

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**USO DE CLAREIRAS POR AVES NA AMAZÔNIA CENTRAL: UMA ABORDAGEM
QUANTITATIVA CONSIDERANDO DETECÇÃO IMPERFEITA**

ULISSES MOLITERNO DE CAMARGO

Manaus, Amazonas

Outubro, 2011

ULISSES MOLITERNO DE CAMARGO

**USO DE CLAREIRAS POR AVES NA AMAZÔNIA CENTRAL: UMA ABORDAGEM
QUANTITATIVA CONSIDERANDO DETECÇÃO IMPERFEITA**

DR. GONÇALO FERRAZ

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Biologia (Ecologia).

Manaus, AM
Outubro, 2011

Banca examinadora do trabalho escrito

Nome (Instituição)	Parecer
Dr. Humber A. Andrade Universidade Federal Rural de Pernambuco	Aprovado com correções
Dra. Viviana Ruiz-Gutierrez Cornell University	Aprovado com correções
Dr. Phil Stouffer Louisiana State University	Aprovado com correções

Banca examinadora da defesa oral pública

Dr. Bruce Walker Nelson Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia	Aprovado
Dr. José Júlio de Toledo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia	Aprovado
Dra. Cíntia Cornelius Frische Universidade Federal do Amazonas	Aprovado

C172

Camargo, Ulisses Moliterno de
Uso de clareiras por aves na Amazônia Central: uma abordagem
quantitativa considerando detecção imperfeita / Ulisses Moliterno de
Camargo. --- Manaus : [s.n.], 2011.
viii, 45 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) -- INPA, Manaus, 2011
Orientador : Gonçalo Ferraz
Área de concentração : Ecologia

1. Aves – Floresta primária – Amazônia. 2. Distribuição espacial.
3. Habitat (ecologia). I. Título.

CDD 19. ed. 598.2

Sinopse:

Estudamos o efeito das clareiras na ocorrência de 61 espécies de aves em floresta de terra firme ao norte de Manaus, Amazonas. Realizamos a coleta de dados com o gravadores autônomos em 57 pontos amostrais em áreas de floresta fechada e 50 pontos em áreas de clareiras. Medimos o efeito das clareiras na ocupação do espaço através da estimativa da probabilidade de ocorrência das espécies divididas em grupos pré-determinados de acordo com hipóteses sobre o uso do habitat.

Palavras-chave: Distúrbios naturais; Heterogeneidade ambiental, Seleção de habitat, Modelos Hierárquicos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço

Ao Gonçalo Ferraz, Sandra Martins de Freitas e Marconi Campos Cerqueira, colaboradores deste estudo.

Aos pesquisadores Bruce Nelson, Cintia Cornelius, Sérgio Borges, Philip Stouffer, Glauco Machado e Pedro Develey pelas contribuições durante a elaboração deste estudo.

Ao projeto PDBFF e PPG-ECO pelo apoio logístico. À Rufford Small Grants e Smithsonian Tropical Research Institute pelo suporte financeiro.

À CAPES pela bolsa de estudo.

RESUMO

A imensidão da floresta Amazônica cria uma falsa aparência de homogeneidade; no entanto, os organismos da floresta não ocorrem com a mesma probabilidade em todos os locais. Clareiras, em dinâmica de sucessão desde a caída da árvore até o desaparecimento completo da abertura no dossel, criam variação espacial na densidade da vegetação e são importante fonte de heterogeneidade de habitats no interior da floresta. Com o objetivo de entender os efeitos da heterogeneidade de habitat no uso do habitat e na distribuição local de espécies de aves, nós investigamos diferenças de ocupação por aves em áreas de floresta fechada e de clareiras. Testamos previsões sobre ocupação diferencial para 61 espécies de aves de floresta de terra firme na Amazônia Central, norte de Manaus, Brasil. Especificamente, testamos como a ocupação de cada tipo de habitat deve variar entre três categorias pré-determinadas de uso de habitat pelas espécies. Utilizamos gravadores autônomos para coletar dados em 57 pontos de floresta fechada e 50 pontos de clareiras no período de Junho a Outubro de 2010. Nosso contexto analítico, um modelo hierárquico de comunidade que considera a possibilidade de haver falhas na detecção, permitiu inferências robustas sobre diferenças de ocupação entre tipos de habitat, espécies e grupos de espécies. Num senso amplo, nossos resultados não confirmaram as previsões sobre diferenças de ocupação entre os grupos. Em geral, os grupos hipotéticos “favorecem clareiras”, “evitam clareiras” e “neutro” apresentaram probabilidade de ocupação similar dentro do mesmo habitat; apenas um grupo teve ocupação diferente entre os tipos de habitat. No nível específico, apenas 25% das espécies investigadas corroboraram nossas previsões sobre diferenças de ocupação entre habitats. O grupo hipotético que “favorece clareiras” teve as maiores probabilidades de detecção em ambos os habitats. Curiosamente, o grupo hipotético que “evita clareiras” teve maiores probabilidades de detecção em áreas de clareira do que em floresta fechada. Espécies “neutras”, previstas para ocupar qualquer tipo de habitat com a mesma probabilidade, tiveram as maiores probabilidades de detecção em floresta fechada dentre os grupos. De modo geral, as classificações ornitológicas de preferência de habitat utilizadas para formar nossas previsões sobre ocupação não corresponderam a nossas estimativas de campo. Tais resultados ressaltam a necessidade de se testar essas classificações amplamente aceitas de preferência por habitat. Os resultados ressaltam ainda a utilidade de modelos hierárquicos de comunidade para testar hipóteses sobre grupos de espécies.

ABSTRACT

Use of canopy gaps by birds in the central Amazon: a quantitative approach with imperfect detection. The vastness of Amazon forests creates a false appearance of homogeneity; however, forest organisms do not occur with the same probability in every location. Tree-fall gaps, in dynamic succession from tree fall to complete gap disappearance, create spatial variation in vegetation density and are a strong source of habitat heterogeneity inside the forest. Aiming to understand effects of habitat heterogeneity on habitat use and local distribution of bird species, we investigated differences in site-occupancy by birds in closed forest and in the vicinity of tree-fall gaps. We tested predictions of different occupancy for 68 bird species of terra firme forest of the Amazon Guianan shield, north of Manaus, Brazil. Specifically, we tested how occupancy of each habitat type should vary among three pre-determined species categories of habitat use. We used autonomous recording devices to collect data in 57 closed forest and 50 tree fall gap sites from June to October 2010. Our analytic approach, a multi-species hierarchical community model that accounts for the possibility of detection failure, leads to strong inferences about changes in occupancy between habitat types, species and groups of species. In the broadest sense, our results did not confirm predicted differences in occupancy across groups. In general hypothetical ‘gap-seeking’, ‘gap-avoiding’ and ‘neutral’ groups had similar occupancy probabilities within the same habitat; only one group had different occupancy between habitat types. At the species-level, only 25% of investigated species conformed to predicted occupancy differences between habitat types. Hypothetical ‘gap-seekers’ had the highest detection probabilities in both habitats. Interestingly, hypothetical ‘gap-avoiders’ had higher probability of detection on gap areas than in closed-forest areas. ‘Neutral’ species, those predicted to occupy any habitat type with the same probability, had the highest detection probabilities in closed forest across groups. In general, the ornithological classification of bird habitat preferences used to form our occupancy predictions did not match our field estimates. These results highlight the need to test widely accepted classifications of habitat preference as well as the usefulness of hierarchical community models for testing hypotheses about groups of species.

SUMÁRIO

Apresentação	08
Objetivos	08
Artigo	09
Introdução	12
Material e Métodos.....	14
Área de Estudo	14
Desenho amostral.....	15
Espécies de estudo	16
Análises	17
Resultados	20
Discussão	22
Referências Bibliográficas	25
Conclusões.....	42
Anexos.....	43

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação foi elaborada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Biologia (Ecologia) pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. O estudo testou hipóteses *a priori* sobre a ocorrência de aves em floresta primária de terra firme na Amazônia Central. A área de estudo está inserida nas áreas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). Durante Junho a Outubro de 2010 nós amostramos 107 pontos em floresta primária divididos em 50 áreas de clareiras e 57 áreas de floresta fechada. A amostragem foi realizada por meio de gravadores autônomos, com um desenho que nos permite adicionar em nossos resultados uma métrica da incerteza associada à detecção imperfeita das espécies.

A dissertação é composta de um capítulo em forma de artigo. O artigo compara a probabilidade de ocorrência das espécies focais entre áreas de floresta fechada e de clareiras. Nesse estudo a probabilidade de ocorrência é tratada como um indicador direto da proporção de ambientes que é utilizado como habitat pelas espécies focais.

O artigo aqui apresentado segue as normas de formatação da revista *Acta Amazonica*. As legendas das figuras, os gráficos e as tabelas são apresentadas junto às mesmas e estas estão dispostas ao fim do texto corrido do artigo.

Objetivo geral: Quantificar os efeitos da heterogeneidade ambiental no uso de habitat e na distribuição espacial de aves em escala local através do teste de diferenças entre a ocupação de áreas de floresta fechada e de clareiras.

Objetivos específicos: Testar previsões para 61 espécies de floresta de terra firme na Amazônia Central no Brasil, através de hipóteses formuladas *a priori* sobre como três grupos de espécies utilizam cada tipo de ambiente: i) o grupo de espécies definido como de ‘floresta fechada’ terá a maior probabilidade de ocorrência entre as espécies nas áreas de floresta fechada; ii) o grupo descrito como espécies de ‘clareira’ terá a maior probabilidade de ocorrência em áreas onde existem clareiras; e iii) o grupo de espécies hipoteticamente definido como ‘neutro’ deverá ter probabilidade de ocorrência similar em ambos os tipos ambientais.

Capítulo 1

Camargo, U.M.; Freitas, S. M. & Ferraz, G.
Uso de clareiras por aves na Amazônia central:
uma abordagem quantitativa considerando
detecção imperfeita. Manuscrito formatado para
Acta Amazonica.

1 Uso de clareiras por aves na Amazônia central: uma abordagem quantitativa
2 considerando detecção imperfeita

3

4 Ulisses Moliterno de CAMARGO^{1,3}, Sandra Martins de FREITAS¹ e Gonçalo
5 FERRAZ²

6

7 ¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da
8 Amazônia – INPA. CP 478 69011-970 Manaus - AM, Brasil

9

10 ² Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, Instituto Nacional de Pesquisas
11 da Amazônia e Smithsonian Tropical Research Institute. Avenida André Araújo, 1753.
12 Bairro Aleixo. Caixa Postal 478. Manaus / AM, Brasil.

13

14 ³ Autor para correspondência: moliterno.camargo@gmail.com

15

16 **Resumo:** A imensidão da floresta Amazônica denota falsa aparência de
17 homogeneidade; Organismos da floresta não ocorrem com a mesma probabilidade no
18 espaço. Clareiras, desde a abertura até desaparecer completamente, são importante fonte
19 de heterogeneidade de habitats. Com o objetivo de entender os efeitos da
20 heterogeneidade de habitat na distribuição local de aves, investigamos diferenças de
21 ocupação de habitat em áreas de floresta fechada e clareiras. Fizemos previsões sobre
22 ocupação diferencial para 61 espécies da Amazônia Central, Brasil e testamos como a
23 ocupação deve variar entre três categorias pré-determinadas de uso de habitat.
24 Utilizamos gravadores para coletar dados em 107 pontos durante Junho-Outubro de
25 2010. O contexto analítico, um modelo hierárquico de comunidade que considera
26 detecção imperfeita, permitiu inferências robustas sobre mudanças de ocupação entre
27 tipos de habitat. Em geral os resultados não confirmaram as previsões. Os grupos
28 hipotéticos “clareiras”, “floresta fechada” e “neutro” apresentaram probabilidade de
29 ocupação similar dentro do mesmo habitat; nenhum grupo teve ocupação diferente entre
30 habitats. No nível específico, apenas 26% das previsões foram corroboradas. As
31 probabilidades de detecção não tiveram diferenças entre habitats. As classificações
32 ornitológicas utilizadas nas previsões não corresponderam ao observado em campo. Isso
33 ressalta a necessidade de testar classificações amplamente aceitas. Os resultados

1 destacam a utilidade de modelos hierárquicos de comunidade para testar hipóteses sobre
2 grupos de espécies.

3

4 Palavras-chave: Distúrbios naturais; Heterogeneidade ambiental; Seleção de habitat;
5 Modelos Hierárquicos.

6

7

8 **Abstract:** *Use of canopy gaps by birds in the central Amazon: a quantitative approach*
9 *with imperfect detection.* The vastness of Amazon forests creates a false appearance of
10 homogeneity; forest organisms do not occur with the same probability across space.
11 Tree-fall gaps, from tree fall to disappearance, are a strong source of habitat
12 heterogeneity. Aiming to understand effects of habitat heterogeneity on habitat use and
13 local distribution of bird species, we investigated differences in site-occupancy by birds
14 in closed forest and in tree-fall gaps. We made occupancy predictions for 61 species of
15 birds in central AmazonianBrazil, and tested how occupancy varied among three pre-
16 determined categories of habitat use. We collected data using recording devices in 107
17 sites from June-October 2010. Our analytic approach, a hierarchical community model
18 that accounts for detection failure, leads to strong inferences about changes in
19 occupancy. Our results did not confirm predicted differences in occupancy across
20 groups. Hypothetical ‘gap-seeking’, ‘gap-avoiding’ and ‘neutral’ groups had similar
21 occupancy probabilities within the same habitat; groups did not have different
22 occupancy between habitat types. At the species-level, only 26% of species conformed
23 to predictions. Detection probabilities were not different between environments. In
24 general, the ornithological classification of bird habitat preferences used to form our
25 occupancy predictions did not match our field estimates. These results highlight the
26 need to test widely accepted classifications of habitat preference as well as the
27 usefulness of hierarchical community models for testing hypotheses about groups of
28 species.

29

30 Key-words: Natural disturbances, environmental heterogeneity, habitat selection,
31 Hierarchical Models.

32

1 INTRODUÇÃO

2

3 A vastidão da floresta amazônica, com a mesma fisionomia reconhecível por milhares
4 de quilômetros quadrados, cria uma falsa aparência de homogeneidade. Apesar disso,
5 existe extensa documentação da diversidade e heterogeneidade espacial de plantas em
6 várias escalas (Pitman et al. 1999, Condit et al. 2000, Harms et al. 2001). Devido a sua
7 mobilidade, animais apresentam maiores desafios em relação à documentação da
8 heterogeneidade de sua distribuição do que as plantas. No entanto, há ampla evidência
9 que as espécies não ocorrem com a mesma probabilidade em todas as áreas da floresta.
10 Na literatura para aves neotropicais, essa evidência existe de várias maneiras. Por
11 exemplo, estudos com redes de neblina de várias áreas descontínuas constataam que as
12 espécies ocorrem em apenas uma fração dessas (Stratford and Stouffer 1999, Ferraz et
13 al. 2007). Já estudos realizados em uma única área, com extensa amostragem através de
14 vários tipos de técnicas, reportam alto número de espécies raras que utilizam apenas
15 uma pequena proporção da área total (Terborgh et al. 1990, Thiollay 1994, Robinson et
16 al. 2000, Stouffer 2007). Trabalhos em áreas de floresta primária com diferentes
17 topografias e coberturas de vegetação reportam que algumas espécies favorecem certos
18 tipos de habitat específicos (Karr e Freemark 1983), enquanto que outros estudos
19 observando estágios de sucessão florestal reportam que as espécies ocupam os
20 diferentes estágios de maneira desigual (Blake e Loiselle 1991, Robinson e Terborgh
21 1997, Blake e Loiselle 2001). Mesmo com limitações de escala e replicação espacial,
22 todos esses estudos suportam a noção de que espécies diferentes ocorrem em diferentes
23 áreas ao longo da floresta.

24 Uma das explicações mais consistentes sobre as diferenças de ocupação ao longo
25 do espaço é a grande diversidade de ambientes que existe no interior das florestas, o que
26 aumenta a variedade de oportunidades para o uso do espaço como habitat. A
27 heterogeneidade ambiental de florestas muitas vezes tem origem em distúrbios
28 imprevisíveis que alteram a distribuição espacial das espécies na paisagem (Sousa
29 1984). A formação de clareiras é um distúrbio muito comum, com influência marcante
30 na distribuição e abundância local dos organismos (e.g. Lima 2005). Quando uma
31 árvore cai e abre uma clareira, tem início um processo de sucessão com rápido
32 crescimento e colonização de plantas. Essas áreas frequentemente contrastam com o
33 interior da floresta fechada em relação ao microclima, produtividade e composição de

1 espécies de plantas (Denslow 1987). Apesar de esse contraste ter um tempo de duração
2 relativamente curto (uma clareira de 100 m² se fecha em cerca de cinco anos, Fraver et
3 al. 1998), as quedas de árvores em florestas tropicais chegam a ocorrer com frequência
4 suficiente para que aproximadamente 7-10% da área florestal seja coberta por clareiras
5 (Nicotra et al. 1999), sendo que essa dinâmica produz continuamente ambientes
6 diferenciados ao longo do espaço. Devido às claras diferenças entre os ambientes de
7 clareira e mata fechada, é natural supor que várias espécies os distingam e ocupem o
8 espaço de maneira desigual (e.g. Schemske e Brokaw 1981, Levey 1988).

9 Segundo observações dispersas de história natural, em florestas da Guiana
10 Francesa mais de 40% de todas as espécies de aves são associadas com clareiras, borda
11 de mata e topo de árvores emergentes (Thiollay 1994). Já em florestas do Panamá,
12 Schemske e Brokaw 1981 encontraram indícios de que as aves de áreas com clareiras e
13 áreas de floresta fechada são distintas, e que várias espécies mostram preferências por
14 um tipo ambiental específico. Estudos realizados por Levey 1988 e por Wunderle et al.
15 2005 em florestas da Costa Rica e no norte do Brasil, respectivamente, mostraram que
16 existe relação entre a distribuição de árvores e a diversidade de aves do subbosque em
17 áreas de clareiras. De acordo com esses estudos, há evidências de que clareiras
18 oferecem uma concentração de recursos que deve atrair vários indivíduos de diferentes
19 espécies. Por exemplo, em florestas norte-americanas, Blake e Hoppes 1986 observaram
20 relações positivas entre aves e recursos, tanto entre aves frugívoras e frutos quanto entre
21 aves insetívoras e artrópodes. Cada espécie de ave reage de maneira diferente aos
22 distúrbios florestais, dependendo muito de seu grau de especialização por habitat, do
23 comportamento de forrageio, adaptabilidade da dieta e sensibilidade às mudanças
24 microclimáticas (Thiollay 1992, M. Wunderle et al. 2005, Wunderle et al. 2006). Assim,
25 as aberturas no interior da floresta podem significar simultaneamente fonte de habitat e
26 oportunidades de obtenção de recursos para algumas espécies e o oposto para outras.

27 A maioria dos estudos já realizados para testar se há diferenças entre uso do
28 habitat por aves utilizou método de redes de neblina ou ponto de escuta. Tais métodos
29 demandam esforço intensivo, o que geralmente limita a extensão e replicação espacial
30 das observações. O presente estudo se beneficia de 30 anos de investigação ornitológica
31 local, logística de campo que permite acesso a muitos pontos amostrais e uso de
32 métodos que consideram a incerteza associada à amostragem da fauna para entender os
33 efeitos da heterogeneidade ambiental no uso de habitat e na distribuição espacial de

1 aves em escala local através do teste de diferenças entre a ocupação de áreas de floresta
2 fechada e de clareiras. Testamos previsões para 61 espécies de floresta de terra firme na
3 Amazônia Central no Brasil, através de hipóteses formuladas *a priori* sobre como três
4 grupos de espécies utilizam cada tipo de ambiente: i) o grupo de espécies definido como
5 de ‘floresta fechada’ terá a maior probabilidade de ocorrência entre as espécies nas
6 áreas de floresta fechada; ii) o grupo descrito como espécies de ‘clareira’ terá a maior
7 probabilidade de ocorrência em áreas onde existem clareiras; e iii) o grupo de espécies
8 hipoteticamente definido como ‘neutro’ deverá ter probabilidade de ocorrência similar
9 em ambos os tipos ambientais.

10

11 MATERIAL E MÉTODOS

12

13 Área de estudo

14 Desenvolvemos o estudo nas reservas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos
15 Florestais (PDBFF) na Amazônia Central, Brasil, em uma área de cerca de 350 km²
16 situada 80 km ao norte da cidade de Manaus (2°30’S, 60°W, Figura 1). O PDBFF é uma
17 parceria em pesquisa entre o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e o
18 Smithsonian Tropical Research Institute (STRI). O projeto teve início em 1979 como
19 um experimento de manejo da paisagem, com o objetivo de testar os efeitos da
20 destruição florestal em nível local para ecossistemas tropicais (Bierregaard et al. 2001).
21 No entanto, para além deste objetivo primário, a pesquisa desenvolvida na área também
22 contribui para o conhecimento sobre história natural de organismos em floresta
23 contínua. O PDBFF inclui três fazendas (Dimona, Porto Alegre e Esteio) com 11
24 fragmentos florestais e grandes áreas de floresta contínua que serviram como controle
25 do experimento de fragmentação (Laurance et al. 2011). Nosso estudo foi realizado
26 nessas áreas contínuas ao longo de uma área amostral de 40 km de largura. As áreas do
27 estudo são cobertas por floresta primária de terra firme, com altura média do dossel em
28 35 m e emergentes com 45 m. A pluviosidade é de 1900-3500 mm por ano, com o pico
29 das chuvas entre Janeiro e Maio e estação seca de Junho a Outubro (Bierregaard et al.
30 2001).

31

1 **Desenho amostral**

2 Nossa amostragem ocorreu em uma única temporada (ocasião primária), em 91 dias de
3 campo ao longo dos meses de Junho a Outubro durante a estação seca de 2010. A
4 extensão espacial da coleta de dados advém de um compromisso entre a maior escala
5 possível e as possibilidades logísticas para acesso da equipe de campo. Definimos
6 operacionalmente a unidade amostral como a área de um círculo de 100 m de raio ao
7 redor do ponto focal, pois acreditamos que essa seja a distância máxima em que os
8 equipamentos utilizados na coleta consigam captar as vocalizações das espécies focais.
9 Estabelecemos 107 pontos de amostragem ao longo das reservas do PDBFF (Figura 1)
10 sendo 50 deles em locais de floresta com clareiras e 57 em locais de floresta fechada.

11 Nossa definição operacional de clareira é um buraco vertical na floresta que se
12 estende desde o dossel até uma altura média de 2 m acima do solo (Brokaw 1982). Os
13 pontos de amostragem de clareira foram sempre localizados o mais próximo possível da
14 abertura na copa. Em contrapartida, os pontos de amostragem de floresta fechada foram
15 definidos pelo critério de ausência de clareiras em um raio de pelo menos 100 m em
16 volta do ponto. Como o objetivo deste estudo é documentar diferenças entre áreas de
17 floresta fechada e de clareiras, ao invés de diferenças entre as clareiras, optamos por
18 amostrar clareiras grandes (mais que 400 m² de área) e não clareiras com diversos
19 tamanhos. Acreditamos que, por dar atenção aos extremos, essa escolha evidenciará
20 melhor o efeito das clareiras sobre a ocupação de floresta primária por aves.

21 De maneira geral, clareiras são consideradas ambientes raros no interior da
22 floresta (Nicotra et al. 1999), no entanto, nossa maior dificuldade foi encontrar áreas de
23 floresta fechada em que não existissem aberturas de dossel em uma área de 200 m de
24 raio. A escolha dos locais visou principalmente garantir esse afastamento mínimo de
25 clareiras e a independência entre duas unidades amostrais subsequentes. Para isso nós
26 utilizamos 400 m como distância mínima entre unidades amostrais. Procuramos ainda
27 obter equilíbrio na proporção dos tipos de pontos (clareira ou floresta fechada) em uma
28 mesma reserva e diminuir ao máximo as distâncias a serem percorridas pelas equipes de
29 campo.

30 A coleta de dados consistiu no registro de vocalizações de aves com unidades de
31 gravação autônoma (modelo SM2 da Wildlife Acoustics, Agranat 2009). Esta técnica
32 proporcionou três grandes vantagens: primeiro, como trabalhamos com 15 gravadores, o

1 equipamento permitiu a amostragem simultânea de vários pontos, encurtando o tempo
2 total de coleta; segundo, os gravadores permitiram concentrar toda a amostragem no
3 horário de pico de vocalização no início da manhã, facilitando a detecção das espécies;
4 e terceiro, a gravação facultou um registro permanente de todas as detecções de aves.
5 Cada ponto foi amostrado durante um período de quatro a sete dias consecutivos, com
6 três horas diárias de gravação iniciando 40 minutos antes do nascer do sol. Os 15
7 gravadores foram colocados em 15 pontos de cada vez, rodando entre pontos até
8 completar um período de amostragem para cada um dos 107 pontos do estudo. Como a
9 área de estudo é extensa, a equipe de gravação teve de transitar entre seis acampamentos
10 diferentes (Fig. 1). Nas proximidades de cada acampamento, a ordem temporal da
11 amostragem dos pontos foi baseada na facilidade de acesso. Já a ordem de amostragem
12 entre acampamentos visou distanciar o máximo possível no tempo a amostragem de
13 acampamentos próximos no espaço. Esta alternância visou quebrar qualquer relação
14 entre a ordem da amostragem e um possível gradiente espacial no sentido leste-oeste ao
15 longo da área de estudo.

16 Após o término da fase de campo, selecionamos aleatoriamente cinco trechos de
17 cinco minutos de duração para cada uma das gravações de três horas correspondente a
18 um ponto e um dia. Isso resultou em mais de 2207 trechos que foram triados em
19 laboratório por três pessoas treinadas na identificação de vocalizações de aves. A ordem
20 de triagem dos trechos foi aleatória e durante a triagem o ouvinte não tinha nenhum tipo
21 de informação a respeito do local, data, ou ambiente onde a gravação foi realizada. O
22 resultado da fase de triagem foi uma lista de espécies detectadas em cada trecho de
23 cinco minutos.

24

25 **Espécies de estudo**

26 A escolha das espécies focais foi baseada tanto em aspectos biológicos quanto
27 operacionais. Do ponto de vista biológico tentamos incluir no estudo o máximo possível
28 de variação filogenética e abranger uma variedade de respostas hipotéticas à presença de
29 clareiras. Do ponto de vista operacional, selecionamos espécies que nossos
30 equipamentos seriam capazes de registrar, ou seja, espécies com frequência de cantos
31 dentro da capacidade de captação dos microfones, bem como espécies de fácil
32 identificação através das vocalizações. Estes critérios resultaram em uma lista de 69

1 espécies de aves pertencentes a 12 famílias (Tabela 1). As espécies foram divididas em
2 três grupos, definidos de acordo com a resposta hipotética à presença de uma clareira: i)
3 espécies que evitam clareiras (n=37); ii) espécies que usam preferencialmente áreas de
4 floresta com clareiras (n=18); e iii) espécies neutras, que usam áreas de floresta fechada
5 e de clareira com a mesma probabilidade (n=14). A escolha das espécies e as previsões
6 sobre ocorrência foram embasadas principalmente em informações sobre história
7 natural dos grupos (Hoyo et al. 1992-2011, Ridgely e Tudor 1994, Cohn-Haft et al.
8 1997). A lista resultante foi submetida à apreciação de três ornitólogos com experiência
9 sobre a avifauna local. A tabela 1 apresenta as espécies selecionadas para o estudo, as
10 respectivas previsões sobre o uso dos dois ambientes florestais e as principais
11 características de história natural que nos fizeram formular a previsão para cada espécie.

12 **Análise**

13 Para testar as previsões sobre uso diferencial de ambientes, utilizamos um modelo
14 hierárquico de comunidade, semelhante aos modelos propostos por Ruiz-Gutiérrez et al.
15 2010 e Zipkin et al. 2009. Em um modelo hierárquico os vários componentes biológicos
16 (ocupação) e de amostragem (detecção) têm relação entre si, mas são especificados em
17 níveis separados (mais detalhes em Royle e Dorazio 2008). Essa estrutura permite
18 estimar os parâmetros do processo biológico sem o viés da incerteza decorrente do
19 processo amostral. Além disso, definimos cada uma das cinco faixas diárias por ponto
20 como uma ocasião secundária de amostragem (visita) e utilizamos essa informação
21 como réplica temporal para estimar as probabilidades de detecção das espécies durante
22 as análises (MacKenzie et al. 2002).

23 Nosso modelo é estruturado em níveis que descrevem os processos espécie-
24 específicos e níveis que descrevem os grupos de espécies que compõem a comunidade.
25 Essa abordagem é interessante, pois permite obter estimativas de parâmetros biológicos
26 para cada espécie e também para cada grupo, o que, em nosso estudo, permitiu
27 quantificar a relação das clareiras com a ocorrência de espécies individuais e com a
28 média de ocorrência de espécies de um determinado grupo. O agrupamento de espécies
29 em um modelo de comunidade oferece ainda a vantagem de permitir partilha de
30 informação entre espécies de um mesmo grupo. Isto facilita a obtenção de estimativas
31 de parâmetros espécie-específicos para espécies raras e/ou de difícil detecção (Russell et
32 al. 2009).

1 A Figura 2 representa uma parte do modelo de comunidade, sendo que a chave
 2 superior descreve o processo observacional (detecção/não-detecção) e a inferior o
 3 estado biológico (presença/ausência). O índice i designa a espécie ($i = 1, 2, \dots, S; S =$
 4 69), j o ponto amostral ($j = 1, 2, \dots, J; J = 107$) e k a visita ($k = 1, 2, \dots, k_{max}$).
 5 Dentro do processo biológico, a variável latente (não observada) $z_{i,j}$ representa o
 6 verdadeiro estado de ocupação e assume valor $z_{i,j} = 1$ quando o ponto j é usado pela
 7 espécie i ; e $z_{i,j} = 0$ quando não é. Os valores de $z_{i,j}$ são originados a partir de um
 8 sorteio de Bernoulli com probabilidade de sucesso $\psi_{i,j}$, que representa a probabilidade
 9 de o local j ser usado pela espécie i . Esta probabilidade, por sua vez é descrita como
 10 uma função logística do tipo de ambiente do local j na ocorrência da espécie i (amb_j
 11 toma o valor 1 para clareiras e 0 para floresta fechada). Quando o ponto j é uma área de
 12 clareira, a probabilidade de ocupação da espécie i é igual ao inverso-logístico de $u1_i$; já
 13 quando o ponto situa-se em área de floresta fechada, a probabilidade de ocupação da
 14 espécie i é o inverso-logístico de $u2_i$. Além disso, o valor da diferença entre esses
 15 parâmetros pode ser tomado como uma medida da diferença das probabilidades de
 16 ocorrência das espécies entre os tipos de ambientes ($\beta_i = u2_i - u1_i$).

17 Na parte de amostragem, o produto ($p_{i,j,k} * z_{i,j}$) é a probabilidade de detecção
 18 incondicional, e assume valor zero quando a espécie não ocorre no local ($z_{i,j} = 0$) ou
 19 valor $p_{i,j,k}$ quando a espécie ocorre ($z_{i,j} = 1$). A notação $p_{i,j,k}$ representa a
 20 probabilidade de detecção da espécie i no ponto j durante a visita k , condicionada ao
 21 uso desse local por essa espécies. Esta probabilidade é descrita como uma função
 22 logística que combina efeitos do tipo de ambiente (amb_j), e da hora do início do trecho
 23 de áudio onde a detecção ocorreu. A relação da detecção com a hora, medida em
 24 minutos a partir do nascer do sol, inclui um termo linear e um termo quadrático; sendo
 25 que, os valores de $hora_{j,k}$ e $hora_{j,k}^2$ foram padronizamos (subtração da média e divisão
 26 por desvio padrão) por conveniência de computação. Isso permitiu obter a probabilidade
 27 de detecção em clareiras na hora média de amostragem diretamente a partir do inverso-
 28 logístico de $v1_i$. De forma semelhante, a probabilidade de detecção em floresta fechada
 29 na hora média de amostragem foi o inverso-logístico de $v2_i$. De maneira similar ao que
 30 fizemos para a ocupação, tomamos a diferença entre os parâmetros de detecção em hora
 31 média como uma medida do quanto as probabilidades de detecção das espécies diferem
 32 entre ambientes ($\alpha_i = v2_i - v1_i$). Nossos dados de campo (X) foram registrados para

1 cada espécie i no ponto j durante determinada visita k , tomando o valor $X_{i,j,k} = 1$
 2 quando a espécie foi detectada e $X_{i,j,k} = 0$ quando não houve detecção. Os dados
 3 $(X_{i,j,k})$ são descritos por um sorteio de Bernoulli com probabilidade de sucesso igual a
 4 $(p_{i,j,k} * Z_{i,j})$.

5 Para além do nível espécie-específico, o modelo tem um componente que
 6 representa os grupos de espécies. Assumimos que os parâmetros em nível de espécie
 7 são descritos por efeitos randômicos, governados por parâmetros específicos para cada
 8 grupo. Por exemplo, o valor de μu_{1i} é obtido a partir de uma distribuição normal com
 9 média μu_{1g} e desvio padrão σu_{1g} , onde g indica o grupo ao qual a espécie i pertence.
 10 Assim, μu_{1g} é a ocorrência média sob efeito das clareiras para o grupo g , e σu_{1g} é uma
 11 medida do quanto esse efeito variou entre as espécies pertencentes ao grupo. Portanto,
 12 os parâmetros para os grupos são simplesmente as médias e os desvios das distribuições
 13 de onde cada covariável do nível espécie-específico foi obtida.

14 Devido a conveniências computacionais, utilizamos distribuições diferentes
 15 entre os *priors*, no entanto todos foram não informativos (anexo 1). Nós estimamos a
 16 distribuição posterior dos parâmetros do modelo com um algoritmo de *Markov Chain*
 17 *Monte Carlo* (MCMC), através de três cadeias com 50.000 iterações, descartando as
 18 primeiras 20.000. A análise foi feita utilizando os softwares livres R (R Development
 19 Core Team 2008) e WinBUGS (Spiegelhalter et al. 1999) por meio do pacote para R
 20 R2WinBUGS (Sturtz et al. 2005).

21 Para testar nossas previsões de diferença entre uso de lugares e detecção de aves
 22 em áreas de clareiras e de floresta fechada, comparamos as distribuições posteriores de
 23 parâmetros dos três grupos e das 69 espécies. Para cada comparação de parâmetros
 24 (tanto entre grupos como entre espécies) contamos a proporção de vezes em que um
 25 parâmetro de um grupo (ou de uma espécie) foi maior que o parâmetro de outro grupo
 26 (ou espécie) na distribuição posterior resultante do MCMC. Por exemplo, para testar se
 27 o grupo de espécies que hipoteticamente prefere clareira ($g = 2$) usa áreas de clareira
 28 com maior probabilidade do que usa áreas de mata fechada, nós somamos o número de
 29 vezes em que $\mu u_{1_2} > \mu u_{2_2}$ e dividimos pelo número total de elementos da distribuição
 30 posterior para este parâmetro. Um resultado próximo de 0,5 sugere que não há
 31 diferenças no valor dos parâmetros. Já diferenças mais extremas sugerem menor
 32 sobreposição das distribuições posteriores. Um dos maiores benefícios da abordagem

1 bayesiana para a análise dos dados é a flexibilidade na interpretação de parâmetros de
2 um modelo (Kéry 2010). No exemplo anterior, uma proporção de 0,95 é interpretada
3 como 95% de probabilidade de que o grupo ‘Clareira’ use mais as áreas de clareiras que
4 de floresta fechada. No nível de espécies o teste de diferenças para ocupação e detecção
5 entre ambientes foi realizado respectivamente através das estimativas do coeficiente β_i e
6 α_i . Valores positivos destes dois coeficientes indicam que a probabilidade de ocorrência
7 ou detecção, respectivamente, da espécie em áreas de clareiras é maior do que em áreas
8 de floresta fechada, sendo que valores negativos indicam o contrário. Quando as barras
9 de média \pm desvio padrão não incluem o valor zero, consideramos que existe um efeito
10 particularmente forte. Em uma distribuição normal, 68% dos valores estão contidos
11 dentro de um desvio padrão para mais e para menos em torno da média. Assim, quando
12 dizemos que o efeito de β ou α para uma determinada espécie foi positivo, há no
13 mínimo 68% de chance da probabilidade de ocorrência ou detecção da espécie seja
14 maior em clareiras do que em floresta fechada.

15

16 **RESULTADOS**

17 A triagem das gravações resultou em um total de 13.568 detecções das 69 espécies
18 focais ao longo dos 107 pontos. Originalmente formulamos hipóteses sobre uso dos
19 ambientes para todas as espécies, no entanto, algumas delas foram detectadas em apenas
20 um dos ambientes ou tiveram um número de detecções muito baixo. *Cercomacra*
21 *tyrannina* e *Xenops milleri* por exemplo, foram registrados apenas em áreas de clareiras;
22 Já *Corapipo gutturalis* teve apenas uma detecção em um ponto de floresta fechada. O
23 problema com as detecções exclusivas a um tipo de habitat é que não se pode distinguir
24 entre o real estado de ocupação e um artefato ocasionado pelo processo amostral. Para
25 evitar esse problema, nós decidimos excluir da análise sete espécies que foram
26 detectadas em apenas um tipo de ambiente ou que tiveram menos de dez detecções, o
27 que resultou na análise das 61 espécies apresentadas neste estudo. A tabela 2 apresenta
28 resultados detalhados sobre as probabilidades de ocorrência e detecção das espécies que
29 foram analisadas.

30 A análise dos três grupos em um mesmo tipo de ambiente mostrou grande
31 sobreposição das distribuições posteriores. Mesmo assim, a probabilidade de ocupação
32 média em áreas de floresta fechada foi maior para o grupo ‘floresta fechada’ do que

1 para os grupos ‘clareira’ [$\Pr(\mu u_{1_1} > \mu u_{1_2}) = 0,73$] e ‘neutro’ [$\Pr(\mu u_{1_1} > \mu u_{1_3}) =$
 2 0,83] (Figura 3a). Além disso, os grupos clareira e floresta não ocuparam os extremos
 3 dos valores, na realidade o grupo neutro foi quem teve a menor probabilidade de
 4 ocorrência em áreas de floresta fechada. Já em áreas de clareiras, a probabilidade de
 5 ocupação não foi diferente entre os grupos $\mu u_{1_1} \approx \mu u_{1_1} \approx \mu u_{1_1}$, Figura 3b). As
 6 probabilidades de detecção entre os grupos também não apresentaram diferenças tanto
 7 em áreas de floresta fechada quanto em áreas de clareiras ($\mu v_{1_1} \approx \mu v_{1_2} \approx \mu v_{1_3}$ e
 8 $\mu v_{2_1} \approx \mu v_{2_2} \approx \mu v_{2_3}$, Figura 3c-d).

9 Já a análise de um grupo entre os dois tipos ambientais apontam para três pontos
 10 principais: i) Espécies do grupo ‘Floresta fechada’ têm maior probabilidade de ocorrer
 11 em áreas de floresta fechada do que em áreas de clareiras [$\Pr(\mu u_{2_1} > \mu u_{1_1}) = 0,73$]
 12 mas possuem praticamente a mesma probabilidade de detecção entre os ambientes
 13 [$\Pr(\mu v_{2_1} > \mu v_{1_1}) = 0,43$]; ii) As espécies do grupo ‘Clareiras’ têm maior probabilidade
 14 de ocorrência e detecção em áreas de clareiras do que áreas de floresta fechada
 15 [$\Pr(\mu u_{1_2} > \mu u_{2_2}) = 0,62$; $\Pr(\mu v_{1_2} > \mu v_{2_2}) = 0,59$]; iii) O grupo de espécies
 16 hipotetizado como ‘Neutro’ tem maior probabilidade de ocorrer em áreas de clareiras do
 17 que floresta fechada [$\Pr(\mu u_{2_3} > \mu u_{1_3}) = 0,79$], sendo que o inverso foi observado para
 18 a probabilidade de detecção: espécies ‘Neutras’ têm maiores probabilidades de serem
 19 detectadas em floresta fechada do que em áreas de clareiras [$\Pr(\mu v_{2_3} > \mu v_{1_3}) = 0,62$].

20 Os valores para os coeficientes β_g estimados por grupo foram próximos de zero,
 21 sugerindo que em média não há diferenças nas probabilidades de ocorrência entre áreas
 22 de floresta fechada e de clareiras (Figura 4a). Em nível de espécie, nossa previsão era de
 23 que muitas espécies do grupo ‘floresta fechada’ teriam forte efeito negativo do tipo de
 24 ambiente na ocorrência ($\beta_{mf} < 0$). No entanto, entre as 32 espécies pertencentes ao
 25 grupo, apenas seis tiveram o efeito esperado (Figura 5a). O efeito oposto era esperado
 26 para as espécies do grupo ‘clareiras’, onde nossa previsão era de muitas espécies com
 27 efeito positivo ($\beta_{cl} > 0$). Porém, das 15 espécies que compõem o grupo, apenas três
 28 tiveram esse efeito (Figura 5b). Por fim, nossa previsão sobre o grupo de espécies
 29 ‘neutro’ era de que haveriam muitas espécies com $\beta_{ne} = 0$, ou seja, de que na figura 5c,
 30 as espécies teriam a mesma probabilidade de estar posicionadas de um lado ou de outro
 31 da linha. O resultado foi que sete das 14 espécies do grupo apresentaram probabilidades
 32 de ocorrência entre ambientes similares. Já o efeito do tipo de ambiente na detecção dos

1 grupos (coeficiente α_g) foi próximo de zero (Figura 4b), sugerindo que em média as
2 probabilidades de se detectar uma espécie deste grupo em áreas de floresta fechada são
3 as mesmas que em áreas de clareiras. No entanto, para o nível espécie-específico, o
4 efeito foi positivo entre 19 espécies, indicando maior probabilidade de detecção destas
5 em áreas com clareiras; e o efeito contrário foi observado em 15 espécies ($\alpha < 0$), que
6 tiveram maiores probabilidades de ser detectadas sob floresta fechada (Figura 5d-f).

7

8 **DISCUSSÃO**

9 Nós assumimos que a ocupação de um tipo de ambiente por uma dada espécie é um
10 indicativo direto do uso desse ambiente como habitat pela espécie (Mackenzie 2006).
11 De modo geral, as diferenças observadas entre a probabilidade de ocupação de áreas de
12 clareiras e áreas de floresta fechada para várias espécies focais, dá suporte à idéia de que
13 há efeitos da heterogeneidade de ambientes no uso do habitat e na distribuição espacial
14 das espécies de aves em floresta primária. No entanto, tais diferenças não ocorreram da
15 maneira prevista e as probabilidades de ocorrência para espécies dentro dos grupos pré-
16 definidos apresentaram grande variação. Dessa maneira, os valores dos parâmetros que
17 descrevem a ocorrência média das espécies que compõem um grupo pré-definido, não
18 representaram nossas hipóteses *a priori*.

19 Na comparação dos grupos em áreas de floresta fechada, as espécies
20 hipotetizadas como de ‘floresta fechada’ em média têm maior probabilidade de utilizar
21 esse tipo de área como habitat do que os outros grupos. Espécies do grupo ‘floresta
22 fechada’ teoricamente forrageiam no interior de florestas, ao longo de subbosque sob
23 copas densas, evitando regiões de áreas abertas como bordas de mata e locais de
24 clareiras (Ridgely e Tudor 1994), sendo esperado que tenham maior ocorrência sob o
25 dossel fechado. A inversão de ocupação entre o grupo ‘neutros’ e ‘clareiras’ é explicada
26 pelos resultados de ocorrência no nível de espécies: Das 15 espécies previstas para
27 ocorrer em clareiras, apenas 3 confirmaram essa previsão; Já para o grupo ‘neutro’, das
28 14 espécies previstas para ocorrerem sem diferenças entre ambientes, seis ocorreram
29 mais em clareiras. A presença de mais espécies que usam clareira no grupo ‘neutro’ do
30 que no de ‘clareiras’ fez com que a ocorrência em floresta fechada para o primeiro
31 grupo fosse menor do que para o segundo. Esse resultado mostra que várias espécies

1 agrupadas sob a hipótese de ocorrência neutra têm maiores probabilidades de ocupar
2 áreas de clareiras.

3 Já a comparação dos grupos em áreas de clareiras mostra uma sobreposição
4 muito maior dos grupos quando comparado à floresta fechada. Em clareiras houve
5 pouca diferença nas probabilidades de ocorrência médias para os grupos de espécies. A
6 maior diferença observada em áreas de floresta fechada se deve às características do
7 entorno dos pontos amostrais. Pontos de clareiras possuem entorno de floresta fechada
8 enquanto que pontos de floresta fechada têm áreas fechadas em seu entorno. Quando
9 instalados em clareiras, nossos gravadores captam vocalizações de aves que utilizam o
10 interior das clareiras e de aves que utilizam a região em seu entorno (i. e. floresta
11 fechada). Já gravações de floresta fechada, de modo geral registram aves que usam
12 áreas de floresta fechada. Isso faz com que a ocorrência média de espécies ‘neutras’ e de
13 ‘floresta fechada’ aumentem para áreas de clareiras, o que causou a maior sobreposição.

14 A comparação de apenas um grupo entre os dois tipos ambientais mostrou que,
15 em média, as espécies previstas como de ‘floresta fechada’ e de ‘clareiras’ têm maior
16 probabilidade de ocupar ambientes de floresta fechada e de clareiras respectivamente.
17 Surpreendentemente, as espécies agrupadas para ocorrerem com probabilidades
18 similares entre ambos os tipos ambientais (i.e. ‘neutras’), têm probabilidades maiores
19 até do que o grupo ‘clareira’ de ocorrer em ambientes com aberturas na copa do que em
20 ambientes sob dossel fechado. A maior ocorrência de espécies de ‘floresta fechada’ em
21 ambientes de floresta fechada é previsível, já a grande ocupação de ambientes de
22 clareiras por espécies previstas para serem ‘neutras’ pode ser devido a uma combinação
23 da escolha prévia das espécies que compõem o grupo e das características do ponto
24 amostral citadas no parágrafo anterior. Como discutido anteriormente, o grupo ‘neutro’
25 teve muitas espécies com ocorrência diferencial em clareiras, além disso, pontos
26 amostrais de clareiras são compostos por áreas abertas circundadas por floresta fechada.
27 É natural que espécies que utilizem o espaço sem discernir áreas abertas e áreas
28 fechadas transitem livremente por esse tipo de ambiente.

29 Os resultados da análise em nível espécie-específico mostraram que apenas 26%
30 de nossas previsões baseadas na classificação prévia por uso de ambiente foram
31 corretas. A quantia de previsões corretas esperada era maior, uma vez que a informação
32 utilizada para agrupar as espécies é fundamentada na informação sobre história natural

1 para as áreas de estudo (e.g. Ridgely e Tudor 1994, Cohn-Haft et al. 1997). Porém, a
 2 baixa proporção de previsões corretas não denota total ausência de diferenças na
 3 probabilidade de ocorrência das espécies entre os ambientes. Na realidade, 34% das
 4 espécies apresentaram uso de habitat preferencial: 9 espécies tiveram maior
 5 probabilidade de ocorrer em floresta fechada do que em clareiras e 12 apresentaram
 6 maior probabilidade de ocorrer em clareiras. O número observado de espécies que
 7 utilizam um tipo de ambiente mais que o outro foi maior do que em estudos similares
 8 (Schemske e Brokaw 1981, Blake e Hoppes 1986, Levey 1988, Wunderle et al. 2005).

9 Considerando o efeito do tipo ambiental na ocorrência das espécies de estudo,
 10 *T. viridis*, *T. melanurus*, *A. infuscatus*, *D. fuliginosa*, *C. lineatus*, *M. longipennis*, *W.*
 11 *poecilinotus*, *F. colma* e *P. erythrocephala* tiveram efeito negativo das clareiras e têm
 12 maior probabilidade de ocorrer em áreas de floresta fechada. Já *T. violaceus*, *T. rufus*,
 13 *G. leucogastra*, *A. ochrolaemus*, *G. rufigula*, *T. spodioptila*, *C. cinerascens*, *P.*
 14 *rufifrons*, *S. leucostigma*, *H. macularius*, *M. campanisona*, *H. muscicapinus* ocorreram
 15 mais em áreas de clareiras.

16 Houve mais diferenças nas probabilidades de detecção das espécies do que nas
 17 probabilidades de ocorrência. Isso pode ser devido à variação na abundância dos
 18 indivíduos entre os tipos de ambientes. As diferenças nas detecções das espécies podem
 19 ser um reflexo de suas abundâncias, pois com indivíduos concentrados em um local,
 20 aumentam as probabilidades de detecção da espécie. (Royle et al. 2005). As espécies *G.*
 21 *albirostris*, *P. pyrrhodes*, *D. fuliginosa*, *G. spirurus*, *D. certhia*, *D. picumnus*, *L.*
 22 *albolineatus*, *C. lineatus*, *T. murinus*, *M. longipennis*, *H. cantator*, *C. cinerascens*, *P.*
 23 *rufifrons*, *M. ferruginea*, *F. colma*, *G. varia*, *P. erythrocephala*, *P. coraya* e *R.*
 24 *melanurus* têm maiores probabilidades de serem detectadas em áreas de clareiras do que
 25 áreas de floresta fechada. Já *T. viridis*, *T. rufus*, *G. leucogastra*, *A. ochrolaemus*, *A.*
 26 *rubiginosus*, *S. griseicapillus*, *X. pardalotus*, *M. menetriesii*, *H. dorsimaculatus*, *S.*
 27 *leucostigma*, *P. albifrons*, *W. poecilinotus*, *H. macularius*, *S. turdina*, *M. collaris* têm
 28 maior probabilidade de detecção em áreas de floresta fechada.

29 Em suma, a análise baseada em grupos não mostrou diferenças entre os tipos
 30 ambientais da maneira que era esperada. Em geral as probabilidades de ocorrência e
 31 detecção entre os grupos foram muito semelhantes para qualquer tipo de ambiente, pois
 32 devido à grande variação apresentada pelas espécies dentro dos grupos, algumas

1 espécies contrabalancearam outras, fazendo com que o efeito médio para os grupos
2 fosse próximo de zero. No entanto, a análise em nível de espécie mostra que existe
3 efeito das clareiras tanto para a ocorrência quanto para a detecção de várias espécies
4 focais. Isso permite dizer que o agrupamento inicial não descreve bem as relações entre
5 uso do ambiente e distribuição de espécies. Portanto, é interessante que as classificações
6 que utilizamos para descrever as preferências das espécies por um determinado tipo de
7 habitat sejam revistas, pois grande parte da informação sobre o uso de clareiras por aves
8 não descreve corretamente a utilização deste tipo de ambientes pelas espécies locais.

9

10 **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- 11 Agranat, I. 2009. Song Meter SM2 Platform. Massachusetts: Wildlife Acoustics, Inc.
12 (http://www.wildlifeacoustics.com/sm2_platform.php). Acesso em 20/05/2011
- 13 Bierregaard, R. O. J., C. Gascon, T. E. Lovejoy, e R. C. G. E. Mesquita. 2001. Lessons
14 from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest. Yale
15 University Press, New Haven.
- 16 Blake, J. G. e W. G. Hoppes. 1986. Influence of Resource Abundance on Use of Tree-
17 Fall Gaps by Birds in an Isolated Woodlot. *The Auk* 103:328-340.
- 18 Blake, J. G. e B. A. Loiselle. 1991. Variation in Resource Abundance Affects Capture
19 Rates of Birds in Three Lowland Habitats in Costa Rica. *The Auk* 108:114-130.
- 20 Blake, J. G. e B. A. Loiselle. 2001. Bird Assemblages in Second-Growth and Old-
21 Growth Forests, Costa Rica: Perspectives from Mist Nets and Point Counts. *The*
22 *Auk* 118:304-326.
- 23 Brokaw, N. V. L. 1982. The Definition of Treefall Gap and Its Effect on Measures of
24 Forest Dynamics. *Biotropica* 14:158-160.
- 25 Cohn-Haft, M., A. Whittaker, e P. C. Stouffer. 1997. A New Look at the "Species-Poor"
26 Central Amazon: The Avifauna North of Manaus, Brazil. *Ornithological*
27 *Monographs*:205-235.
- 28 Condit, R., P. S. Ashton, P. Baker, S. Bunyavejchewin, S. Gunatilleke, N. Gunatilleke,
29 S. P. Hubbell, R. B. Foster, A. Itoh, J. V. LaFrankie, H. S. Lee, E. Losos, N.
30 Manokaran, R. Sukumar, e T. Yamakura. 2000. Spatial Patterns in the
31 Distribution of Tropical Tree Species. *Science* 288:1414-1418.

- 1 Denslow, J. S. 1987. Tropical Rainforest Gaps and Tree Species Diversity. Annual
2 Review of Ecology and Systematics 18:431-451.
- 3 Ferraz, G., J. D. Nichols, J. E. Hines, P. C. Stouffer, R. O. Bierregaard, e T. E. Lovejoy.
4 2007. A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and
5 Isolation on Amazon Birds. Science 315:238-241.
- 6 Fraver, S., N. V. L. Brokaw, e A. P. Smith. 1998. Delimiting the gap phase in the
7 growth cycle of a Panamanian forest. Journal of Tropical Ecology 14:673-681.
- 8 Harms, K. E., R. Condit, S. P. Hubbell, e R. B. Foster. 2001. Habitat associations of
9 trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. Journal of Ecology 89:947-
10 959.
- 11 Hoyo, J. d., A. Elliott, J. Sargatal, e D. A. Christie. 1992-2011. Handbook of the Birds
12 of the World. Lynx Edicions., Barcelona.
- 13 Karr, J. R. e K. E. Freemark. 1983. Habitat Selection and Environmental Gradients:
14 Dynamics in the "Stable" Tropics. Ecology 64:1481-1494.
- 15 Kéry, M. 2010. Introduction to WinBUGS for Ecologists: A Bayesian approach to
16 regression, ANOVA, mixed models and related analyses. Elsevier, London.
- 17 Laurance, W. F., J. L. C. Camargo, R. C. C. Luizão, S. G. Laurance, S. L. Pimm, E. M.
18 Bruna, P. C. Stouffer, G. Bruce Williamson, J. Benítez-Malvido, H. L.
19 Vasconcelos, K. S. Van Houtan, C. E. Zartman, S. A. Boyle, R. K. Didham, A.
20 Andrade, e T. E. Lovejoy. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-
21 year investigation. Biological Conservation 144:56-67.
- 22 Levey, D. J. 1988. Tropical Wet Forest Treefall Gaps and Distributions of Understory
23 Birds and Plants. Ecology 69:1076-1089.
- 24 Lima, R. A. F. d. 2005. Estrutura e regeneração de clareiras em florestas pluviais
25 tropicais. Revista Brasileira de Botânica 28:651-670.
- 26 M. Wunderle, J., M. R. Willig, e L. M. Pinto Henriques. 2005. Avian distribution in
27 treefall gaps and understorey of terra firme forest in the lowland Amazon. Ibis
28 147:109-129.
- 29 Mackenzie, D. I. 2006. Modeling the Probability of Resource Use: The Effect of, and
30 Dealing with, Detecting a Species Imperfectly. The Journal of Wildlife
31 Management 70:367-374.
- 32 MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle, e C. A.
33 Langtimm. 2002. ESTIMATING SITE OCCUPANCY RATES WHEN

- 1 DETECTION PROBABILITIES ARE LESS THAN ONE. *Ecology* 83:2248-
2 2255.
- 3 Nicotra, A. B., R. L. Chazdon, e S. V. B. Iriarte. 1999. SPATIAL HETEROGENEITY
4 OF LIGHT AND WOODY SEEDLING REGENERATION IN TROPICAL
5 WET FORESTS. *Ecology* 80:1908-1926.
- 6 Pitman, N. C. A., J. Terborgh, M. R. Silman, e P. Nuñez V. 1999. TREE SPECIES
7 DISTRIBUTIONS IN AN UPPER AMAZONIAN FOREST. *Ecology* 80:2651-
8 2661.
- 9 R Development Core Team. 2008. R: a language and environment for statistical
10 computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. ([http://www.r-](http://www.r-project.org)
11 [project.org](http://www.r-project.org)). Acesso em 01/05/2010).
- 12 Ridgely, R. S. e G. Tudor. 1994. *The Birds of South America*. University of Texas,
13 Austin.
- 14 Robinson, S. K. e J. Terborgh. 1997. Bird Community Dynamics along Primary
15 Successional Gradients of an Amazonian Whitewater River. *Ornithological*
16 *Monographs*:641-672.
- 17 Robinson, W. D., J. D. Brawn, e S. K. Robinson. 2000. FOREST BIRD COMMUNITY
18 STRUCTURE IN CENTRAL PANAMA: INFLUENCE OF SPATIAL SCALE
19 AND BIOGEOGRAPHY. *Ecological Monographs* 70:209-235.
- 20 Royle, J. A. e R. M. Dorazio. 2008. *Hierarchical modeling and inference in ecology: the*
21 *analysis of data from populations, metapopulations and communities*. Academic
22 Press, London.
- 23 Ruiz-Gutiérrez, V., E. F. Zipkin, e A. A. Dhondt. 2010. Occupancy dynamics in a
24 tropical bird community: unexpectedly high forest use by birds classified as non-
25 forest species. *Journal of Applied Ecology* 47:621-630.
- 26 Russell, R. E., J. A. Royle, V. A. Saab, J. F. Lehmkuhl, W. M. Block, e J. R. Sauer.
27 2009. Modeling the effects of environmental disturbance on wildlife
28 communities: avian responses to prescribed fire. *Ecological Applications*
29 19:1253-1263.
- 30 Schemske, D. W. e N. Brokaw. 1981. Treefalls and the Distribution of Understory Birds
31 in a Tropical Forest. *Ecology* 62:938-945.
- 32 Sousa, W. P. 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review*
33 *of Ecology and Systematics* 15:353-391.

- 1 Spiegelhalter, D.J., Thomas, A. & Best, N.G. 1999. Winbugs version 14. Cambridge:
2 MRC Biostatistics Unit. ([http://www.mrc-](http://www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs/winbugs/contents.shtml)
3 [bsu.cam.ac.uk/bugs/winbugs/contents.shtml](http://www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs/winbugs/contents.shtml)). Acesso em 01/05/2010).
- 4 Stouffer, P. C. 2007. DENSITY, TERRITORY SIZE, AND LONG-TERM SPATIAL
5 DYNAMICS OF A GUILD OF TERRESTRIAL INSECTIVOROUS BIRDS
6 NEAR MANAUS, BRAZIL. *The Auk* 124:291-306.
- 7 Stratford, J. A. e P. C. Stouffer. 1999. Local Extinctions of Terrestrial Insectivorous
8 Birds in a Fragmented Landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*
9 13:1416-1423.
- 10 Sturtz, S., U. Ligges, e A. Gelman. 2005. R2WinBUGS: a package for running
11 WinBUGS from R. *Journal of Statistical Software* 12.
- 12 Terborgh, J., S. K. Robinson, T. A. Parker, C. A. Munn, e N. Pierpont. 1990. Structure
13 and Organization of an Amazonian Forest Bird Community. *Ecological*
14 *Monographs* 60:213-238.
- 15 Thiollay, J.-M. 1992. Influence of Selective Logging on Bird Species Diversity in a
16 Guianan Rain Forest. *Conservation Biology* 6:47-63.
- 17 Thiollay, J.-M. 1994. Structure, Density and Rarity in an Amazonian Rainforest Bird
18 Community. *Journal of Tropical Ecology* 10:449-481.
- 19 Wunderle, J. M., L. M. P. Henriques, e M. R. Willig. 2006. Short-Term Responses of
20 Birds to Forest Gaps and Understory: An Assessment of Reduced-Impact
21 Logging in a Lowland Amazon Forest1. *Biotropica* 38:235-255.
- 22 Wunderle, J. M., M. R. Willig, e L. M. Pinto Henriques. 2005. Avian distribution in
23 treefall gaps and understorey of terra firme forest in the lowland Amazon. *Ibis*
24 147:109-129.
- 25 Zipkin, E. F., A. DeWan, e J. Andrew Royle. 2009. Impacts of forest fragmentation on
26 species richness: a hierarchical approach to community modelling. *Journal of*
27 *Applied Ecology* 46:815-822.

Tabela 1. Nome científico, previsões sobre uso do habitat e algumas características sobre história natural das espécies do estudo. Insetívoros são espécies que quase não se alimentam de frutos; frugívoros incluem espécies que as comem frutos com frequência. A informação sobre guilda, posição, micro-habitat e sociabilidade segue Cohn-Haft et al. (1997). A taxonomia reflete mudanças recentes na Classificação Sulamericana do Comitê da União dos Ornitólogos da América (<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>). * indicam espécies que foram removidas da análise por não atingirem os critérios mínimos sobre detecção.

Espécie	Previsão	Guilda	Posição/Micro-habitat	Sociabilidade
Trogonidae				
<i>Trogon melanurus</i>	Floresta fechada	Omnívoro	Copa	Solitário / Bando misto de copa
<i>Trogon viridis</i>	Neutro	Omnívoro	Copa / Borda / Subdossel	Solitário
<i>Trogon violaceus</i>	Neutro	Omnívoro	Copa / Borda	Solitário / Bando misto de copa
<i>Trogon rufus</i>	Floresta fechada	Frugívoro	Subbosque	Solitário
Galbulidae				
<i>Galbula albirostris</i>	Clareira	Insetívoro	Subbosque / Borda	Solitário
<i>Galbula leucogastra</i>	Clareira	Insetívoro	Copa / Borda	Solitário
<i>Galbula dea</i>	Clareira	Insetívoro	Copa / Borda	Bando misto de copa / Solitário
Furnaridae				
<i>Sclerurus mexicanus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Terrestre	Solitário
<i>Sclerurus ruficularis</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Terrestre	Solitário
<i>Synallaxis rutilans</i> *	Clareira	Insetívoro	Subbosque	Solitário
<i>Philydor erythrocerum</i>	Clareira	Insetívoro	Subdossel	Bando misto de subbosque

<i>Philydor pyrrhodes</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Igarapé / Copa	Solitário
<i>Automolus ochrolaemus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Borda / Subbosque	Solitário / Bando misto de subbosque
<i>Automolus infuscatus</i>	Clareira	Insetívoro	Subbosque	Bando misto de subbosque
<i>Automolus rubiginosus</i>	Clareira	Insetívoro	Subbosque / Borda	Solitário
<i>Xenops milleri</i> *	Floresta fechada	Insetívoro	Dossel	Bando misto de copa
<i>Xenops minutus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subdossel	Bando misto de subbosque
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subbosque	Solitário / B. misto de subbosque / Seguidor de correição
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Copa / Borda / Subdossel	Bando misto de subbosque e de copa / Solitário
<i>Deconychura longicauda</i>	Neutro	Insetívoro	Subbosque / Subdossel	Bandomisto de copa e de subbosque
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	Neutro	Insetívoro	Subdossel / Subbosque / Borda	Bando misto de subbosque / Solitário
<i>Dendrexetastes rufigula</i>	Neutro	Insetívoro	Copa / Borda	Solitário
<i>Hylexetastes perrotii</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subdossel / Subbosque / Borda	Solitário / Seguidor de correição
<i>Dendrocolaptes certhia</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subdossel	Seguidor de correição / Solitário
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subdossel	Seguidor de correição
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subdossel / Subbosque	Bando misto de subbosque
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Copa	Bando misto de copa
<i>Campylorhamphus procurvoides</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subdossel	Bando misto de subbosque
Thamnophilidae				
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	Clareira	Insetívoro	Subdossel / Borda	Solitário
<i>Frederickena viridis</i>	Neutro	Insetívoro	Subbosque	Solitário
<i>Thamnophilus murinus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subdossel / Borda	Solitário / Bando misto de subbosque
<i>Thamnomanes ardesiacus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subbosque	Bando misto de subbosque
<i>Thamnomanes caesioides</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subbosque / Subdossel	Bando misto de subbosque
<i>Epinecrophyllos gutturalis</i> *	Floresta fechada	Insetívoro	Subbosque	Bando misto de subbosque
<i>Myrmotherula brachyura</i>	Clareira	Insetívoro	Copa / Borda	Bando misto de copa
<i>Myrmotherula axillaris</i>	Clareira	Insetívoro	Borda / Subdossel	Bando misto de subbosque / Solitário

<i>Myrmotherula longipennis</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subdossel / Subbosque	Bando misto de subbosque
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	Neutro	Insetívoro	Subdossel / Subbosque	Bando misto de subbosque
<i>Herpsilochmus dorsimaculatus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Copa / Borda	Bando misto de copa
<i>Hypocnemis cantator</i>	Clareira	Insetívoro	Borda / Subbosque	Solitário
<i>Terenura spodioptila</i>	Neutro	Insetívoro	Copa	Bando misto de copa
<i>Cercomacra cinerascens</i>	Clareira	Insetívoro	Copa / Borda	Solitário
<i>Cercomacra tyrannina</i> *	Clareira	Insetívoro	Borda	Solitário
<i>Percnostola rufifrons</i>	Clareira	Insetívoro	Subbosque / Borda	Solitário
<i>Schistocichla leucostigma</i>	Neutro	Insetívoro	Igarapé / Terrestre	Solitário
<i>Myrmeciza ferruginea</i>	Neutro	Insetívoro	Terrestre / Borda	Solitário
<i>Myrmeciza atrothorax</i> *	Clareira	Insetívoro	Igarapé	Solitário
<i>Myrmornis torquata</i> *	Floresta fechada	Insetívoro	Terrestre	Solitário
<i>Pithys albifrons</i>	Neutro	Insetívoro	Subbosque	Seguidor de correição
<i>Gymnopathys rufigula</i>	Neutro	Insetívoro	Subbosque	Seguidor de correição
<i>Willisornis poecilotus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subbosque	Solitário
Formicariidae				
<i>Formicarius colma</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Terrestre	Solitário
<i>Formicarius analis</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Terrestre	Solitário
Grallariidae				
<i>Grallaria varia</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Terrestre	Solitário
<i>Hylopezus macularius</i>	Neutro	Insetívoro	Terrestre	Solitário
<i>Myrmothera campanisona</i>	Neutro	Insetívoro	Terrestre / Borda	Solitário
Pipridae				
<i>Corapipo gutturalis</i> *	Floresta fechada	Frugívoro	Subbosque/ Subdossel	Leque
<i>Lepidothrix serena</i>	Floresta fechada	Frugívoro	Subbosque	Leque

<i>Pipra pipra</i>	Floresta fechada	Frugívoro	Subbosque / Copa	Leque
<i>Pipra erythrocephala</i>	Floresta fechada	Frugívoro	Subdossel / Copa	Leque
Tityridae				
<i>Schiffornis turdina</i>	Floresta fechada	Frugívoro	Subbosque	Solitário
Vireonidae				
<i>Hylophilus muscicapinus</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Copa	Bando misto de copa
<i>Hylophilus ochraceiceps</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subbosque / Subdossel	Bando misto de subbosque
Troglodytidae				
<i>Cyphorhinus arada</i> *	Floresta fechada	Insetívoro	Subbosque	Solitário
<i>Microcerculus bambla</i>	Floresta fechada	Insetívoro	Subbosque / Terrestre	Solitário
<i>Pheugopedius coraya</i>	Clareira	Insetívoro	Borda / Subbosque	Solitário
Poliophtilidae				
<i>Microbates collaris</i>	Clareira	Insetívoro	Subbosque / Borda	Solitário
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	Clareira	Insetívoro	Copa / Borda	Bando misto de copa
Turdidae				
<i>Turdus albicollis</i>	Floresta fechada	Frugívoro	Subdossel / Terrestre	Solitário

Tabela2. Nomes científicos e estimativas de parâmetros para as espécies de aves do estudo. Os parâmetros são: probabilidade de ocorrência (ψ) e probabilidade de detecção (p) em áreas de floresta fechada e em áreas de clareiras; Efeito das clareiras na ocorrência (β) e na detecção (α) das espécies. Os valores entre colchetes são os limites do desvio padrão em torno da média. 68% dos valores posteriores estão dentro deste intervalo.

Espécie	Prev.	ψ Floresta		ψ Clareira		p Floresta		p Clareira		Coeficiente β		Coeficiente α	
<i>Trogon melanurus</i>	1	0,77	[0,67-0,87]	0,69	[0,58-0,80]	0,09	[0,07-0,11]	0,08	[0,06-0,10]	-0,45	[-1,37 a 0,47]	-0,10	[-0,41 a 0,20]
<i>Trogon viridis</i>	3	0,95	[0,91-0,98]	0,86	[0,81-0,92]	0,17	[0,15-0,18]	0,15	[0,13-0,16]	-1,25	[-2,37 a -0,12]	-0,15	[-0,30 a -0,01]
<i>Trogon violaceus</i>	3	0,58	[0,47-0,68]	0,74	[0,64-0,84]	0,09	[0,07-0,11]	0,08	[0,06-0,09]	0,81	[-0,01 a 1,63]	-0,13	[-0,42 a 0,16]
<i>Trogon rufus</i>	1	0,52	[0,45-0,60]	0,71	[0,62-0,79]	0,17	[0,15-0,19]	0,11	[0,10-0,13]	0,81	[0,26 a 1,37]	-0,45	[-0,67 a -0,24]
<i>Galbula albirostris</i>	2	0,66	[0,50-0,81]	0,64	[0,52-0,75]	0,05	[0,03-0,07]	0,09	[0,06-0,11]	-0,18	[-1,25 a 0,89]	0,60	[0,20 a 1,00]
<i>Galbula leucogastra</i>	2	0,09	[0,05-0,13]	0,39	[0,14-0,63]	0,21	[0,14-0,28]	0,02	[0,00-0,05]	1,79	[0,33 a 3,24]	-3,27	[-4,49 a -2,06]
<i>Galbula dea</i>	2	0,38	[0,20-0,55]	0,62	[0,46-0,78]	0,03	[0,01-0,04]	0,02	[0,01-0,03]	1,12	[-0,06 a 2,29]	-0,08	[-0,74 a 0,57]
<i>Sclerurus mexicanus</i>	1	0,33	[0,12-0,54]	0,49	[0,30-0,68]	0,04	[0,01-0,07]	0,03	[0,01-0,04]	0,81	[-0,60 a 2,23]	-0,27	[-1,17 a 0,63]
<i>Sclerurus rufigularis</i>	1	0,43	[0,26-0,60]	0,39	[0,20-0,57]	0,05	[0,03-0,08]	0,04	[0,02-0,06]	-0,22	[-1,44 a 0,99]	-0,40	[-1,14 a 0,35]
<i>Philydor erythrocerum</i>	2	0,44	[0,24-0,63]	0,33	[0,18-0,48]	0,04	[0,02-0,07]	0,07	[0,03-0,10]	-0,53	[-1,72 a 0,66]	0,50	[-0,24 a 1,25]
<i>Philydor pyrrhodes</i>	1	0,57	[0,36-0,78]	0,46	[0,27-0,64]	0,02	[0,01-0,04]	0,03	[0,02-0,05]	-0,55	[-1,94 a 0,85]	0,45	[-0,28 a 1,18]
<i>Automolus ochrolaemus</i>	1	0,13	[0,08-0,17]	0,29	[0,15-0,42]	0,16	[0,12-0,21]	0,05	[0,03-0,08]	1,00	[0,20 a 1,80]	-1,32	[-1,94 a -0,71]
<i>Automolus infuscatus</i>	2	0,63	[0,53-0,73]	0,48	[0,39-0,56]	0,08	[0,07-0,10]	0,10	[0,08-0,12]	-0,64	[-1,24 a -0,04]	0,23	[-0,06 a 0,52]
<i>Automolus rubiginosus</i>	2	0,35	[0,18-0,52]	0,39	[0,14-0,64]	0,06	[0,03-0,08]	0,02	[-0,01-0,06]	0,02	[-1,62 a 1,65]	-1,53	[-2,85 a -0,21]
<i>Xenops minutus</i>	1	0,59	[0,43-0,76]	0,53	[0,41-0,64]	0,04	[0,03-0,06]	0,08	[0,06-0,10]	-0,34	[-1,31 a 0,62]	0,61	[0,17 a 1,05]
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	1	0,58	[0,46-0,69]	0,40	[0,32-0,48]	0,08	[0,06-0,11]	0,13	[0,10-0,16]	-0,74	[-1,39 a -0,10]	0,47	[0,14 a 0,80]
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	1	0,57	[0,50-0,64]	0,53	[0,45-0,60]	0,23	[0,21-0,26]	0,18	[0,16-0,21]	-0,19	[-0,63 a 0,25]	-0,31	[-0,51 a -0,10]
<i>Deconychura longicauda</i>	3	0,34	[0,26-0,43]	0,35	[0,25-0,46]	0,11	[0,08-0,13]	0,08	[0,06-0,11]	0,03	[-0,57 a 0,63]	-0,33	[-0,75 a 0,09]
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	3	0,92	[0,85-0,98]	0,83	[0,77-0,90]	0,09	[0,07-0,10]	0,17	[0,15-0,19]	-1,15	[-2,50 a 0,20]	0,74	[0,54 a 0,93]
<i>Dendrexetastes rufigula</i>	3	0,24	[0,07-0,42]	0,61	[0,46-0,76]	0,04	[0,02-0,07]	0,04	[0,02-0,05]	1,83	[0,56 a 3,10]	0,02	[-0,74 a 0,78]
<i>Hylexetastes perrotii</i>	1	0,70	[0,58-0,83]	0,72	[0,62-0,82]	0,04	[0,03-0,05]	0,05	[0,03-0,06]	0,02	[-0,92 a 0,97]	0,28	[-0,04 a 0,60]
<i>Dendrocolaptes certhia</i>	1	0,77	[0,70-0,84]	0,73	[0,66-0,80]	0,07	[0,05-0,08]	0,09	[0,08-0,11]	-0,24	[-0,82 a 0,34]	0,37	[0,18 a 0,56]
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	1	0,54	[0,39-0,69]	0,35	[0,27-0,44]	0,04	[0,03-0,06]	0,08	[0,06-0,10]	-0,83	[-1,65 a 0,00]	0,72	[0,29 a 1,16]
<i>Xiphorhynchus pardalotus</i>	1	0,95	[0,92-0,98]	0,91	[0,87-0,95]	0,23	[0,21-0,25]	0,20	[0,19-0,22]	-0,63	[-1,47 a 0,21]	-0,16	[-0,27 a -0,04]
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i>	1	0,26	[0,10-0,42]	0,31	[0,23-0,39]	0,06	[0,02-0,09]	0,11	[0,08-0,14]	0,32	[-0,62 a 1,26]	0,88	[0,16 a 1,60]
<i>Campylorhamphus procurvoides</i>	1	0,36	[0,20-0,53]	0,48	[0,34-0,63]	0,04	[0,02-0,06]	0,04	[0,03-0,06]	0,53	[-0,49 a 1,56]	0,13	[-0,50 a 0,76]
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	2	0,81	[0,72-0,89]	0,69	[0,62-0,75]	0,09	[0,08-0,11]	0,19	[0,17-0,21]	-0,77	[-1,54 a -0,01]	0,84	[0,65 a 1,03]
<i>Frederickena viridis</i>	3	0,51	[0,29-0,73]	0,39	[0,25-0,54]	0,04	[0,02-0,06]	0,06	[0,04-0,08]	-0,62	[-2,06 a 0,82]	0,58	[-0,09 a 1,25]
<i>Thamnophilus murinus</i>	1	0,91	[0,87-0,95]	0,87	[0,82-0,91]	0,23	[0,21-0,25]	0,29	[0,27-0,31]	-0,46	[-1,15 a 0,24]	0,28	[0,16 a 0,40]
<i>Thamnomanes ardesiacus</i>	1	0,64	[0,56-0,72]	0,59	[0,51-0,66]	0,14	[0,12-0,16]	0,16	[0,14-0,18]	-0,21	[-0,69 a 0,26]	0,15	[-0,06 a 0,36]

<i>Thamnomanes caesi</i>	1	0,75	[0,69-0,81]	0,72	[0,66-0,78]	0,31	[0,29-0,33]	0,28	[0,26-0,31]	-0,16	[-0,61 a 0,29]	-0,12	[-0,26 a 0,02]
<i>Myrmotherula brachyura</i>	2	0,38	[0,31-0,45]	0,40	[0,33-0,48]	0,18	[0,15-0,20]	0,20	[0,17-0,23]	0,10	[-0,32 a 0,53]	0,16	[-0,09 a 0,41]
<i>Myrmotherula axillaris</i>	2	0,40	[0,31-0,49]	0,44	[0,35-0,52]	0,11	[0,09-0,14]	0,13	[0,10-0,15]	0,16	[-0,36 a 0,68]	0,11	[-0,22 a 0,44]
<i>Myrmotherula longipennis</i>	1	0,49	[0,35-0,64]	0,29	[0,21-0,38]	0,07	[0,05-0,10]	0,11	[0,08-0,15]	-0,90	[-1,68 a -0,13]	0,52	[0,05 a 0,99]
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	3	0,52	[0,45-0,60]	0,63	[0,55-0,71]	0,15	[0,13-0,17]	0,12	[0,10-0,14]	0,46	[-0,02 a 0,94]	-0,27	[-0,49 a -0,05]
<i>Herpsilochmus dorsimaculatus</i>	1	0,91	[0,87-0,95]	0,89	[0,85-0,93]	0,34	[0,32-0,36]	0,26	[0,24-0,28]	-0,23	[-0,89 a 0,44]	-0,39	[-0,50 a -0,27]
<i>Hypocnemis cantator</i>	2	0,75	[0,70-0,81]	0,79	[0,74-0,85]	0,28	[0,26-0,31]	0,47	[0,45-0,50]	0,23	[-0,25 a 0,71]	0,83	[0,70 a 0,96]
<i>Terenura sspodiopila</i>	3	0,12	[0,06-0,17]	0,27	[0,18-0,36]	0,08	[0,05-0,12]	0,08	[0,05-0,10]	1,11	[0,37 a 1,84]	-0,08	[-0,62 a 0,46]
<i>Cercomacra cinerascens</i>	2	0,54	[0,48-0,61]	0,69	[0,63-0,75]	0,38	[0,36-0,41]	0,47	[0,45-0,50]	0,64	[0,24 a 1,04]	0,36	[0,23 a 0,49]
<i>Percnostola rufifrons</i>	2	0,69	[0,63-0,76]	0,84	[0,79-0,89]	0,24	[0,22-0,26]	0,36	[0,34-0,38]	0,84	[0,34 a 1,33]	0,59	[0,46 a 0,72]
<i>Schistocichla leucostigma</i>	3	0,16	[0,11-0,22]	0,52	[0,35-0,69]	0,15	[0,11-0,18]	0,05	[0,03-0,07]	1,81	[0,89 a 2,73]	-1,29	[-1,79 a -0,79]
<i>Myrmeciza ferruginea</i>	3	0,42	[0,33-0,50]	0,52	[0,45-0,60]	0,13	[0,11-0,16]	0,19	[0,16-0,22]	0,43	[-0,05 a 0,92]	0,41	[0,14 a 0,68]
<i>Pithys albifrons</i>	3	0,80	[0,72-0,87]	0,81	[0,73-0,89]	0,16	[0,14-0,18]	0,13	[0,11-0,14]	0,11	[-0,72 a 0,93]	-0,31	[-0,51 a -0,10]
<i>Gymnopathys rufigula</i>	3	0,52	[0,35-0,69]	0,58	[0,44-0,71]	0,07	[0,04-0,09]	0,07	[0,05-0,09]	0,20	[-0,92 a 1,31]	0,15	[-0,32 a 0,61]
<i>Willisornis poecilinotus</i>	1	0,85	[0,78-0,92]	0,62	[0,51-0,72]	0,14	[0,12-0,16]	0,11	[0,09-0,13]	-1,36	[-2,19 a -0,53]	-0,32	[-0,59 a -0,05]
<i>Formicarius colma</i>	1	0,70	[0,63-0,78]	0,56	[0,49-0,63]	0,18	[0,16-0,20]	0,23	[0,21-0,26]	-0,65	[-1,12 a -0,17]	0,33	[0,14 a 0,52]
<i>Formicarius analis</i>	1	0,44	[0,37-0,51]	0,39	[0,31-0,46]	0,24	[0,21-0,27]	0,20	[0,17-0,23]	-0,24	[-0,66 a 0,18]	-0,20	[-0,43 a 0,02]
<i>Grallaria varia</i>	1	0,74	[0,67-0,80]	0,75	[0,68-0,81]	0,15	[0,13-0,16]	0,18	[0,16-0,20]	0,06	[-0,42 a 0,53]	0,23	[0,08 a 0,38]
<i>Hylopezus macularius</i>	3	0,14	[0,09-0,18]	0,32	[0,25-0,39]	0,22	[0,17-0,26]	0,12	[0,09-0,15]	1,11	[0,60 a 1,63]	-0,70	[-1,01 a -0,39]
<i>Myrmothera campanisona</i>	3	0,08	[0,04-0,12]	0,52	[0,45-0,60]	0,15	[0,11-0,20]	0,18	[0,15-0,20]	2,72	[2,07 a 3,37]	0,20	[-0,20 a 0,60]
<i>Lepidothrix serena</i>	1	0,26	[0,13-0,39]	0,34	[0,22-0,45]	0,06	[0,03-0,10]	0,07	[0,05-0,10]	0,43	[-0,46 a 1,32]	0,21	[-0,48 a 0,89]
<i>Pipra pipra</i>	1	0,57	[0,38-0,76]	0,48	[0,31-0,65]	0,04	[0,02-0,05]	0,05	[0,03-0,07]	-0,44	[-1,69 a 0,82]	0,24	[-0,37 a 0,86]
<i>Pipra erythrocephala</i>	1	0,77	[0,63-0,90]	0,26	[0,20-0,32]	0,04	[0,03-0,05]	0,24	[0,20-0,28]	-2,49	[-3,46 a -1,51]	2,05	[1,71 a 2,39]
<i>Schiffornis turdina</i>	1	0,35	[0,29-0,42]	0,40	[0,25-0,55]	0,26	[0,23-0,29]	0,05	[0,03-0,08]	0,19	[-0,54 a 0,92]	-1,91	[-2,36 a -1,46]
<i>Hylophilus muscicapinus</i>	1	0,58	[0,51-0,64]	0,70	[0,64-0,77]	0,33	[0,30-0,35]	0,35	[0,32-0,37]	0,56	[0,15 a 0,97]	0,09	[-0,05 a 0,23]
<i>Hylophilus ochraceiceps</i>	1	0,34	[0,28-0,41]	0,29	[0,22-0,36]	0,21	[0,17-0,24]	0,19	[0,15-0,23]	-0,27	[-0,72 a 0,18]	-0,09	[-0,37 a 0,19]
<i>Microcerculus bambla</i>	1	0,59	[0,42-0,76]	0,43	[0,27-0,59]	0,04	[0,03-0,06]	0,05	[0,03-0,07]	-0,75	[-1,90 a 0,41]	0,13	[-0,45 a 0,71]
<i>Pheugopedius coraya</i>	2	0,34	[0,11-0,56]	0,31	[0,21-0,42]	0,03	[0,00-0,06]	0,10	[0,06-0,13]	-0,01	[-1,31 a 1,30]	1,46	[0,54 a 2,38]
<i>Microbates collaris</i>	2	0,60	[0,52-0,67]	0,68	[0,58-0,78]	0,17	[0,15-0,20]	0,10	[0,08-0,12]	0,42	[-0,21 a 1,05]	-0,64	[-0,88 a -0,40]
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	2	0,88	[0,83-0,93]	0,80	[0,74-0,86]	0,18	[0,16-0,20]	0,30	[0,28-0,32]	-0,69	[-1,40 a 0,02]	0,69	[0,55 a 0,82]
<i>Turdus albicollis</i>	1	0,49	[0,30-0,69]	0,54	[0,35-0,73]	0,04	[0,02-0,06]	0,03	[0,01-0,04]	0,20	[-1,12 a 1,53]	-0,42	[-1,11 a 0,27]

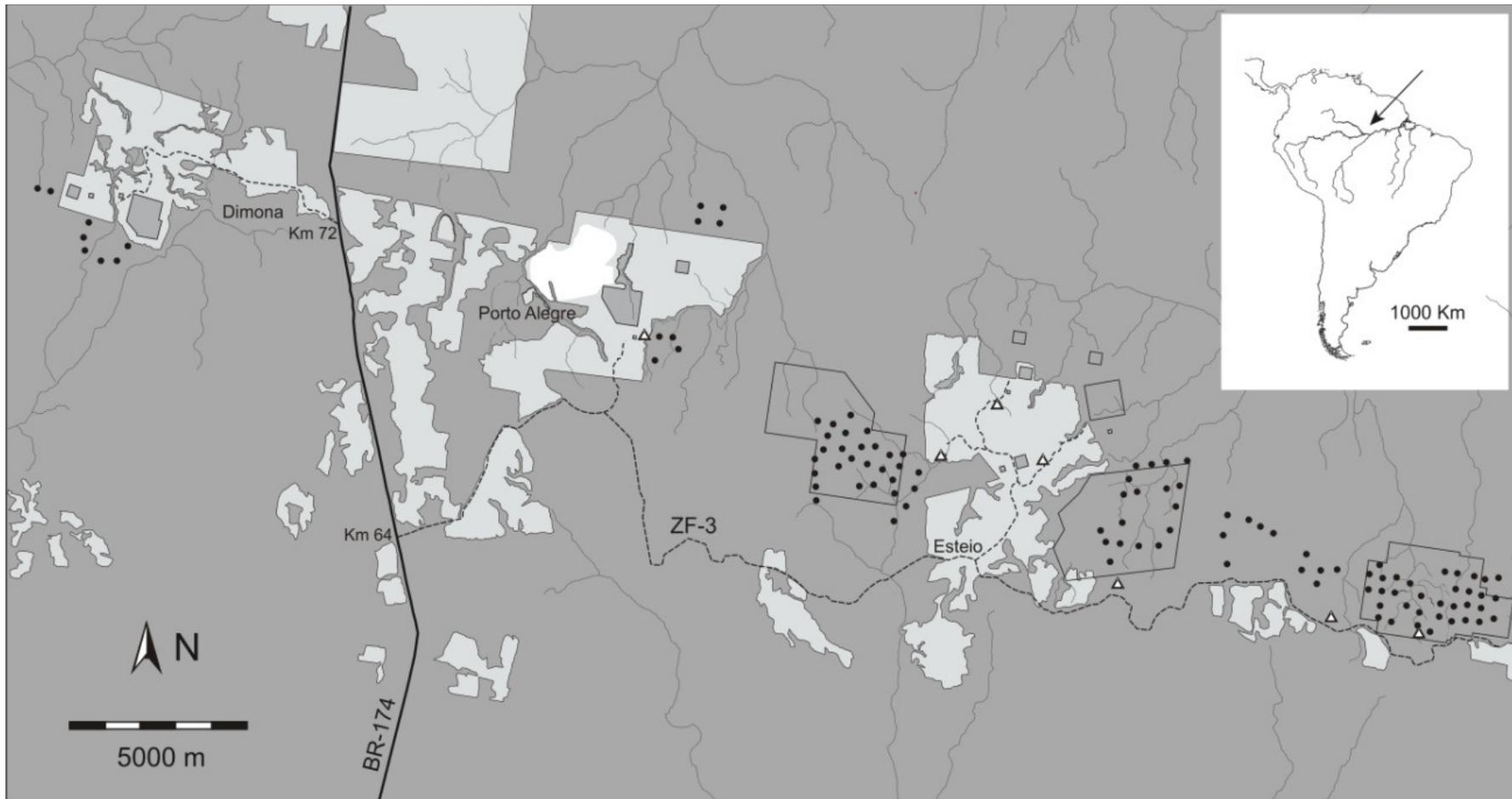


Figura 1. Área de estudo no Brasil, ao norte da cidade de Manaus, mostrando 107 pontos amostrais (círculos negros) em floresta primária (cinza escuro). Cinza claro representam florestas secundárias e áreas brancas representam pastagens. A linha contínua é a rodovia BR-174 e a linha pontilhada é a estrada não pavimentada ZF-3.

$$\begin{array}{l}
 \text{Processo} \\
 \text{Observacional}
 \end{array}
 \left\{
 \begin{array}{l}
 X_{i,j,k} | p_{i,j,k}, z_{i,j} \sim \text{Bernoulli}(p_{i,j,k} * z_{i,j}) \\
 \text{logit}(p_{i,j,k}) = v1_i * amb_j + v2_i * (1 - amb_j) + v3_i * hora_{j,k} + v4_i * hora_{j,k}^2 \\
 v1_i \sim N(\mu v1_g, \sigma v1_g) \quad v2_i \sim N(\mu v2_g, \sigma v2_g)
 \end{array}
 \right.$$

$$\begin{array}{l}
 \text{Processo} \\
 \text{Biológico}
 \end{array}
 \left\{
 \begin{array}{l}
 z_{i,j} | \psi_i \sim \text{Bernoulli}(\psi_i) \\
 \text{logit}(\psi_i) = u1_i * amb_j + u2_i * (1 - amb_j) \\
 u1_i \sim N(\mu u1_g, \sigma u1_g) \quad u2_i \sim N(\mu u2_g, \sigma u2_g)
 \end{array}
 \right.$$

Figura 2. Diagrama do modelo hierárquico de comunidade utilizado para estimar a ocorrência das espécies do estudo. O modelo se divide em duas partes principais, a primeira especifica o processo observacional e a segunda o estado biológico; ambas as partes possuem níveis espécie-específicos e de grupos de espécies. ψ_i , Ocupação, ou probabilidade de que o ponto j esteja ocupado pela espécie i ; $u1_i$ e $u2_i$ descrevem os efeitos do ambiente na ocorrência da espécie i ; $z_{i,j}$, variável latente que indica a presença ou ausência da espécie i no local j ; $p_{i,j,k}$, probabilidade de detecção condicional da espécie i no local j na visita k ; $v1_i$ e $v2_i$ descrevem os efeitos do ambiente na detecção da espécie i ; $v3_i$ e $v4_i$, efeito linear e quadrático da hora de início da visita (trecho) na probabilidade de detecção de i ; $X_{i,j,k}$, observação da espécie i no local j na visita k (os dados).

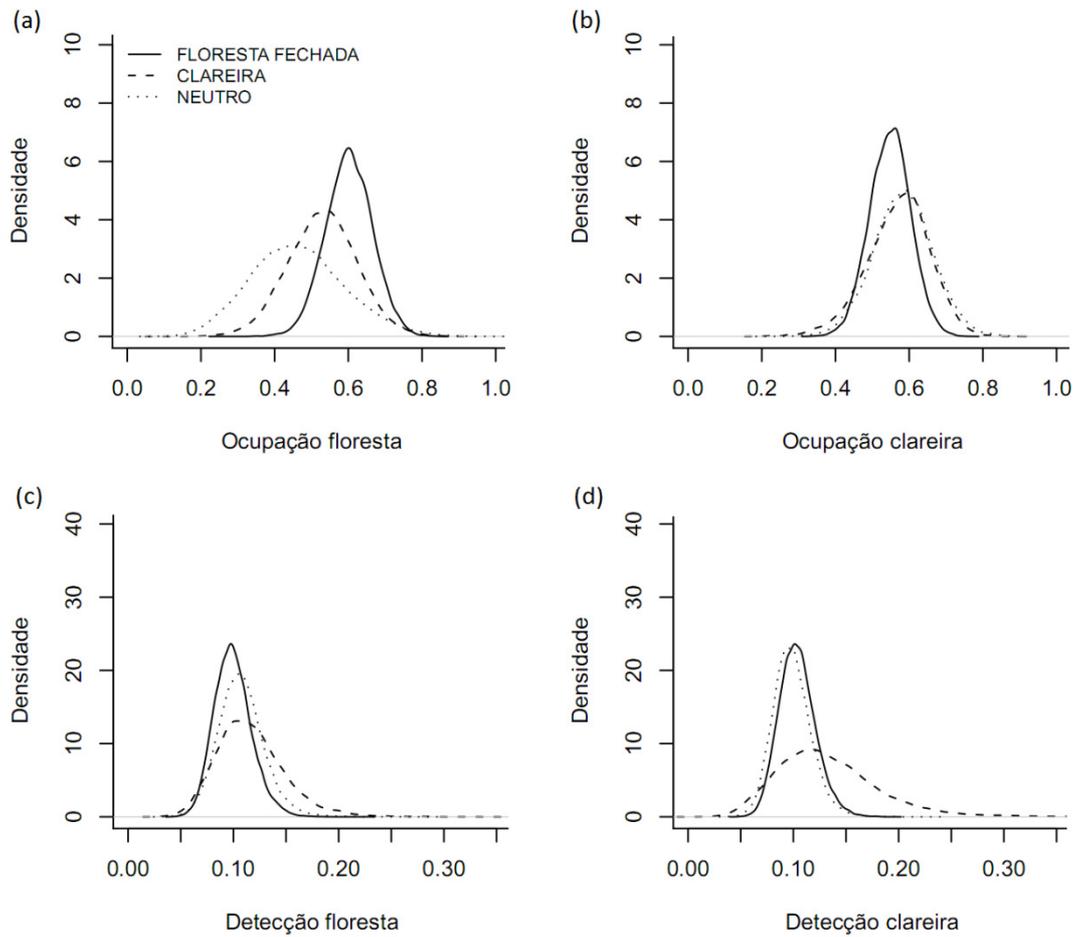


Figura 3: Densidades das distribuições posteriores das estimativas dos parâmetros de grupos para a probabilidade de ocorrência (a e b) e probabilidade de detecção (c e d) em áreas de floresta fechada (a e c) e áreas de clareiras (b e d), obtidas com o modelo hierarquico de comunidade. Cada gráfico mostra a média estimada entre as espécies dentro de cada grupo previamente definido: 'Floresta Fechada', 'Clareira' e 'Neutro'.

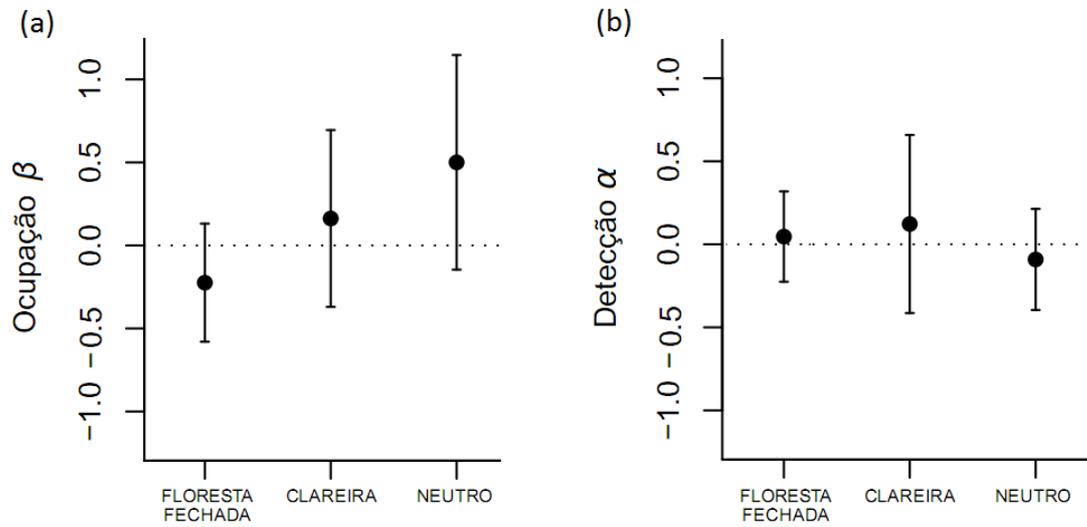


Figura 4: Estimativas dos coeficientes de mudanças nas probabilidades de ocupação- β (a) e detecção- α (b) entre áreas de floresta fechada e de clareiras para os grupos previamente hipotetizados. Quando as barras de +/- um desvio padrão não tocam a linha tracejada, consideramos que a ocorrência do grupo foi diferente entre os ambientes. Valores positivos indicam maior ocupação de clareiras e valores negativos maior ocupação de floresta fechada.

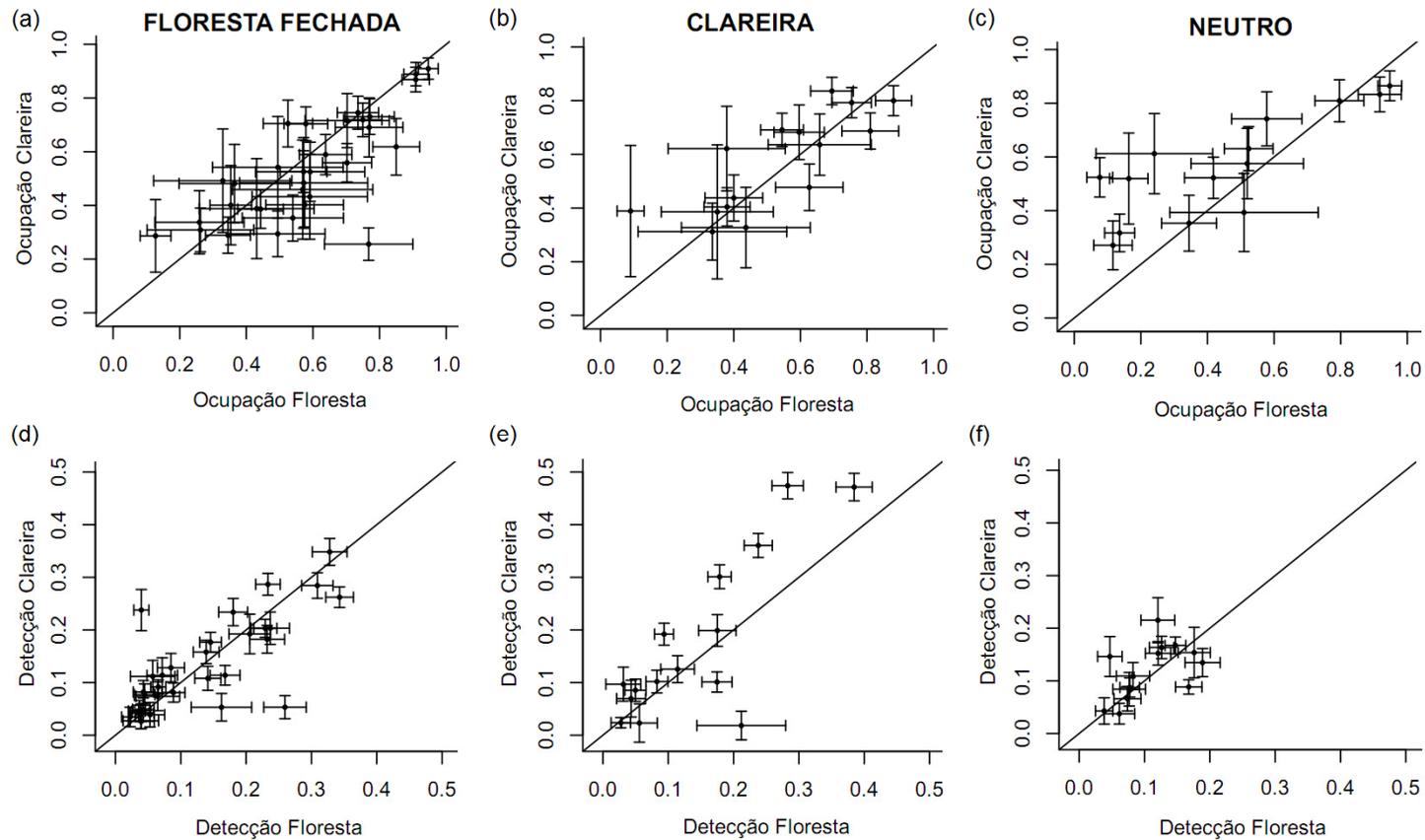


Figura 5: Estimativas espécie-específicas da probabilidade de ocupação (a-c) e detecção (d-f) em áreas de floresta fechada e de clareiras por grupos de acordo com nossas expectativas sobre uso do ambiente ('Floresta fechada', 'Clareira', 'Neutro'). Quando as barras de +/- um desvio padrão não tocam a linha diagonal, consideramos que houve diferença entre ambientes. Valores na diagonal superior indicam maior ocupação/detecção em clareiras e na diagonal inferior maior ocupação/detecção em floresta fechada.

ANEXOS

ANEXO 1 – Código do WinBUGS e especificações do modelo hierárquico de comunidades baseado em detecções/não-detecções para os 107 pontos de amostragem.

```
#####
```

```
model {
```

```
  muv3 ~ dnorm(0,0.01)
```

```
  muv4 ~ dnorm(0,0.01)
```

```
  tau.v3 ~ dgamma(0.1,0.1)
```

```
  tau.v4 ~ dgamma(0.1,0.1)
```

```
  for(f in 1:G){
```

```
    u.mean1[f] ~ dunif(0,1)
```

```
    muu1[f] <- log(u.mean1[f]) - log(1-u.mean1[f])
```

```
    u.mean2[f] ~ dunif(0,1)
```

```
    muu2[f] <- log(u.mean2[f]) - log(1-u.mean2[f])
```

```
    v.mean1[f] ~ dunif(0,1)
```

```
    muv1[f] <- log(v.mean1[f]) - log(1-v.mean1[f])
```

```
    v.mean2[f] ~ dunif(0,1)
```

```
    muv2[f] <- log(v.mean2[f]) - log(1-v.mean2[f])
```

```
  }
```

```
  for(g in 1:G){
```

```
    tau.u1[g]~dgamma(0.1,0.1)
```

```
    tau.u2[g]~dgamma(0.1,0.1)
```

```
    tau.v1[g]~dgamma(0.1,0.1)
```

```
    tau.v2[g]~dgamma(0.1,0.1)
```

```
  }
```

```
  for (i in 1:n) {
```

```

u1[i]~dnorm(muu1[group[i]],tau.u1[group[i]])
u2[i]~dnorm(muu2[group[i]],tau.u2[group[i]])
v1[i] ~ dnorm(muv1[group[i]],tau.v1[group[i]])
v2[i] ~ dnorm(muv2[group[i]],tau.v2[group[i]])
v3[i] ~ dnorm(muv3, tau.v3)
v4[i] ~ dnorm(muv4, tau.v4)
for (j in 1:J) {
  # BIOLOGY
  logit(psi[j,i]) <- u1[i]*env[j] + u2[i]*(1-env[j])
  Z[j,i] ~ dbin(psi[j,i],1)

  # SAMPLING
  for (k in 1:K[j]){
    logit(p[j,k,i]) <- v1[i]*env[j] + v2[i]*(1-env[j]) + v3[i]*shour[j,k] + v4[i]*shour2[j,k]
    mup[j,k,i] <- p[j,k,i]*Z[j,i]
    X[j,k,i] ~ dbin(mup[j,k,i],1)
  }
}
}
}

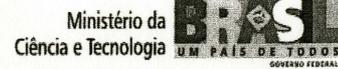
```

CONCLUSÕES

Em suma, a análise baseada em grupos não mostrou diferenças entre os tipos ambientais da maneira que era esperada. Em geral as probabilidades de ocorrência e detecção entre os grupos foram muito semelhantes para qualquer tipo de ambiente, pois devido à grande variação apresentada pelas espécies dentro dos grupos, algumas espécies contrabalancearam outras, fazendo com que o efeito médio para os grupos fosse próximo de zero. No entanto, a análise em nível de espécie mostra que existe efeito das clareiras tanto para a ocorrência quanto para a detecção de várias espécies focais. Isso permite dizer que o agrupamento inicial não descreve bem as relações entre uso do ambiente e distribuição de espécies. Portanto, é interessante que as classificações que utilizamos para descrever as preferências das espécies por um determinado tipo de habitat sejam revistas, pois grande parte da informação sobre o uso de clareiras por aves não descreve corretamente a utilização deste tipo de ambientes pelas espécies locais.

ANEXOS¹

¹Pareceres emitidos pelas bancas examinadoras da aula de qualificação, da versão escrita da dissertação e da defesa pública, respectivamente.



AULA DE QUALIFICAÇÃO

PARECER

Aluno(a): ULISSES MOLITERNO DE CAMARGO
 Curso: ECOLOGIA
 Nível: MESTRADO
 Orientador(a): GONÇALO FERAZ

Título:

"Quantificando a ocupação de clareiras por aves na Amazônia Central".

BANCA JULGADORA:

TITULARES:

Bruce Nelson (INPA)
 Cíntia Cornelius Frische (INPA)
 Sérgio Borges (FVA)

SUPLENTE:

Eduardo venticinque (UFAM/WCS)
 Henrique Nascimento (INPA)

EXAMINADORES	PARECER	ASSINATURA
Bruce Nelson (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	<i>Bruce Nelson</i>
Cíntia Cornelius Frische (INPA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	<i>Cíntia Cornelius Frische</i>
Sérgio Borges (FVA)	<input checked="" type="checkbox"/> Aprovado () Reprovado	<i>Sérgio Borges</i>
Eduardo Venticinque (UFAM/WCS)	() Aprovado () Reprovado	
Henrique Nascimento (INPA)	() Aprovado () Reprovado	

Manaus(AM), 17 de março de 2010

OBS: _____

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA TROPICAL E RECURSOS NATURAIS – PIPG BTRN
 PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA PPG-ECO/INPA

Av. Efigênio Sales, 2239 – Bairro: Adrianópolis – Caixa Postal: 478 – CEP: 69.011-970, Manaus/AM.
 Fone: (+55) 92 3643-1909

Fax: (+55) 92 3643-1909



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Programa de Pós-graduação em Ecologia



Avaliação de dissertação de mestrado

Título: **Uso de clareiras por aves na Amazônia central: uma abordagem quantitativa considerando detecção imperfeita**

Aluno: **ULISSES MOLITERNO DE CAMARGO**

Orientador: **Gonçalo Ferraz**

Co-orientador: ---

Avaliador: *Humberto A. Andrade*

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	()	()	()	()
Revisão bibliográfica	()	(X)	()	()
Desenho amostral/experimental	()	(X)	()	()
Metodologia	()	(X)	()	()
Resultados	()	(X)	()	()
Discussão e conclusões	()	(X)	()	()
Formatação e estilo texto	()	(X)	()	()
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	()	(X)	()	()

PARECER FINAL

() **Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)

(X) **Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções extensas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)

() **Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho e que o avaliador quer reavaliar a nova versão antes de emitir uma decisão final)

() **Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

Recife *04/07/2011* *Humberto A. Andrade*
Local Data Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da tese e/ou arquivo de comentários por e-mail para pgecologia@gmail.com e claudiakeller23@gmail.com ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Claudia Keller
DCEC/CPEC/INPA
CP 478
69011-970 Manaus AM
Brazil



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Programa de Pós-graduação em Ecologia



Avaliação de dissertação de mestrado

Título: Uso de clareiras por aves na Amazônia central: uma abordagem quantitativa considerando detecção imperfeita
Aluno: ULISSES MOLITERNO DE CAMARGO
Orientador: Gonçalo Ferraz Co-orientador: ---

Avaliador: Phil Stouffer

Por favor, marque a alternativa que considerar mais apropriada para cada item abaixo, e marque seu parecer final no quadro abaixo

	Muito bom	Bom	Necessita revisão	Reprovado
Relevância do estudo	()	(x)	()	()
Revisão bibliográfica	()	(x)	()	()
Desenho amostral/experimental	(x)	()	()	()
Metodologia	()	(x)	()	()
Resultados	()	(x)	()	()
Discussão e conclusões	()	(x)	()	()
Formatação e estilo texto	()	(x)	()	()
Potencial para publicação em periódico(s) indexado(s)	()	()	(x)	()

PARECER FINAL

- () **Aprovada** (indica que o avaliador aprova o trabalho sem correções ou com correções mínimas)
- (x) **Aprovada com correções** (indica que o avaliador aprova o trabalho com correções extensas, mas que não precisa retornar ao avaliador para reavaliação)
- () **Necessita revisão** (indica que há necessidade de reformulação do trabalho que o avaliador quer revisar a nova versão antes de emitir uma decisão final)
- () **Reprovada** (indica que o trabalho não é adequado, nem com modificações substanciais)

Baton Rouge, Louisiana, 28 de julho de 2011,

Local

Data

Assinatura

Comentários e sugestões podem ser enviados como uma continuação desta ficha, como arquivo separado ou como anotações no texto impresso ou digital da tese. Por favor, envie a ficha assinada, bem como a cópia anotada da tese e/ou arquivo de comentários por e-mail para pgecologia@gmail.com e claudiakeller23@gmail.com ou por correio ao endereço abaixo. O envio por e-mail é preferível ao envio por correio. Uma cópia digital de sua assinatura será válida.

Endereço para envio de correspondência:

Claudia Keller
DCEC/CPEC/INPA
CP 478
69011-970 Manaus AM
Brazil



Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA
Graduate Program in Ecology



Referee evaluation sheet for MSc thesis

Title: Use of canopy gaps by birds in the central Amazon: a quantitative approach with imperfect detection

Candidate: ULISSES MOLITERNO DE CAMARGO

Supervisor: Gonçalo Ferraz

Co-supervisor: ---

Examiner: Viviana Ruiz-Gutierrez

Please check one alternative for each of the following evaluation items, and check one alternative in the box below as your final evaluation decision.

	Excellent	Good	Satisfactory	Needs improvement	Not acceptable
Relevance of the study	(X)	()	()	()	()
Literature review	(X)	()	()	()	()
Sampling design	(X)	()	()	()	()
Methods/procedures	(X)	()	()	()	()
Results	()	(X)	()	()	()
Discussion/conclusions	()	(X)	()	()	()
Writing style and composition	()	(X)	()	()	()
Potential for publication in peer reviewed journal(s)	(X)	()	()	()	()

FINAL EVALUATION

() Approved without or minimal changes

(X) Approved with changes (no need for re-evaluation by this reviewer)

() Potentially acceptable, conditional upon review of a corrected version (The candidate must submit a new version of the thesis, taking into account the corrections asked for by the reviewer. This new version will be sent to the reviewer for a new evaluation only as acceptable or not acceptable)

() Not acceptable (This product is incompatible with the minimum requirements for this academic level)

Fort Collins, CO

July 18th, 2011

Place

Date

Signature

Additional comments and suggestions can be sent as an appendix to this sheet, as a separate file, and/or as comments added to the text of the thesis. Please, send the signed evaluation sheet, as well as the annotated thesis and/or separate comments by e-mail to pgecologia@gmail.com and claudiakeller23@gmail.com or by mail to the address below. E-mail is preferred. A scanned copy of your signature is acceptable.

Mailing address:

Claudia Keller
DCEC/CPEC/INPA
CP 478
69011-970 Manaus AM
Brazil



ATA DA DEFESA PÚBLICA DA
DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA DO INSTITUTO NACIONAL
DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA.

Aos 06 dias do mês de outubro do ano de 2011, às 10:00 horas, no mini-auditório do Programa de Pós-Graduação em Entomologia - PPG ENTO/INPA, reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: o(a) Prof(a). Dr(a). **Bruce Walker Nelson**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, o(a) Prof(a). Dr(a). **Cintia Cornelius Frische**, da Universidade Federal do Amazonas e o(a) Prof(a). Dr(a). **José Júlio de Toledo**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, tendo como suplentes o(a) Prof(a). Dr(a). William Ernest Magnusson, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e o(a) Prof(a). Dr(a). Luisa Magalli Pinto Henriques, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, sob a presidência do(a) primeiro(a), a fim de proceder a arguição pública da **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO** de **ULISSES MOLITERNO DE CAMARGO**, intitulada "Uso de clareiras por aves na Amazônia central: uma abordagem quantitativa considerando detecção imperfeita", orientado(a) pelo(a) Prof(a). Dr(a). Gonçalo Ferraz, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

Após a exposição, o(a) discente foi argüido(a) oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final:

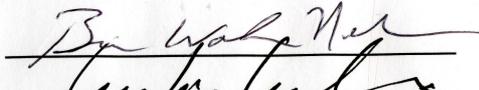
APROVADO(A) REPROVADO(A)
 POR UNANIMIDADE POR MAIORIA

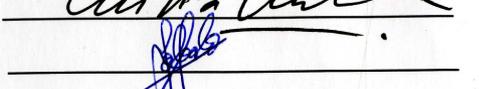
Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que, após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof(a).Dr(a). Bruce Walker Nelson

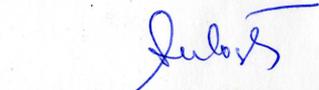
Prof(a).Dr(a). Cintia Cornelius Frische

Prof(a).Dr(a). José Júlio de Toledo









Coordenação PPG-ECO/INPA