (Eds) **Raptors at risk** (Proceedings of the 5th World Conference on Birds of Prey and Owls).

Corn, P. S. (1994) Straight-line drift fences and pitfall traps, p. 109-117. *In*: Heyer, W. R.; Donnelly, M. A.; McDiarmid, R. W.; Hayek, L. A.; Foster, M. (Eds) **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D. C., Smithsonian Institution Press, XIX, 364p.

Colwell (2009) **EstimateS Software**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. <purl.oclc.org/estimates>

Delgado, C. A. (2007). Dieta del currucutú *Megascops choliba* (Strigidae) en la ciudad de Medellín, Colombia. **Boletín SAo**, 17(2): 114-117.

Del Hoyo, J.; Elliot, A.; Sargatal, J. (1994). **Handbook of the birds of the world, vol 2 – New world vultures to guineafowl**. Barcelona: Lynx Edicions.

Denlinger, D. L. (1980). Seasonal and annual variation of insect abundance in the Nairobi National Park, Kenya. **Biotropica**, 12: 100-106.

Derting, T. L.; Cranford, J. A. (1989). Physical and behavioral correlates of prey vulnerability to barn owl (*Tyto alba*) predation. **American Midland Naturalist**, 21(1): 11-20.

Donatelli, R. J.; Ferreira, C. D. (2009) Aves da Estação Ecológica de Caetetus, Gália, SP. **Atualidades Ornitológicas (online)**, 148: 55-57.

Durigan, G. (2003) Métodos para análise de vegetação arbórea. *In*: Cullen-Jr, L.; Rudran, R.; Valladares-Padua, C. (Orgs.) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. Da UFPR; Fundação O Boticário de proteção à natureza, 667p.

Equipa Atlas (2008) **Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)**. Assírio & Alvim, Lisboa.

Esclarski, P.; Yoshimoto, M.; Zanon, C. M. V.; Lucio, L. C. (2011) Riqueza e abundância de Strigiformes em dois fragmentos florestais de Fênix, PR, BR. **Anais do VII EPCC. Encontro Internacional de Produção Científica CESUMAR. Maringa, PR**.

Esclarski, P.; Cintra, R. (2014). Effects of terra firme-forest structure on habitat use by owls (Aves: Strigiformes) in central Brazilian Amazonia. **Ornitologia Neotropical**, 25: 433-458.

Ferguson-Lees, J.; Christie, D. A. (2001). **Raptors of the world**. Houghton Mifflin Company, New York.

Figueiredo, L. F. A. (2019) **Lista de aves do estado de São Paulo**. Versão: 11/11/2019. Disponível em: <www.ceo.org.br>. Acesso em: 12 de maio de 2021.

Fink, D.; Brandt, C. S.; Rupp, A. E.; Zimmermann, C. E. (2012). Comunidade de corujas (Aves: Strigiformes) na RPPN Bugarkopf, Blumenau, Santa Catarina. **Biotemas**, 25(2): 75-80.

Forsman, D.; Solonen, T. (1984). Censusing breeding raptors in southern Finland: methods and results. **Annales Zoologici Fennici**, 21:317-320.

Francisco, R. C. (2011) **Estudo da comunidade de aranhas (Araneae: Arachnida) de solo como ferramenta de diagnóstico ambiental. Dissertação de mestrado**. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul - PUCRS. Porto Alegre, RS.

França, D. P. F.; Lima, E.; de Freitas, M. A. (2011) Listagem preliminar das aves de bordas de mata e áreas degradadas da Floresta Nacional do Jamari, Itapoã do Oeste, Rondônia, Brasil. **Atualidades Ornitológicas On-line**, 164: 51-56.

Fuller, M. R.; Mosher, J. A. (1987) Raptor survey techniques, p. 37-66. *In*: Pendelton, B. A. F.; Millsap, B. A.; Cline, K. W.; Bird, D. M. (Eds) **Raptor management techniques manual**. National Wildlife Federation, Washington D. C.

Fundação SOS Mata Atlântica (2017) **A Mata atlântica**. Disponível em: <<https://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>>. Acesso em: 30 de novembro de 2018.

Futuyma, D. J. (1993) **Biologia Evolutiva**. SBG/CNPq, 2ª edição, Ribeirão Preto, SP.

Ganey, J. L. (1990). Calling behavior of spotted owls in northern Arizona. **The Condor**, 92(2): 485-490.

Gerhardt, R. P. (1991). Response of Mottled Owls to Broadcast of Conspecific Call (Respuesta por Parte de Individuos de *Ciccaba virgata* a Grabaciones de llamadas de conespecíficos). **Journal of Field Ornithology**, 62: 239-244.

Gerhardt, R. P.; Gerhardt, D. M.; Flatten, C. J.; Bonilla G. N. (1994a). The Food Habits of Sympatric *Ciccaba* Owls in Northern Guatemala (Los Hábitos Alimenticios de Lechuzas del Género *Ciccaba* en el Norte de Guatemala). **Journal of Field Ornithology**, 65(2): 258-264.

Gerhardt, R. P.; González, N. B.; Gerhardt, D. M.; Flatten, C. J. (1994b). Breeding biology and home range of two *Ciccaba* owls. **The Wilson Bulletin**, 106: 629-639.

Gerhardt, R. P. (2004). Cavity nesting in raptors of Tikal National Park and vicinity, Petén, Guatemala. **Ornitologia Neotropical**, 15: 477-483.

Gerotti, R. W. (2017) **Análise das variáveis tempo e distância no método "Pontos de Contagem" no estudo da assembleia de aves na Estação Ecológica de Caetetus (EECa), São Paulo**. Dissertação de Mestrado. UNESP campus Botucatu.

Gill, F.; Donsker, D.; Rasmussen, P. (Eds). (2022). **IOC World Bird List (v. 12.1)**. <https://doi.org/10.14344/IOC.ML.12.1>

Grant, R.; Halliday, T.; Chadwick, E. (2012) Amphibians' response to the lunar synodic cycle-a review of current knowledge, recommendations, and implications for conservation. **Behavioral Ecology**, 24: 53-62. <https://doi.org/10.1093/beheco/ars135>

Greene, C. M.; Stamps, J. A. (2001) Habitat selection at low population densities. **Ecology**, 82(8): 2091-2100.

Gutiérrez, R. J.; Cody, M.; Courtney, S.; Franklin, A. B. (2007). The invasion of barred owls and its potential effect on the spotted owl: a conservation conundrum. **Biological Invasions**, 9(2): 181-196.

Hanney, P. (1963). Observations upon the food of the barn owl (*Tyto alba*) in southern Nyasaland, with a method of ascertaining population dynamics of rodent prey. **Annals and Magazine of Natural History**, 6(65): 305-313.

Hausleitner, D.; Bio, R. P. (2006). **Inventory Methods for Owl Surveys**. Standards for components of British Columbia's Biodiversity No. 42. Prepared for and by the Ministry of Environment, Victoria. British Columbia, Canada.

Hutchinson, G. E. (1957). Cold spring harbor symposium on quantitative biology. **Concluding remarks**, 22: 415-427.

Hutto, R. L. (1985) Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds, p. 455–476 *In*: Cody, M. L. (Ed.) **Habitat Selection in Birds**. Academic Press, New York.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (1988) **Mapa de vegetação do Brasil**. Brasília, DF. Escala 1:50.000.

IUCN – International Union for the Conservation of Nature (2021) **The IUCN Red List of Threatened Species Version 2021-1**. <http://www.iucnredlist.org> [acesso: 29.4.2021].

Jaksić, F. M. (1989). Opportunism vs selectivity among carnivorous predators that eat mammalian prey: a statistical test of hypotheses. **Oikos**, 56(3): 427-430.

Janes, S. W. (1985). Habitat selection in raptorial birds, cap. 5, p. 159-188. *In*: Cody, M.L. (Ed.) **Habitat selection in birds**. San Diego: Academic Press, New York. 558p.

Johnson, R. A. (1992) Soil texture as an influence on the distribution of the desert seed-harvester ants *Pogonomyrmex rugosus* and *Mesor pergandei*. **Oecologia**, 89:118–124.

Jones, C.; McShea, W. J.; Conroy, M. J.; Kunz, T. H. (1996). **Capturing mammals. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals**. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 115-155.

Jones, J. (2001): Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review. **The Auk**, 118(2): 557-562.

Julien-Laferrrière, D. (1997). The influence of moonlight on activity of woolly opossums (*Caluromys philander*). **Journal of Mammalogy**, 78(1): 251-255.

Kanegae, M. F.; Camacho, I.; Fernandes, B. C.; Honorato, R. S.; Souza-Filho, C.; Vieira, M. V. (2012). Ocorrência da murucututu-de-barriga-amarela (*Pulsatrix*

koeniswaldiana) em fragmentos florestais no estado do Rio de Janeiro. **Ornitologia Neotropical**, 23: 499-505.

Karr, J. R.; Freemark, K. E. (1983) Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the “stable” tropics. **Ecology**, 64: 1481–1494.

Kenward, R. E. (1982) Goshawk hunting behaviour and range size as function of food and habitat availability. **Journal of Animal Ecology**, 51: 69-80.

Kissling, M. L.; Lewis, S. B.; Pendleton, G. (2010). Factors influencing the detectability of forest owl in southeastern Alaska. **Condor**, 112: 539-548.

König, C.; Weick, F. (2008) **Owls of the world - 2nd edition**. Yale University Press, New Haven and London. 528p.

Kovach, W. L. (2013) **Oriana for Windows**, versão 4.02. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U.K.

Kramer, K. M.; Birney, E. C. (2001). Effect of light intensity on activity patterns of Patagonian leaf-eared mice, *Phyllotis xanthopygus*. **Journal of Mammalogy**, 82(2): 535-544.

Legal, E.; Cadorin, T. J.; Kohler, G. U. (2009). Strigiformes e Caprimulgiformes em Santa Catarina, sul do Brasil: Registros relevantes e novas localidades. **Biotemas**, 22(4): 125-132.

Legendre, P.; Legendre, L. (2012) **Numerical Ecology**. 3rd, English. Ed. Elsevier.

Leite, R. D. N. (2006). **Comunidade de pequenos mamíferos em um mosaico de plantações de eucalipto, florestas primárias e secundárias na Amazônia oriental**. Dissertação de Mestrado. INPA/UFAM, Manaus/AM.

Leyhe, J. E.; Ritchison, R. (2004) Perch sites and hunting behaviour of red-tailed hawks (*Buteo jamaicensis*). **Journal of Raptor Research**, 38: 19-25.

Lima, S. L.; Dill, L. M. (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. **Canadian Journal of Zoology**, 68(4): 619-640.

Lloyd, H. (2003). Population densities of some nocturnal raptor species (Strigidae) in southeastern Peru. **Journal of Field Ornithology**, 74(4): 376-380.

Love, R. A.; Webon, C.; Glue, D. E.; Harris, S.; Harris, S. (2000). Changes in the food of British Barn Owls (*Tyto alba*) between 1974 and 1997. **Mammal review**, 30(2): 107-129.

Mackenzie, D. I.; Nichols, J. D.; Lachman, G. B.; Droege, S.; Andrew Royle, J.; Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, 83(8): 2248-2255.

Mackenzie, D. I. (2006). Modeling the probability of resource use: the effect of, and dealing with, detecting a species imperfectly. **The Journal of Wildlife Management**, 70(2): 367-374.

Mallet-Rodrigues, F. (2010). Técnicas para amostragem da dieta e procedimentos para estudos do forrageamento de aves. In: Von Matter, S.; Straube, F. C.; de Queiroz Piacentini, V.; Accordi, I. A.; Cândido Jr, J. F. (2010). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Technical Books Editora.

Marks, J. S.; Cannings, R. J.; Mikkola, H. (1999). Family Strigidae (typical owls), p. 76-242. In: Del Hoyo, J.; Elliot, A.; Sargant, J. (Eds.) **The Handbook of the birds of the world, vol 5: Barn owls to Hummingbirds**. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

Martin, G. (1990) **Birds by night**. London: T & AD Poyser.

Martin, T. E. (1993) Nest predation and nest sites: new perspectives on old patterns. **BioScience**, 43:523–532.

Martin, T. E. (1998) Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? **Ecology**, 79: 656–670.

Martin, T. E. (2001) Abiotic vs. biotic influences on habitat selection of coexisting species: climate change impacts? **Ecology**, 82(1): 175-188.

Martínez, J. A.; Serrano, D.; Zuberogoitia, I. (2003) Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. **Ecography**, 26: 21-28.

Martínez, J. A.; Zuberogoitia, I. (2004) Habitat preferences and causes of population decline for Barn Owls *Tyto alba*: a multi-scale approach. **Ardeola**, 51: 303-317.

Martos-Martins, R.; Donatelli, R. J. (2020) Community of diurnal birds of prey in an urban area in southeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, 15(3): 245–265. <https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e52251>

Mattos, I. F. A. *et al.* (1996) **Levantamento do meio biofísico e avaliação da fragilidade do ecossistema na Estação Ecológica dos Caetetus – SP**. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA. Sociedade e Natureza, Uberlândia, 8(15): 388-393. Edição especial.

Meller, D. A. (2011) **Aves de Rapina do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil**. Monografia de pós-graduação. Universidade regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – URI – Campus Santo Ângelo. 74p.

Mendonça, L. G. A.; Tubelis, D. P.; Ferreira, E. A.; Motta-Junior, J. C. (2020) Geographic distribution of the Black-capped Screech Owl *Megascops atricapilla* (Aves: Strigidae) in the Cerrado, South America. **Atualidades Ornitológicas**, 214: 4-7.

Menq, W.; Anjos, L. (2015) Habitat selection by owls in a seasonal semi-deciduous forest in southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 75(4): 143-149.

Menq, W.; Delariva, R. L. (2015). Aves de rapina (Cathartiformes, Accipitriformes, Strigiformes e Falconiformes) na Reserva Biológica das Perobas, Paraná, Brasil, e seu entorno. **Biotemas**, 28(4): 145-154.

Mikkola, H. (1992) Wood owls, p. 108-140. *In*: Burton, J. A. (Ed) **Owls of the world**. Netherlands, Holand: Peter Lowe, Eurobook.

Mikkola, H. (2014) **Owls of the world – A photographic guide**, second edition. Firefly Books, USA – New York. 528p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente [Ministry of the Environment] (2016) **Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), 76 pp.

Moreno, A. M. S. (2014) **Seleção e segregação de macro-habitat em aves de rapina diurnas numa área do Norte Alentejano**. Dissertação de Mestrado. Instituto Politécnico de Castelo Branco, Portugal.

Morrill, W.L. 1975. Plastic pitfall trap. **Environmental Entomology**, 4: 596.

Mosher, J. A.; Fuller, M. R.; Kopeny, M. (1990). Surveying Woodland Raptors by Broadcast of Conspecific Vocalizations. **Journal of field ornithology**, 64(4): 453-461.

Motta-Junior, J. C. (1996) **Ecologia alimentar de corujas (Aves, Strigiformes) na região central do estado de São Paulo: biomassa, sazonalidade e seletividade de suas presas**. Tese de Doutorado. UFSCar – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, Brasil. 130p.

Motta-Junior, J. C. (2002). Diet of breeding tropical screech-owls (*Otus choliba*) in southeastern Brazil. **Journal of Raptor Research**, 36(4): 332-334.

Motta-Junior, J. C. (2006). Relações tróficas entre cinco Strigiformes simpátricas na região central do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 14(4): 359-377.

Motta-Junior, J. C.; Braga, A. R. (2012). Estado del conocimiento sobre la ecología y biología de búhos en Brasil. **Ornitologia Neotropical**, 23: 227-234.

Motta-Junior, J. C.; Braga, A. C. R.; Granzinolli, M. A. M. (2015). Los búhos de Brasil, pp. 115-169. *In*: Enríquez, P. L. (Ed.) **Los Búhos Neotropicales: Diversidad y Conservación**. México: El Colegio de la Frontera Sur.

Newton, I. (1979) **Population Ecology of Raptors**. University Press, Cambridge.

Newton, I.; Davis, P. E.; Moss, D. (1981). Distribution and breeding of red kites in relation to land-use in Wales. **Journal of Applied Ecology**, 18(1): 173-186.

Newton, I. (1998). **Population limitation in birds**. Academic press, San Diego. 597pp.

Odum, E. P. (1963) **Fundamentals of ecology**, Filadelfia: W.B. Saunders. 546p.

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Wagner, H. (2011) **R package version 1.17-7**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Onorati, M.; Vignoli, L. (2017) The darker the night, the brighter the stars: consequences of nocturnal brightness on amphibian reproduction. **Biological Journal of the Linnean Society**, 120: 961–976.

Ontiveros, D.; Pleguezuelos, J. M.; Caro, J. (2005) Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. **Biological Conservation**, 123: 19-25.

Pacheco, J. F.; Silveira, L. F.; Aleixo, A.; Agne, C. E.; Bencke, G. A.; Bravo, G. A.; Brito, G. R. R.; Cohn-Haft, M.; Maurício, G. N.; Naka, L. N.; Olmos, F.; Posso, S.; Lees, A. C.; Figueiredo, L. F. A.; Carrano, E.; Guedes, R. C.; Cesari, E.; Franz, I.; Schunck, F.; Piacentini, V. Q. (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. **Ornithology Research**, 29(2). <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>.

Paradis, E. D. (2007). **A survey of tropical owl population density and the vocal behavior of the Mottled Owl (*Strix virgata*) in a partially fragmented cloud forest habitat**. Cloud bridge Nature Reserve, Costa Rica. Disponível em: <cloudbridge.org/wp-content/uploads/2011/11/a-survey-of-tropical-owl-population-density-vocal-behavior-mottled-owl.pdf> (consultado em 27 de dezembro de 2020).

Penteriani, V.; del Mar Delgado, M.; Campioni, L.; Lourenco, R. (2010). Moonlight makes owls more chatty. **PloS one**, 5(1): e8696.

Perry, M. Z.; Gutierrez, R. J.; Seamans, M. E. (1999) Habitat composition and configuration around Mexican Spotted Owl nest and roost sites in the tularosa mountains, New Mexico. **Journal of Wildlife Management**, 63(1): 36-43

Pinto, L. P.; Bedê, L. C.; Fonseca, M. T.; Lamas, I. R.; Mesquita, C. A. B.; Paglia, A. P.; Pinheiro, T. C.; Sá, M. B. (2012). Mata Atlântica. In: Scarano, F. R.; Santos, I. L.; Martins, A. C. I.; Silva, J. M. C.; Guimarães, A. L.; Mittermeier, R. A. (Eds.). **Biomass brasileiros: retratos de um país plural**. Rio de Janeiro: Casa da Palavra.

Polis, G. A.; McCromick, S. J. (1987) Intraguild predation and competition among desert scorpions. **Ecology**, 68(2): 332-343.

Preston, C. R. (1990) Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. **Condor**, 92: 107-112.

R Core Team (2019). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.

Reis-Jr., R.; Oliveira, M. L. de; Borges, G. R. A. (2013) **RT4Bio: R Tools for Biologists (RT4Bio)**. R package version 1.0.

Rey Benayas, J. M.; La Montaña, E.; Pérez-Camacho, L.; La Cruz, M.; Moreno-Mateo, D.; Parejo, J.; Seoane, S.; Galván, I. (2010). Short-term Dynamics and spatial pattern of nocturnal birds inhabiting a mediterranean agricultural mosaic. **Ardeola** 57(2): 303-320.

Ribeiro, E. A. W. (2011) **Cadernos de Biogeografia – Técnicas de mensuração em espécies arbóreas**. Editora Azimute. Presidente Prudente – SP.

Rocha, P. L. E.; Rangel-Salazar, J. L. (2001). Owl occurrence and calling behavior in a tropical rain forest. **Journal of Raptor Research**, 35(2): 107-114.

Roy, É. (2018). **Owl survey at Cloudbridge Nature Reserve**. Université de Sherbrooke. 21p.

Rutz, C.; Whittingham, M. J.; Newton, I. (2006). Age-dependent diet choice in an avian top predator. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 273(1586): 579-586.

Santos-Filho, M.; da Silva, D. J.; Sanaiotti, T. M. (2008). Variação sazonal na riqueza e na abundância de pequenos mamíferos, na estrutura da floresta e na disponibilidade de artrópodes em fragmentos florestais no Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, 8(1): 115-121.

São Paulo (2018) **Decreto Nº 63.853, de 27 de novembro de 2018**. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63853-27.11.2018.html> [acesso: 29.4.2021]

SAVE Brasil (2006) **Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil, Parte I–Estados do Domínio da Mata Atlântica**. Bencke, G. A.; Maurício, G. N.; Develey, P. F.; Goerck, J. M. (Orgs). São Paulo: SAVE Brasil.

Schoener, T. W. (1974) Resource partitioning in ecological communities. **Science**, 185(4145): 27-39.

Seavy, N. E. (2004) Environmental correlates of African Wood-Owl calling activity in Kibale National Park, Uganda. **Journal of Raptor Research**, 38(3): 208-213.

Selas, V. (1997) Influence of prey availability on re-establishment of Goshawk *Accipiter gentilis* nesting territories. **Ornis Fennica**, 74: 113–120.

Sergio, F.; Caro, T.; Brown, D.; Clucas, B.; Hunter, J.; Ketchum, J.; McHugh, K.; Hiraldo, F. (2008) Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 39: 1-19.

Sergio, F.; Newton, I.; Marchesi, L.; Pedrini, P. (2006) Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. **Journal of Applied Ecology**, 43: 1049-1055.

Sick, H. (1997) **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro. Editora Nova Fronteira.

Simberloff, D. (1998) Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? **Biological Conservation**, 83: 247-257.

Smith, K. G. (1977). Distribution of summer birds along a forest moisture gradient in an Ozark watershed. **Ecology**, 58:810–819.

Stiles, F. G.; Skutch, A. F. (1990). **A Guide to the birds of Costa Rica**. Ithaca, NY: Comstock.

Stotz, D. F.; Fitzpatrick, J. W.; Parker III, T. A.; Moskovits, D. K. (1996). **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press. 478p.

Sutherland, W. J.; Green, R. E. (2008) Habitat assessment. *In*: Sutherland, W. J.; Newton, I.; Green, R. E. (Ed) **Bird Ecology and Conservation**. Oxford University Press. United States, 386 pp.

Tabanez, M. F.; Durigan, G.; Keuroghlian, A.; Barbosa, A. F.; Freitas, C. A.; Silva, C. E. F.; ...; Mattos, I. F. A. (2005) **Plano de Manejo da Estação Ecológica dos Caetetus**. IF Série Regional, 29: 1-104.

Tapia, L.; Kennedy, P. L.; Mannan, R. W. (2007) Habitat sampling. p. 153-169 *In*: Bird, D. M.; Bildstein, K. L. (Eds). **Raptor research and management techniques**. Hancock House, Surrey, British Columbia, Canada.

Ter Braak, C. J. F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct analysis. **Ecology**, 67(5): 1167-1179. <http://dx.doi.org/10.2307/1938672>.

Thiollay, J. M. (1989) Censusing of diurnal raptors in a primary rain forest: comparative methods and species detectability. **Journal of Raptor Research**, 23: 72-84.

Toft, C. A. (1985) Resource partitioning in amphibians and reptiles. **Copeia**, 1985(1): 1–21.

Tomazzoni, A. C., Pedó, E.; Hartz, S. M. (2004). Food habits of Great Horned Owls (*Bubo virginianus*) in the breeding season in Lami Biological Reserve, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 15(2): 279-282.

Travers, S. E.; Kaufman, D. W.; Kaufman, G. A. (1988). Differential use of experimental habitat patches by foraging *Peromyscus maniculatus* on dark and bright nights. **Journal of Mammalogy**, 69(4): 869-872.

Triplehorn, C. A.; Johnson, N. F. (2011). **Estudo dos insetos**. São Paulo: Cengage Learning.

Van Horne, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. **The Journal of Wildlife Management**, 47: 893-901.

Van Nieuwenhuyse, D.; Génot, J. C.; Johnson, D. H. (2008) **The Little Owl: conservation, ecology and behaviour of *Athene noctua***. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Vielliard, J. E. M.; Silva, W. R. (1990) Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. p. 117-151 *In*: Mendes, S. (Ed.) **Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadores de Aves**. Recife: Editora da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Vrezec, A.; Tome, D. (2004) Habitat selection and patterns of distribution in a hierarchic forest owl guild. **Ornis Fennica**, 81: 109-118.

Zar, J. H. (2010a) Circular Distributions: Descriptive Statistics. *In*: Zar, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall. 5ed, cap.26, p. 605-623.

Zar, J.H. (2010b) Circular Distributions: Hypothesis Testing. *In*: Zar, J.H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice Hall. 5ed, cap.26, p. 624-668.

Zilio, F. (2006). Dieta de *Falco sparverius* (Aves: Falconidae) e *Athene cunicularia* (Aves: Strigidae) em uma região de dunas no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 14(4): 379-392.

Zilio, F. (2012). **Composição e diversidade de taxocenoses de aves de rapina diurnas de paisagens abertas da savana uruguaia e floresta úmida com araucária**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Zorzin, G.; Canuto, M.; Carvalho-Filho, E. M.; Carvalho, C. E. A. (2008). Aves de rapina noturnas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **MG Biota**, 1: 44-57.

Zuberogoitia, I.; Campos, L. F. (1998). Censusing owls in large areas: a comparison between methods. **Ardeola**, 45(1): 47-53.

Wakeley, J. S. (1978). Factors affecting the use of hunting sites by Ferruginous Hawks. **The Condor**, 80(3): 316-326.

Ward, J. P.; Gutiérrez, R. J.; Nonn, B. R. (1998) Habitat selection by northern spotted owls: the consequences of prey selection and distribution. **Condor**, 100: 79-92.

Warnes, G. R.; Bolker, B.; Bonebakker, L.; Gentleman, R.; Huber, W.; Liaw, A.; Lumley, T.; Maechler, M.; Magnusson, A.; Moeller, S.; Schwartz, M.; Venables, B. (2020). **gplots: Various R Programming Tools for Plotting Data**. R package version 3.0.4. <https://CRAN.R-project.org/package=gplots>

Wetmore, A. (1968). **The birds of the Republic of Panama. Part 2, Columbidae to Picidae**. Smithsonian Miscellaneous Collections, 150, 605pp.

8. Anexo I



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Bauru



FPF/nos
Bauru, 20 de outubro de 2020.

CARTA DE ACEITE DE COLEÇÃO

Informo que o Prof. Assoc. Fábio Porto Foresti, CPF nº _____, aceita como fiel depositário de espécimes de artrópodes, capturados na Estação Ecológica dos Caetetus "Olavo Amaral Ferraz", localizada em Gália/SP, durante o ano de 2019 (Nos meses: Fevereiro, Maio, Agosto e Novembro), tendo como número da autorização do SISBIO é: 61590 e título do projeto: STRIGIFORMES DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DOS CAETETUS: COMPOSIÇÃO, SELEÇÃO E USO DE HABITAT E SAZONALIDADE do aluno Rafael Martos Martins, aluno de pós graduação (doutorado) no Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) do Instituto de Biociências da UNESP campus de Botucatu. Esta carta se faz necessária para a obtenção da licença de manejo de fauna.

A relação dos grupos taxonômicos e quantidade de indivíduos doados possuem número de tombo "01 Artrópodes do Laboratório de Lupas do Departamento de Ciências Biológicas da Faculdade de Ciências UNESP Bauru" seguem abaixo:

Araneae 288 indivíduos
Scorpionidae 20 indivíduos
Opiliones 29 indivíduos
Coleoptera 1321 indivíduos
Lepidoptera 220 indivíduos
Hemiptera 42 indivíduos
Diptera 321 indivíduos
Hymenoptera (Formicidae) 4829 indivíduos
Hymenoptera 178 indivíduos
Blattodea 251 indivíduos
Dermaptera 6 indivíduos
Orthoptera 398 indivíduos
Diplopoda 111 indivíduos
Chilopoda 3 indivíduos
Isopoda (Crustacea) 7 indivíduos
Atenciosamente,


Prof. Assoc. Fábio Porto Foresti
Chefe do Departamento de Ciências Biológicas



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Departamento de Ciências Biológicas – Faculdade de Ciências
Av. Eng. Luiz Edmundo Carrijo Coube, 14-01 - Vargem Limpa – Bauru/SP - CEP 17033-360
Fone: 14 3103-6078 – e-mail: dcb.fc@unesp.br - site: <http://www.fc.unesp.br/biologia>