



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
CURSO DE MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE**

**EFEITOS DA ESTRUTURA DE FLORESTA SOBRE A COMUNIDADE DE AVES
DE SUB-BOSQUE EM ÁREAS DE MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA
MERIDIONAL, NORTE DO ESTADO DE MATO GROSSO**

JOCIELI DE OLIVEIRA

**CUIABÁ, MT
2011**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
CURSO DE MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE**

**EFEITOS DA ESTRUTURA DE FLORESTA SOBRE A COMUNIDADE DE AVES
DE SUB-BOSQUE EM ÁREAS DE MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA
MERIDIONAL, NORTE DO ESTADO DE MATO GROSSO**

JOCIELI DE OLIVEIRA

**Dissertação apresentada ao Curso de
Pós- Graduação do Instituto de
Biociências para obtenção do título de
Mestre em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade.**

**CUIABÁ, MT
2011**

FICHA CATALOGRÁFICA

O48e

Oliveira, Jocieli de.

Efeito da estrutura de floresta sobre a comunidade de aves de sub-bosque em áreas de manejo florestal na Amazônia Meridional, Norte do Estado de Mato Grosso./ Jocieli de Oliveira. Cuiabá: UFMT, 2011.
33 fls.

Dissertação – Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade - UFMT.

Orientador: Prof. Dr. Domingos de Jesus Rodrigues

Co-orientador: Prof. Dr. João Batista de Pinho

1.Floresta Amazônica. 2.Manejo Florestal. 3.Corte Seletivo de Madeira. I.Título.

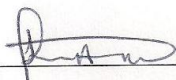
CDU 573 : 574

Ficha catalográfica elaborada pelo Bibliotecário Douglas de Farias Rios CRB1/1610

Permitida a reprodução parcial ou total desde que citada a fonte.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Domingos de Jesus Rodrigues
UFMT – Universidade Federal de Mato Grosso
ICNHS - Instituto de Ciências Naturais, Humanas e Sociais

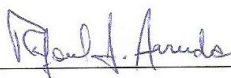
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. João Batista de Pinho
UFMT – Universidade Federal de Mato Grosso
IB – Instituto de Biociências

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Domingos de Jesus Rodrigues
Universidade Federal de Mato Grosso
Orientador



Profa. Dra. Luiza Magalli Pinto Henriques
Instituto Nacional de Pesquisa do Amazônia
Examinador Titular



Prof. Dr. Rafael Arruda Soares
Universidade Federal de Mato Grosso
Examinador Titular

Profa. Dra. Viviane Maria Guedes Layme
Universidade Federal de Mato Grosso
Examinador Suplente

Dedicatória

Aos sonhadores,
Que sonham em sonhar com a vida,
Mas, que se desfazem da vida por pouco viver,
Javerson José Finkler de Oliveira
(*In memoriam*)

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal de Mato Grosso.

Ao Domingos de Jesus Rodrigues que aceitou me orientar e oportunizou a realização deste estudo, assim como pela confiança depositada durante esta etapa do mestrado.

Ao João Batista Pinho pelo auxílio na elaboração do projeto e em campo.

Aos professores Thiago Izzo, Rafael Arruda, Viviane Layme, Dalci Oliveira e Soraia Diniz, pelo auxílio, sugestões e incentivos.

Ao Dr. Luís Fabio Silveira pela disponibilidade em auxiliar na identificação de algumas aves.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela bolsa de estudos concedida e pelo apoio financeiro ao projeto (CNPq - processo 558225/2009-8 e processo 569382/2008-4, concedido ao Dr. Domingos de Jesus Rodrigues, e processo 556858/2009-3 concedido ao Dr. Rafael Soares Arruda).

À minha família: Fernando do Prado, pelo apoio durante essa etapa, e em especial a minha mãe Erna, que sempre demonstrou superação frente às adversidades da vida, um exemplo a ser seguido.

Aos amigos da turma do mestrado, em especial Daniela, Carla e Ricardo que sempre demonstraram amizade, amor e cuidado.

As pessoas que se dispuseram ao auxílio em campo, pelas boas vivências e experiências: Werônica, Marcus, Aldo, Melissa, Adriana, Robson Miranda, Fernando Cabeceira, Quésia, Elaine, Fabricio, Marcia Cléia, Juliana e João Carlos.

Ao Thiago Semedo, pela amizade e aos diversos auxílios prestados no inglês.

À Marcinha pelos bons momentos de trabalho, aprendizado e descontração, sempre com muita dedicação.

Ao Ricardo (Anão), pela confecção do mapa da área de estudo.

Por fim, agradeço a todos os que fizeram parte da experiência que tive durante essa etapa da minha vida. Muito obrigada!!!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	ix
RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUÇÃO	3
2. ÁREA DE ESTUDO.....	5
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	8
3.1. Delineamento Amostral.....	8
3.2. Métodos de coleta de dados.....	9
3.2.1. Amostragem das aves.....	9
3.2.2. Amostragem das variáveis ambientais – componentes da estrutura da floresta.....	9
3.3. Análise dos dados.....	10
4. RESULTADOS	12
4.1. Descrição da comunidade de aves de sub-bosque e comparação entre as áreas com diferentes históricos de manejo.....	12
4.2. Variáveis ambientais – componentes da estrutura da floresta.....	18
4.3. Efeitos dos componentes da estrutura da floresta sobre a riqueza e composição de aves de sub-bosque.....	19
5. DISCUSSÃO	23
4.1. Descrição da comunidade de aves de sub-bosque e comparação entre as áreas com diferentes históricos de manejo.....	23
4.3. Efeitos dos componentes da estrutura da floresta sobre a riqueza e composição de aves de sub-bosque.....	25
6. CONCLUSÃO	27
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	(A) Mapa de localização das três áreas amostradas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso (MT). M1- módulo 1, M2 - módulo 2 e M3 - módulo 3 (Mapa de Ricardo A. K. Ribeiro). (B) Imagem de satélite mostrando a disposição de cada módulo com suas respectivas parcelas e a vegetação de entorno. (Imagem de Edgar N. Demarqui).....	7
Figura 2.	Esquema dos módulos permanentes 1 e 2 (A), e 3 (B), implantados nas três áreas de estudo, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.....	8
Figura 3.	Curva de rarefação de espécies gerada a partir dos indivíduos de aves de sub-bosque registrados no conjunto das 32 parcelas amostradas, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.....	16
Figura 4.	Curva de rarefação de espécies gerada a partir dos indivíduos de aves de sub-bosque registrados separadamente para as três áreas: M1, M2 e M3, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.....	17
Figura 5.	Disposição espacial dos pontos amostrais nos eixos das ordenações (NMDS) para dados de abundância (A) e presença-ausência (B) das espécies de aves de sub-bosque registradas em 32 parcelas das três áreas localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso. Legenda: 1 - área M1; 2 - área M2; 3 - área M3).....	18
Figura 6:	Efeito da altitude (m) na riqueza das espécies aves de sub-bosque amostradas em 31 parcelas analisadas nas três áreas localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.....	19
Figura 7.	Ordenação direta com dados da abundância total das espécies de aves de sub-bosque em relação à altitude nas 31 parcelas, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.....	21
Figura 8.	Ordenação direta com dados da abundância total das espécies de aves de sub-bosque em relação ao tempo de pós-manejo nas 31 parcelas, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.....	22

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Coeficiente de correlação das variáveis ambientais, representando as características das parcelas amostradas nas três áreas localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.....	11
Tabela 2.	Composição de aves de sub-bosque registrada em 32 parcelas amostradas, indicando nome científico, família, número de parcelas ocupadas, abundância com as recapturas excluídas (N) e as três áreas onde cada espécie foi registrada (M1, M2 e M3), localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.....	12
Tabela 3.	Variáveis ambientais amostradas, com valores para as 31 parcelas em conjunto e separadamente para as três áreas amostradas (M1, M2 e M3) no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso. (X = média; DP = desvio padrão; valores mínimos e máximos entre parênteses).....	18

RESUMO

A comunidade de aves pode ser afetada pela variação de muitos componentes da estrutura da floresta. Práticas como o corte seletivo de madeira provoca mudanças na estrutura das florestas, as quais persistem por um tempo considerável e têm grande efeito sobre as comunidades de animais, principalmente devido às mudanças no microclima, nas fontes alimentares, no substrato de forrageamento e na vulnerabilidade a predadores. Este estudo teve como objetivos: a) Conhecer a composição de aves de sub-bosque em uma região da Amazônia Meridional; b) Comparar a riqueza e a composição de aves de sub-bosque em três áreas com diferentes históricos de manejo (corte seletivo de madeira); e c) Avaliar o efeito da estrutura da floresta sobre a composição e riqueza das aves de sub-bosque. O estudo foi desenvolvido em três áreas (M1, M2 e M3) localizadas no município de Cláudia, ao norte do Estado de Mato Grosso. Estas áreas estão distantes entre si cerca de 20 km e apresentam histórico diferenciado de manejo, sendo que as áreas M1, M2 e M3 apresentaram o término do manejo florestal, respectivamente nos anos de 2002, 1995 e 1981. As amostragens foram realizadas em 32 parcelas distribuídas em três módulos permanentes e ocorreram em três campanhas: setembro/2009; março-abril/2010; julho-agosto/2010. As aves foram capturadas por meio de redes de neblina que cobriram 625 m² de cada parcela amostral e ficaram abertas das 06:00 às 11:00 h. Os quatro componentes da estrutura da floresta amostrados em cada parcela foram: abertura do dossel, volume da serapilheira, altitude e a densidade de árvores, sendo também considerado como variável o tempo de pós-manejo. O efeito das variáveis sobre a riqueza e composição das espécies de aves foi avaliado usando modelos de regressão múltipla linear e regressão múltipla multivariada. Em 9.167 horas/rede foram capturados 917 aves pertencentes a 95 espécies e 29 famílias. Um grande número de espécies apresentou baixos valores de abundância e distribuição espacial restrita. Houve diferenças na riqueza da área M2, quando comparada com as áreas M1 e M3, assim como a composição quantitativa variou entre as áreas amostradas. A variável altitude afetou a riqueza e composição das aves de sub-bosque e o tempo pós-manejo afetou a composição das espécies, sugerindo que a diferença no tempo pós-manejo possa refletir os estágios de regeneração da floresta, que conseqüentemente influenciaram as aves presentes no local.

Palavras-chave: Floresta Amazônica, manejo florestal, corte seletivo de madeira.

ABSTRACT

Birds Community might be affected by components that vary through forest structure. Selective logging might change forest structures which persist for a considerable time and impact animal's community, mainly microclimate changing, food sources, feeding substrate and vulnerability of predators. Our objective was: a) To know the understory birds composition in one region of the southern Amazonia; b) To compare richness and composition of understory birds in three area with different logging selective period; and c) To evaluate the effects forest structure on richness and composition of understory birds. This study were conducted in three areas here in named as (M1, M2 and M3) located in the municipally of Cláudia, northern Mato Grosso State. These areas are 20km apart each, and with different logging period, being the last period of logging in 2002, 1995 and 1981 respectively to each area mentioned above. We conducted three campaigns in 32 parcel distributed in three areas: September/2009; March-April/2010 and July-August/2010. The birds were captured using mist net that coved 625 m² of each parcel, we open the nest 06:00 to 11:00 am. We sample four components in each parcel: canopy opening, litter volume, altitude and tree density, we also consider the period after logging selective. Variable effect of richness and composition of bird species was evaluated using models of linear multiple regression and multivariate multiple regression. We captured 917 birds belonging to 95 species and 29 families in 9.167 hours/net. A large number of species have low abundance values and restricted space distribution. There were richness differences within areas, when M2 are compared with M1 and M3 as well as the quantitative composition varied in the sampled areas. The altitude affected richness and understory birds composition and the logging selective period has affected the species composition, suggesting that the period of logging selective reflect the stage of regeneration of forest and consequently influencing the birds that live in these areas.

Key Word: Amazon rain forest, forest management and logging selective.

1. INTRODUÇÃO

Um dos objetivos centrais da ecologia de comunidades é entender como agrupamentos de espécies estão distribuídos e as maneiras pelas quais tais agrupamentos podem ser influenciados por diferentes fatores ambientais (Begon et al. 2007). Neste contexto, uma comunidade pode ser estruturada pelos efeitos que atuam em escalas regionais ou locais (Ricklefs 2004). Os fatores que atuam na escala regional estão ligados à história evolutiva das espécies e às conformações biogeográficas do espaço (Ricklefs 2004), enquanto que na escala local estão relacionados de modo geral à estrutura do habitat e microhabitat, como a complexidade estrutural (Downes et al. 1998; Graham & Blake 2001; Tews et al. 2004) umidade (Niemuth et al. 2008) entre outros fatores.

Entre os ambientes que apresentam elevada diversidade biológica, estão as florestas tropicais (Puig 2008), que cobrem cerca de 7% da superfície terrestre (Scariot 1998) e abrangem mais de 50% das espécies do mundo (Gentry 1992). Entre as florestas tropicais de maior relevância, encontra-se a Floresta Amazônica, que constitui a mais vasta região de floresta tropical, com evidentes variantes climáticas e edáficas (Puig 2008). Essas variações locais na estrutura da floresta podem criar oportunidades para a partição de microhabitat e do habitat, contribuindo para coexistência de muitas espécies, e, portanto, para a manutenção diversidade local (Cintra 2008). Embora alguns estudos retratem a floresta Amazônica como relativamente homogênea (discussão em: Loureiro 2002; Zuquim et al. 2007), outros estudos demonstraram que esta floresta apresenta importante heterogeneidade ambiental, mesmo em pequenas escalas espaciais (Peres 2005; Aleixo 2009), que resulta na mudança da composição de espécies (Rodrigues 2006).

A maior disponibilidade de habitats da floresta amazônica, possibilita o estabelecimento de diversos grupos de animais, dentre os quais destaca-se o grupo das aves que pode ocupar diferentes habitats (Sick 2001) e a estrutura da sua comunidade variar com as condições do habitat (Wen et al. 2002). O Brasil é um dos países com maior riqueza de aves no mundo, com 1832 espécies registradas (CBRO 2010). Na bacia Amazônica estima-se que ocorram entre 1300 e 1800 espécies de aves (Mittermeier et al. 2003; Vale et al. 2008), e a Amazônica brasileira abriga cerca de 1000 destas espécies (Aleixo 2009). Apenas o norte do estado de Mato Grosso, parte constituinte da Amazônia Meridional apresenta cerca de 480 espécies (Novaes & Lima 1991; Zimmer et al. 1997; Oliveira et al. 2011).

Esta elevada diversidade da avifauna no bioma Amazônia pode ser atribuída ao atual estado de conservação, quando comparado com outros biomas, pois o mesmo apresenta cerca de 83% de mata original ainda preservada (Develey 2009). Isso resulta em um menor número de espécies ameaçadas de extinção, sendo que apenas oito espécies são consideradas globalmente ameaçadas para essa região (Develey 2009). Contudo, a real diversidade é ainda pouco conhecida, sendo descritas várias espécies de aves nos últimos anos, com uma taxa de 2,3 espécies por ano entre 1996 e 2003, representando 18 espécies em oito anos (Peres 2005).

Apesar do atual estado de conservação quando comparada com outros biomas, esta floresta vem sofrendo inúmeras ameaças tais como o desmatamento. Os registros entre 1988 e 2010, por exemplo, apontam uma taxa anual média de desmatamento na Amazônia brasileira de 16.700 Km², sendo as maiores taxas registradas para o estado do Pará, seguido pelo estado do Mato Grosso (INPE 2011), cuja região norte está inserida na área que apresenta as maiores concentrações de desmatamento, denominado “Arco do desmatamento”. As causas do desmatamento na Amazônia brasileira são decorrentes principalmente das atividades agropecuárias e exploração madeireira (Fearnside 2005), resultando na principal ameaça para as aves brasileiras que é a perda e fragmentação do habitat (Marini & Garcia 2005).

Dentre os modos de exploração madeireira utilizados, há o corte seletivo de madeira, que visa a retirada de árvores de elevado valor comercial e consiste em uma prática de manejo florestal que vem sendo amplamente realizada na Floresta Amazônica e de difícil detecção, pois de acordo com Asner et al. (2005) não tem impacto sobre as estimativas de desmatamento realizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). No entanto, esta prática provoca mudanças na estrutura da floresta, que persistem por longo tempo e têm grande efeito sobre as comunidades animais, principalmente devido a mudanças no microclima, nas fontes alimentares, no substrato de forrageamento e na vulnerabilidade a predadores (Mason & Thiollay 2001).

A composição da comunidade de aves pode ser afetada pela variação de muitos componentes da estrutura da floresta, tais como abertura do dossel, altura das árvores, profundidade da serapilheira, abundância de árvores e presença de ambientes aquáticos (Terborgh 1985, Cintra 1997, Cintra et al. 2006). A profundidade da serapilheira, por exemplo, pode afetar a disponibilidade de alimento e conseqüentemente afetar o uso do chão da floresta por diversas espécies de aves insetívoras (Pearson 1975). A abertura do dossel decorrente do corte seletivo de madeira ou queda natural de árvores pode restringir a

ocupação da floresta pelas aves que requerem ambientes mais sombreados (Zimmer & Isler. 2003; Banks-Leite & Cintra 2008). Espécies de aves do interior da floresta, especialmente as do sub-bosque, possuem representantes importantes de famílias exclusivamente neotropicais (Dendrocolaptidae e Thamnophilidae) (Marantz et al. 2003; Zimmer & Isler. 2003). Muitas delas, vulneráveis aos efeitos do corte seletivo de madeira e aos impactos da fragmentação (Bierregaard & Lovejoy 1989, Aleixo 1997; Henriques et al. 2008).

Contudo, apesar de todo o histórico de importância e mudanças na estrutura da Floresta Amazônica, há uma grande lacuna no conhecimento da Amazônia Meridional ao que se refere a compreensão de como a comunidade de aves de sub-bosque se estruturam e respondem a determinadas condições ambientais. Deste modo, são necessários estudos nessa região que levem em consideração a heterogeneidade ambiental (Peres 2005), e os efeitos estruturadores das comunidades, para que seja possível a definição de estratégias de conservação e manejo adequado, de modo a minimizar a degradação desses ambientes (Wen et al. 2002).

Diante disso, este estudo teve como objetivos: a) Conhecer a composição de aves de sub-bosque em uma região da Amazônia Meridional, no norte do estado de Mato Grosso; b) Comparar a riqueza e composição de aves de sub-bosque em três áreas com diferentes históricos de manejo (corte seletivo de madeira); e c) Avaliar o efeito da estrutura da floresta sobre a riqueza e composição das espécies de aves de sub-bosque.

2. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em três áreas (M1, M2 e M3) localizadas no município de Cláudia, ao norte do Estado de Mato Grosso (Figura 1a). Estas áreas estão inseridas na ecorregião de Florestas Secas de Mato Grosso, que abrange parte dos estados de Mato Grosso (norte) e Pará (sul), e corresponde a cerca de 10% do Bioma Amazônia, constituindo uma zona de transição, limitada ao norte e a oeste pela floresta úmida, e ao leste e sul pelo Cerrado (Carvalho 2006). A vegetação consiste em espécies arbóreas, não caducifólia, com espécies características da floresta de transição amazônica, como *Tovomita schomburgkii*, *Qualea paraensis* e *Brosimum lactescens* (Suli 2004). O sub-bosque é caracterizado pela presença das famílias Melastomataceae, Rubiaceae, Burseraceae, Clusiaceae e Arecaceae (Com. pess. M. C. Vilela-Santos).

De acordo com o sistema de Köppen o clima da região é classificado como Am: quente e úmido, com chuvas do tipo monçônico, uma transição entre o clima equatorial super-úmido (Af) da Amazônia e o tropical úmido (Aw) do Planalto Central. A região é caracterizada por duas estações, uma chuvosa, que ocorre de setembro a abril e concentra 80% das precipitações ocorridas durante o ano e outra seca, que varia de maio a agosto, apresentando, nesse período, meses consecutivos com precipitação abaixo de 60 mm. A precipitação pluviométrica média anual na região é de 2200 mm (Medeiros 2004).

As áreas M1 e M2 estão localizadas na Fazenda Continental, e a área M3 está localizada na Fazenda Iracema. Estas áreas estão distantes entre si cerca de 20 km e apresentam histórico diferenciado de manejo (corte seletivo de madeira), sendo que as áreas M1, M2 e M3 foram manejadas respectivamente a 8, 15 e 29 anos atrás (nos anos de 2002, 1995 e 1981 respectivamente). As áreas M1 e M2 possuem uma grande área de vegetação contínua (Figura 1b), fragmentada somente pela presença de estradas de terra, onde algumas estão desativadas e outras são atualmente usadas para o acesso à sede da fazenda, assim como para o transporte de madeira e produtos agropecuários. A área M3 está inserida em um pequeno segmento de floresta com cerca de dois quilômetros de largura, cercada na parte oeste e leste por plantações de soja e milho, mas, havendo ligação entre duas grandes áreas de vegetação nativa (Figura 1b), que pode funcionar como corredor ecológico. Nas três áreas também há presença de algumas clareiras que foram abertas para o armazenamento da madeira explorada, assim como presença de pequenos carreadores que eram utilizados para retirada da madeira do interior da floresta.

Corpos d'água perenes estão presentes nas três áreas e pertencem à bacia hidrográfica do rio Teles Pires, considerado o principal afluente do rio Tapajós. A área M1 apresenta dois córregos de primeira ordem inseridos na área, sendo que um destes apresenta a nascente dentro da área e, nas proximidades existem outros dois córregos de segunda ordem, distantes da área cerca de 350 e 800 m respectivamente. A área M2 apresenta dois córregos, sendo um de primeira ordem com a nascente inserida na área e outro de segunda ordem que atravessa a área, afluente de um córrego localizado nas proximidades, distante da área cerca de 400 m, enquanto que a área M3 apresenta somente um córrego de primeira ordem, com a nascente dentro da área (Com. pess. F. G. Cabeceira).

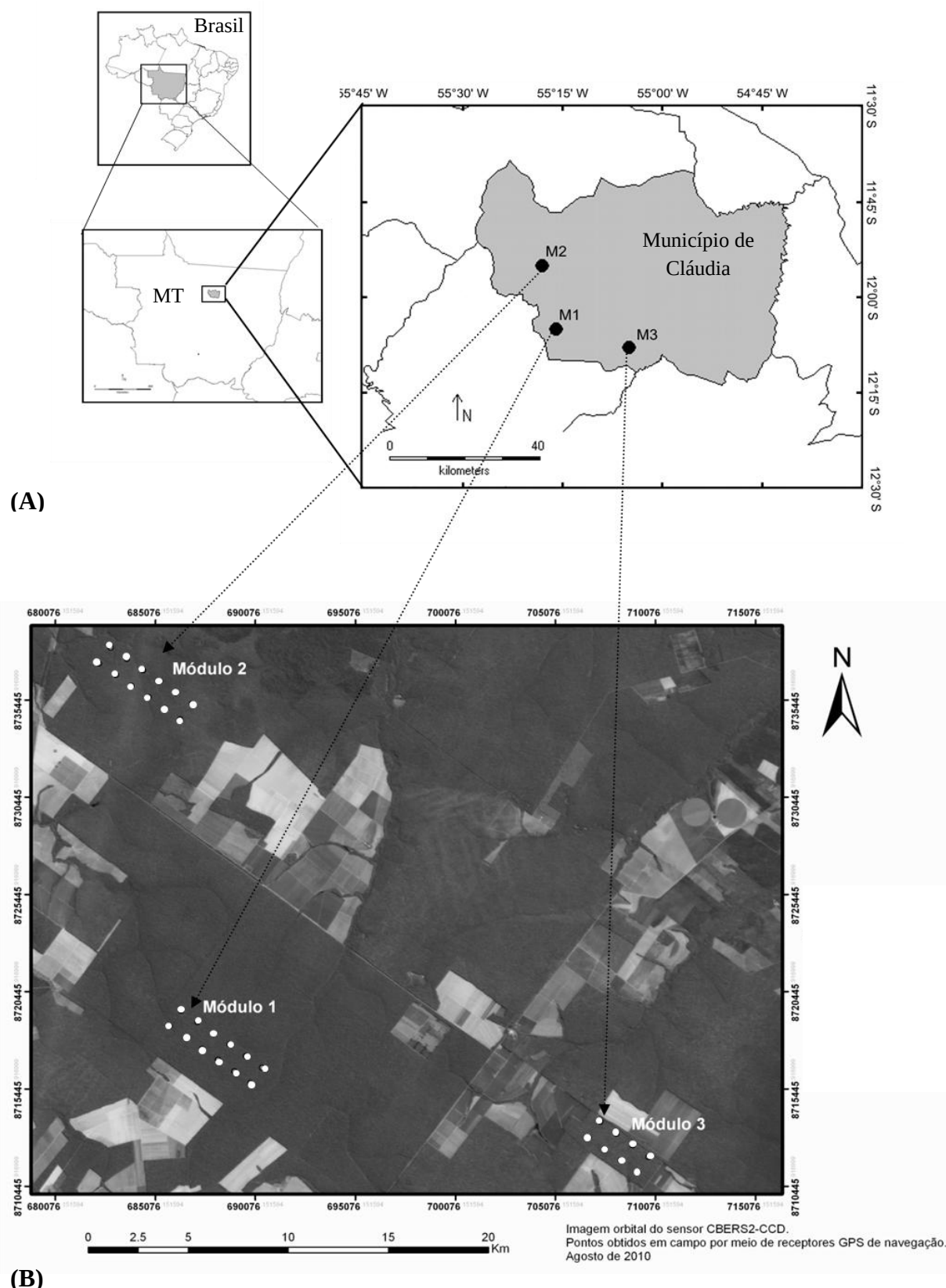


Figura 1: (A) Mapa de localização das três áreas amostradas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso (MT). M1- módulo 1, M2 - módulo 2 e M3 - módulo 3 (Imagem cedida por Ricardo A. K. Ribeiro). (B) Imagem de satélite mostrando a disposição de cada módulo com suas respectivas parcelas e a vegetação de entorno. (Imagem cedida por Edgar N. Demarqui).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. DELINEAMENTO AMOSTRAL

As amostragens foram realizadas em 32 parcelas distribuídas em três módulos permanentes. Os módulos 1 e 2 (correspondentes às áreas M1 e M2) estão distribuídos sistematicamente sobre um sistema de trilhas de 1x5 km, totalizando 5 Km² (Figura 2A), e o módulo 3 (correspondente a área M3) em um sistema de trilhas de 1x3, totalizando 3 Km² (Figura 2B), sendo menor que os demais, devido o tamanho da área não comportar a instalação de um módulo 1x5 km. Os módulos foram implantados de maneira aleatória na paisagem, baseados no modelo de Avaliação Rápida em Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (RAPELD), adaptado por Magnusson et al. (2005) e adotado pelo Programa de Pesquisas em Biodiversidade (PPBio) (mais informações ver <http://ppbio.inpa.gov.br/>). Cada parcela possui 250 m de extensão e está distante 1 km das parcelas subseqüentes. As amostragens ocorreram em três campanhas para as áreas M1 e M2: setembro/2009; março-abril/2010; julho-agosto/2010 e em duas campanhas para a área M3: março-abril/2010; julho-agosto/2010.

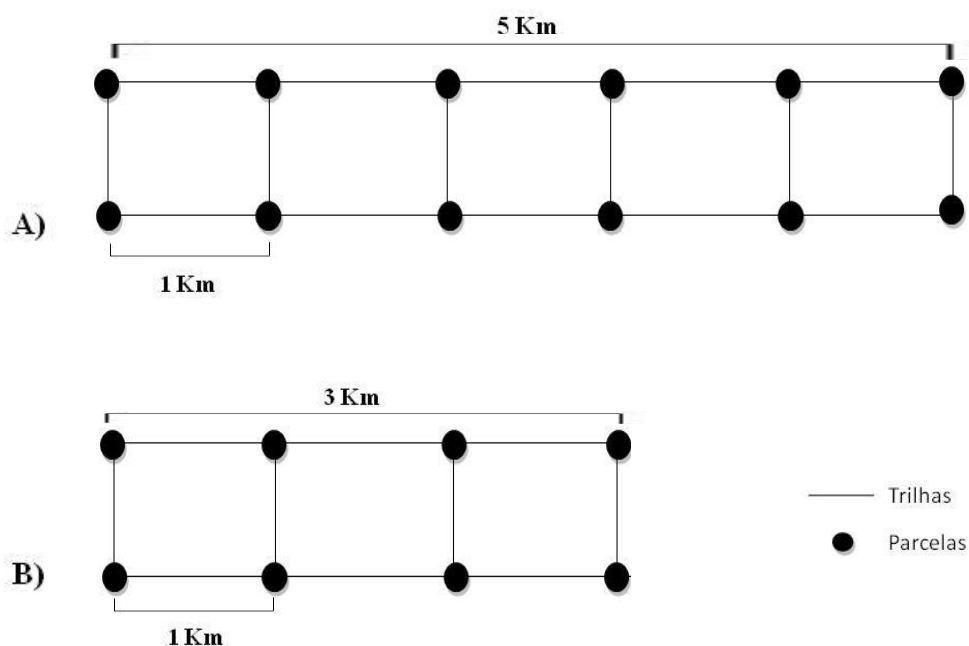


Figura 2: Esquema dos módulos permanentes 1 e 2 (A), e 3 (B), implantados nas três áreas de estudo, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.

3.2. MÉTODOS DE COLETA DE DADOS

3.2.1. Amostragem das aves

Os indivíduos foram capturados por meio de redes de neblina (malha 36mm), sendo utilizadas redes de 10 e 12 m de comprimento e 2,5 m de altura, cobrindo 625 m² de cada parcela amostral. As redes foram dispostas próximas uma à outra ao longo de toda a parcela e ao nível do solo. As redes ficaram abertas das 06:00 às 11:00 h e foram revisadas a cada hora. O esforço amostral foi mensurado em hora/rede (uma rede de neblina de 12m aberta por uma hora) (Keyes & Grue 1982), através da conversão dos 250 m de rede em cada parcela, assim obtendo-se o esforço amostral para as mesmas.

As aves capturadas foram identificadas com auxílio de guias de campo (Erize et al. 2006; Ridgely & Tudor 2009, Perlo 2009) e cada indivíduo recebeu uma anilha metálica com numeração fornecida pelo CEMAVE (autorização ICMBIO/SNA nº 3144), com exceção dos beija-flores, nos quais foi realizado um pequeno corte em uma das penas da cauda, permitindo posterior identificação em eventual recaptura. As aves não identificadas em campo foram coletadas (autorização IBAMA/SISBIO nº 22923-2) e posteriormente identificadas por especialistas, sendo depositadas na Coleção de aves da Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT. A nomenclatura das espécies segue o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos – CBRO (2010).

3.2.2. Amostragem das variáveis ambientais – componentes da estrutura da floresta

Em cada parcela foi medida a abertura do dossel, volume da serapilheira, altitude e a densidade de árvores com diferentes medidas de DAP (Diâmetro à Altura do Peito). Uma parcela da área M2 foi excluída das análises, devido ao difícil acesso para a realização das medidas do DAP das árvores. Portanto, 31 parcelas no conjunto das três áreas amostradas foram usadas nas análises.

A abertura de dossel, que é uma medida indireta da luz que chega ao sub-bosque, foi medida em cinco pontos equidistantes em cada parcela com o auxílio de um esferodensímetro côncavo (Robert & Lemmon Forest Densíometer, model C), sendo realizada em cada ponto uma medida nas direções cardinais (leste-oeste e norte-sul) e calculada a média do ponto. Para as análises foi utilizada a média dos cinco pontos obtidos por parcela. O volume da serapilheira (litros) foi amostrado em cinco pontos a cada 50m na parcela, coletando toda a serapilheira contida numa área de 1m². Esta foi comprimida por três vezes

em balde graduado, utilizando prensa de madeira que era solta a uma distância de 1,5 m do balde. Para as análises foi utilizado o valor médio das cinco medidas do volume por parcela. A altitude foi medida com o altímetro do GPS 60CSx MAP no início de cada parcela, pois o nível topográfico da parcela é constante em toda sua extensão. A densidade de árvores foi estimada através da sua contagem, divididas em sub-parcelas de três tamanhos diferentes, conforme a classe de DAP: para árvores com DAP entre 1 e 9,9 cm, parcelas de 250 de comprimento x 4 m de largura (0.1 ha); árvores com DAP entre 10 e 29,9 cm, parcelas de 250 x 20 m (0.5 ha); e para árvores com DAP >30 cm, parcelas de 250 m x 40 m (1 ha). O procedimento de coleta dessas variáveis seguiram o protocolo do PPBio (ver: www.ppbio.inpa.gov.br/).

O tempo (anos) pós-manejo (corte seletivo de madeira) também foi utilizado como uma variável ambiental referente a estrutura da floresta. Estes foram obtidos por informações de documentos advindos dos proprietários das fazendas Iracema e Continental, onde o término do manejo florestal das áreas M1, M2 e M3 foram respectivamente nos anos de 1981, 1995 e 2002.

3.3. ANÁLISE DE DADOS

Curvas de rarefação de espécies foram obtidas para avaliar o esforço amostral nas 32 parcelas amostradas, e também para cada área separadamente, a fim de possibilitar a comparação da riqueza de aves de sub-bosque entre as áreas. As curvas foram obtidas com o índice *Mao Tau*, com intervalo de confiança de 95%, sendo utilizado o software PAST (Ryan et al. 1995).

A análise de variância (ANOVA) foi realizada com auxílio do software Systat 10 (Wilkinson 2000), para testar a existência de diferenças médias na riqueza das aves de sub-bosque entre as três áreas de estudo. Para estimar a riqueza de aves de sub-bosque, foi utilizado o estimador de riqueza Jackknife 1 do programa Estimates 8.2.0 (Colwell 2005), sendo comparado com o valor de riqueza observada para cada área (M1, M2, M3) e para o conjunto das 32 parcelas.

A composição das espécies de aves de sub-bosque foi ordenada através de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para os dados de abundância (quantitativos) e de presença-ausência (qualitativos), utilizando o software livre R 2.12.1 (R Development Core Team 2010), de forma a reduzir a dimensionalidade das informações das múltiplas espécies (Clarke 1993). A dissimilaridade entre as unidades amostrais para dados de presença/ausência foi calculada por meio do índice de Sørensen, e para dados de

abundância foi calculada usando a matriz de associação Bray-Curtis (McCune & Grace 2002). Para os dados de abundância foram excluídas as aves recapturadas na segunda e terceira campanha, devido representar indivíduos já contabilizados. Dados quantitativos (abundância) revelam padrões associados a espécies mais comuns, pois elas têm uma maior contribuição às diferenças entre sítios. Dados qualitativos (presença/ausência) tendem a dar mais peso às espécies raras, pois elas estão restritas a poucas localidades (Costa et al. 2005). Os dois primeiros eixos do NMDS, tanto para os dados quantitativos e qualitativos, foram utilizados nas regressões como representantes do maior padrão de variação da comunidade.

A análise de variância multivariada (MANOVA) foi utilizada para testar a existência de diferenças médias na composição das espécies de aves de sub-bosque entre as três áreas de estudo. Nesta análise, foram utilizados os dois eixos da ordenação NMDS com auxílio do software Systat 10 (Wilkinson 2000).

A densidade de árvores por hectare (agrupados em três classes diamétricas) foi ordenada através de uma Análise de Componentes Principais (PCA) de modo a reduzir a um eixo as informações deste componente da estrutura da floresta. A PCA foi realizada com auxílio do software Systat 10 (Wilkinson 2000).

A correlação de Pearson foi usada para avaliar a independência entre as variáveis ambientais de cada parcela. A variável serapilheira esteve altamente correlacionada com a altitude e abertura do dossel (Tabela 1). Portanto, esta variável foi excluída das análises, sendo utilizadas somente as variáveis altitude e abertura do dossel, juntamente com as demais variáveis que apresentaram baixa correlação ($< 0,47$).

Tabela 1: Coeficiente de correlação das variáveis ambientais, representando as características das parcelas amostradas nas três áreas localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.

	Abertura Dossel	Serapilheira	Altitude	Densidade de árvores (PCA)	Tempo Pós Manejo
Abertura Dossel	1				
Serapilheira	*0.609	1			
Altitude	0.466	*0.583	1		
Densidade de árvores (PCA)	-0.272	-0.253	-0.162	1	
Tempo Pós Manejo	-0.291	-0.323	-0.035	0.393	1

*Significância estatística de $p < 0.05$, resultado da probabilidade de Bonferroni, usada para avaliar o quão forte e significativo foram as correlações entre as variáveis independentes (componentes da estrutura da floresta)

O modelo de regressão múltipla linear foi utilizado para avaliar a influência das variáveis ambientais sobre a riqueza de aves de sub-bosque. Modelo: Riqueza = constante + densidade de árvores (PCA) + tempo pós-manejo + dossel + altitude.

O modelo de regressão múltipla multivariada utilizado para avaliar a influência das variáveis ambientais sobre a composição quantitativa e qualitativa das aves de sub-bosque foi: NMDS (eixo 1 e 2) = constante + densidade de árvores (PCA1) + tempo pós-manejo + dossel + altitude.

4. RESULTADOS

4.1. Descrição da comunidade de aves de sub-bosque e comparação entre as áreas com diferentes históricos de manejo

Em 9.167 horas/rede nas 32 parcelas amostradas foram capturados 917 indivíduos, correspondendo a 95 espécies, 76 gêneros e 29 famílias (Tabela 2). Do total das espécies registradas, 78 pertencem a ordem Passeriformes e 17 não Passeriformes.

Tabela 2 – Composição de aves de sub-bosque em 32 parcelas amostradas, indicando família, espécie, número de parcelas ocupadas, as três áreas onde cada espécie foi registrada (M1, M2 e M3), e a abundância total com as recapturas excluídas (N), município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.

Família/ Espécie	Nº Parcelas	Local			N
		M1	M2	M3	
Falconidae					
<i>Micrastur ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	1		1		1
<i>Micrastur gilvicollis</i> (Vieillot, 1817)	2	1		1	2
Columbidae					
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	6	3	4		7
Cuculidae					
<i>Dromococcyx pavoninus</i> Pelzeln, 1870	1		1		1
Caprimulgidae					
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i> (Tschudi, 1844)	6	2	5	1	8
Trochilidae					
<i>Phaethornis ruber</i> (Linnaeus, 1758)	8	2	3	4	9
<i>Phaethornis superciliosus</i> (Linnaeus, 1766)	2		2		2
<i>Campylopterus largipennis</i> (Boddaert, 1783)	3		5		5
<i>Thalurania furcata</i> (Gmelin, 1788)	7		8	2	10
<i>Hylocharis cyanus</i> (Vieillot, 1818)	2		2		2
<i>Heliothryx auritus</i> (Gmelin, 1788)	1		2		2
Momotidae					
<i>Momotus momota</i> (Linnaeus, 1766)	1			1	1

Continuação da tabela 2

Família/ Espécie	Nº Parcelas	Local			N
		M1	M2	M3	
Galbulidae					
<i>Galbula cyanicollis</i> Cassin, 1851	3	2	1		3
Bucconidae					
<i>Malacoptila rufa</i> (Spix, 1824)	7	1	4	5	10
<i>Monasa morphoeus</i> (Hahn & Küster, 1823)	2			2	2
Ramphastidae					
<i>Selenidera gouldii</i> (Natterer, 1837)	1	2			2
Picidae					
<i>Veniliornis affinis</i> (Swainson, 1821)	1	2			1
Thamnophilidae					
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	1	1			1
<i>Thamnophilus schistaceus</i> d'Orbigny, 1835	3	1	2		3
<i>Thamnophilus aethiops</i> Sclater, 1858	12	8	10	1	19
<i>Thamnomanes caesius</i> (Temminck, 1820)	5	3	2	1	6
<i>Epinecrophylla leucophthalma</i> (Pelzeln, 1868)	18	12	21	3	36
<i>Myrmotherula hauxwelli</i> (Sclater, 1857)	11	5	8	6	19
<i>Myrmotherula axillaris</i> (Vieillot, 1817)	18	14	20	2	36
<i>Myrmotherula longipennis</i> Pelzeln, 1868	2	1		2	3
<i>Myrmotherula menetriesii</i> (d'Orbigny, 1837)	1		1		1
<i>Cercomacra nigrescens</i> (Cabanis & Heine, 1859)	1	1			1
<i>Cercomacra cf. tyrannina</i> (Sclater, 1855)	2	1	1		2
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	4	2	3		5
<i>Myrmoborus myotherinus</i> (Spix, 1825)	14	6	10	6	22
<i>Hypocnemis striata</i> (Spix, 1825)	9	7	13		20
<i>Sclateria naevia</i> (Gmelin, 1788)	2	1	1		2
<i>Schistocichla rufifacies</i> (Hellmayr, 1929)	1		1		1
<i>Myrmeciza hemimelaena</i> Sclater, 1857	15	11	15	2	28
<i>Myrmeciza atrothorax</i> (Boddaert, 1783)	1			1	1
<i>Rhegmatorhina gymnops</i> Ridgway, 1888	11	1	24	3	28
<i>Willisornis poecilinotus</i> (Cabanis, 1847)	6		16		16
<i>Phlegopsis nigromaculata</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	4		8		8
Conopophagidae					
<i>Conopophaga aurita</i> (Gmelin, 1789)	1		1		1
Grallariidae					
<i>Hylopezus macularius</i> (Temminck, 1823)	1	1			1
Formicariidae					
<i>Formicarius colma</i> Boddaert, 1783	3	3		2	5
Scleruridae					
<i>Sclerurus mexicanus</i> Sclater, 1857	1		1		1
<i>Sclerurus rufigularis</i> Pelzeln, 1868	1		1		1
<i>Sclerurus albigularis</i> Sclater & Salvin, 1869	1	1			1
Dendrocolaptidae					
<i>Dendrocincla fuliginosa</i> (Vieillot, 1818)	9	6	6	2	14
<i>Dendrocincla merula</i> (Lichtenstein, 1829)	8	1	11	1	13

Continuação da tabela 2

Família/ Espécie	Nº Parcelas	Local			N
		M1	M2	M3	
<i>Deconychura longicauda</i> (Pelzeln, 1868)	4		3	1	4
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	4	1	1	2	4
<i>Glyphorhynchus spirurus</i> (Vieillot, 1819)	29	27	30	15	72
<i>Dendrocolaptes certhia</i> (Boddaert, 1783)	5	2	3	2	7
<i>Xiphorhynchus elegans</i> (Pelzeln, 1868)	13	12	11	6	29
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i> (Lichtenstein, 1820)	1	1			1
<i>Xiphorhynchus guttatus</i> (Lichtenstein, 1820)	1	1			1
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i> (Lafresnaye, 1845)	1	1			1
<i>Campylorhamphus procurvoides</i> (Lafresnaye, 1850)	1		1		1
Furnariidae					
<i>Synallaxis rutilans</i> Temminck, 1823	2			4	4
<i>Hyloctistes subulatus</i> (Spix, 1824)	1		1		1
<i>Automolus ochrolaemus</i> (Tschudi, 1844)	9	8	5	1	14
<i>Automolus rufipileatus</i> (Pelzeln, 1859)	1	2			2
<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)	9	4	6	2	12
Rynchocyclidae					
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i> (Temminck, 1820)	1		1		1
<i>Hemitriccus minor</i> (Snethlage, 1907)	17	10	15	3	28
<i>Mionectes oleagineus</i> (Lichtenstein, 1823)	6	4	5		9
<i>Corythopsis torquatus</i> (Tschudi, 1844)	2	1	1		2
Tyrannidae					
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	1			1	1
<i>Piprites chloris</i> (Temminck, 1822)	1		1		1
<i>Platyrinchus saturatus</i> Salvin & Godman, 1882	1	1			1
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	2		1	1	2
<i>Platyrinchus coronatus</i> Sclater, 1858	1		1		1
<i>Platyrinchus platyrhynchos</i> (Gmelin, 1788)	5	1	2	2	5
<i>Ramphotrigon ruficauda</i> (Spix, 1825)	4	1	2	3	6
<i>Attila spadiceus</i> (Gmelin, 1789)	1		1		1
Cotingidae					
<i>Lipaugus vociferans</i> (Wied, 1820)	5	1	2	3	6
Pipridae					
<i>Tyranneutes stolzmanni</i> (Hellmayr, 1906)	3		4		4
<i>Machaeropterus pyrocephalus</i> (Sclater, 1852)	14	13	24	1	38
<i>Lepidothrix nattereri</i> (Sclater, 1865)	29	33	63	27	123
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	1		1		1
<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	2		2		2
<i>Pipra rubrocapilla</i> Temminck, 1821	23	11	29	10	50
Tityridae					
<i>Onychorhynchus coronatus</i> (Statius Muller, 1776)	6	3	5		8
<i>Terenotriccus erythrurus</i> (Cabanis, 1847)	4	3	2		5
<i>Schiffornis turdina</i> (Wied, 1831)	16	9	16	2	27
Vireonidae					
<i>Hylophilus ochraceiceps</i> Sclater, 1860	3	1	4		5

Continuação da tabela 2

Família/ Espécie	Nº	Local			N
	Parcelas	M1	M2	M3	
Troglodytidae					
<i>Microcerculus marginatus</i> (Sclater, 1855)	1		1		1
<i>Pheugopedius genibarbis</i> (Swainson, 1838)	5	3	1	1	5
Turdidae					
<i>Catharus fuscescens</i> (Stephens, 1817)	1			1	1
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	1		1		1
Thraupidae					
<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	1	1			1
<i>Lanio cristatus</i> (Linnaeus, 1766)	3	1	1	1	3
<i>Tangara schrankii</i> (Spix, 1825)	1		1		1
<i>Dacnis albiventris</i> (Sclater, 1852)	1			1	1
Emberizidae					
<i>Arremon taciturnus</i> (Hermann, 1783)	2		2		2
Cardinalidae					
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	9	3	11	3	17
<i>Cyanoloxia cyanooides</i> (Lafresnaye, 1847)	4	2	4		6
Parulidae					
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	1		1		1

Thamnophilidae com 21 espécies (22% da riqueza total) foi a família mais diversa e abundante, correspondendo a 29% dos indivíduos registrados, seguida pela família Dendrocolaptidae, com 11 espécies (12% da riqueza total) e Tyrannidae, com oito espécies (8% da riqueza total). Juntas, estas três famílias correspondem a 42% das espécies registradas. Em relação ao número de registros, Pipridae (228 indivíduos) foi a segunda família mais abundante, representada por 25% dos indivíduos, seguida de Dendrocolaptidae (156 indivíduos), com 17% dos indivíduos registrados.

Das 95 espécies, as três mais abundantes representaram 29% de todos os indivíduos registrados. A espécie que apresentou maior número de indivíduos foi *Lepidothrix nattereri* (N=130; 14% do total) seguida por *Glyphorynchus spirurus* (N=80; 9% do total) e *Pipra rubrocapilla* (N=51; 6% do total), sendo que estas espécies estavam distribuídas na maioria das parcelas (Tabela 2). As espécies mais capturadas (N=23) foram responsáveis por 74% do total de capturas e 33 espécies foram capturadas somente uma vez. O número de espécies capturadas em cada parcela variou entre 5 a 33, com média de $14,96 \pm 7,14$ e o número de indivíduos capturados em cada parcela variou entre 8 a 78, com média de $27,59 \pm 17,03$.

Trinta espécies ocorreram em comum entre as três áreas. Na área M1 foram registrados 267 indivíduos, correspondendo a 58 espécies, 48 gêneros e 23 famílias. Na

área M2 foram registrados 506 indivíduos, correspondendo a 73 espécies, 64 gêneros e 24 famílias. Na área M3 foram registrados 144 indivíduos, correspondendo a 43 espécies, 38 gêneros e 18 famílias. A espécie mais abundante nas três áreas foi *Lepidothrix nattereri*, representando 12%, 13% e 21% do total das espécies, para as áreas M1, M2 e M3 respectivamente. Outras 27 espécies apresentaram cinco ou mais indivíduos, e o restante das espécies foram consideradas raras, baseadas no método de amostragem.

A curva de rarefação de espécies para as 32 parcelas não estabilizou, (Figura 3), indicando que a mesma não atingiu a assíntota, assim como para as três áreas analisadas separadamente (Figura 4). Quando comparada a riqueza de espécies entre as três áreas, houve diferença entre elas (ANOVA: $F_{2,29}=8,06$; $P=0,002$). Esta diferença ocorreu entre as áreas M1 e M2 (Tukey: $P=0,008$;) e entre as áreas M2 e M3 (Tukey: $P=0,004$;), não havendo diferença entre as áreas M1 e M3 (Tukey: $P=0,812$).

A riqueza de espécies estimada para o conjunto das 32 parcelas amostradas foi de $129 \pm 6,9$ espécies, onde a riqueza observada correspondeu a 74% do valor estimado. Para a área M1, o valor estimado foi de $83 \pm 4,9$ espécies, onde a riqueza de espécies observadas correspondeu a 70% do valor estimado. A área M2 apresentou o valor estimado de $98 \pm 7,7$ espécies e a riqueza de espécies observadas correspondeu a 74% do valor estimado. A área M3 teve a riqueza estimada de $59 \pm 4,9$ espécies, e a riqueza de espécies observadas correspondeu a 73% do valor estimado.

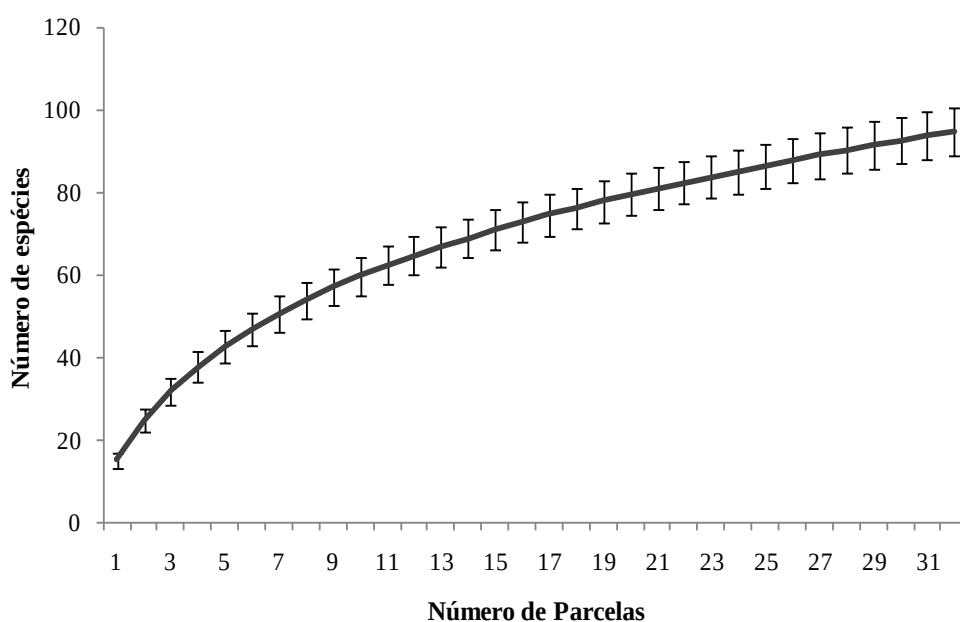


Figura 3: Curva de rarefação de espécies gerada a partir dos indivíduos de aves de sub-bosque registrados no conjunto das 32 parcelas amostradas, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.

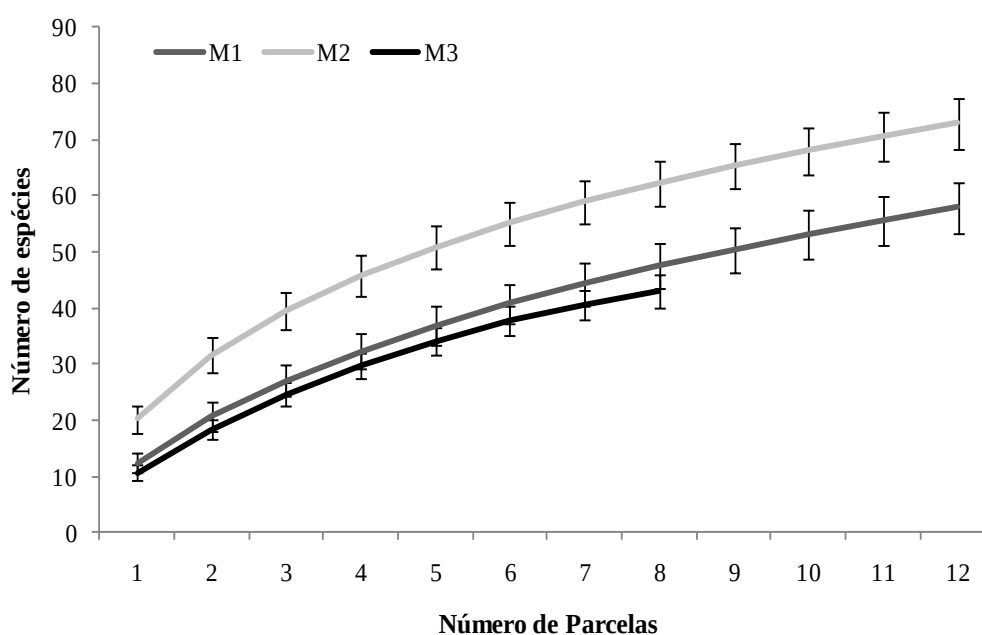


Figura 4: Curva de rarefação de espécies gerada a partir dos indivíduos de aves de sub-bosque registrados separadamente para as três áreas: M1, M2 e M3, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.

Os dois eixos da ordenação NMDS, provenientes dos dados de abundância das espécies, capturaram 74% da variação das distâncias dos dados originais ($Stress=21,35$). Quando comparada a composição quantitativa entre as três áreas, estas apresentaram diferenças médias significativas (MANOVA: $Pillai Trace=0,457$; $F_{4,58}=4,29$; $P=0,004$). A representação gráfica dos eixos gerados nesta ordenação, indicando a diferença da composição entre os pontos amostrais, evidencia o agrupamento da composição das aves para as áreas M2 e M3, mas, não havendo agrupamento para a área M1 (Figura 5a).

Os dois eixos da ordenação NMDS, provenientes dos dados de presença-ausência das espécies, capturaram 67% da variação das distâncias dos dados originais ($Stress=24,46$). Quando comparada a composição qualitativa entre as três áreas, estas não apresentaram diferenças médias significativas (MANOVA: $Pillai Trace=0,219$; $F_{4,58}=1,78$; $P=0,144$), não havendo agrupamento da composição das aves nas diferentes áreas amostradas (Figura 5b).

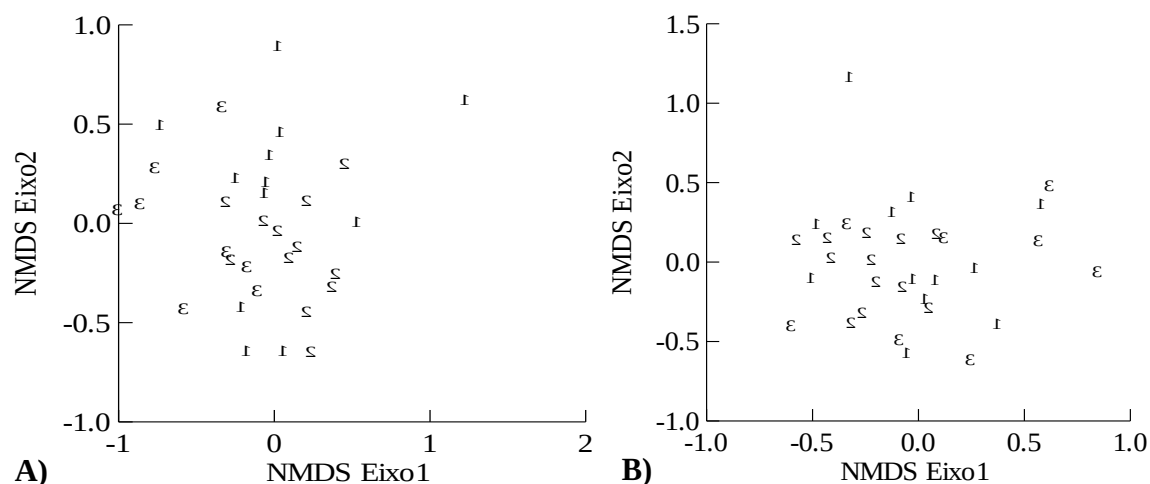


Figura 5: Disposição espacial dos pontos amostrais nos eixos das ordenações (NMDS) para dados de abundância (A) e presença-ausência (B) das espécies de aves de sub-bosque registradas em 32 parcelas das três áreas localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso. Legenda: 1 - área M1; 2 - área M2; 3 - área M3).

4.2. Variáveis ambientais – componentes da estrutura da floresta

A abertura do dossel, serapilheira, altitude e densidade de árvores mensuradas nas 31 parcelas foram bastante variáveis (Tabela 3). O eixo da PCA (densidade de árvores) gerado a partir das diferentes classes de DAP explicou 45,3% da variação total captada.

Tabela 3: Variáveis ambientais amostradas, com valores para as 31 parcelas em conjunto e separadamente para as três áreas amostradas (M1, M2 e M3) no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso. (X = média; DP = desvio padrão; valores mínimos e máximos entre parênteses).

Variáveis	M1	M2	M3	Parcelas
	X – DP	X DP	X DP	X DP
Abertura dossel (%)	25,4 ± 3,1 (19,8 - 30,1)	22 ± 1,8 (19,9 - 26,4)	23,1 ± 1,3 (20,6 - 24,7)	23,6 ± 2,7 (19,8 - 30,1)
Volume serapilheira (l)	3,8 ± 0,3 (3,3 - 4,2)	3,3 ± 0,2 (2,9 - 3,7)	3,5 ± 0,3 (3 - 3,8)	3,5 ± 0,4 (2,9 - 4,2)
Altitude (m)	369,5 ± 11,4 (351 - 388)	337 ± 22,5 (289 - 374)	364,6 ± 4,9 (354 - 370)	356,7 ± 21,1 (289 - 388)
DAP >1cm* (ha)	6207,5 ± 1575,9 (3840 - 8500)	5194,5 ± 979,7 (3880 - 6660)	4571,3 ± 647,4 (3440 - 5290)	5425,8 ± 1336,9 (3440 - 8500)
DAP >10cm* (ha)	464 ± 98,1 (296 - 626)	446,7 ± 56,3 (350 - 518)	466,5 ± 86,3 (374 - 606)	458,5 ± 80 (296 - 626)
DAP > 30cm* (ha)	49,6 ± 15 (32 - 88)	56,5 ± 15 (35 - 86)	57,9 ± 9,5 (43 - 73)	54,2 ± 13,9 (32 - 88)
Pós-manejo (anos)	8	15	29	-

*Diferentes classes de DAP (Diâmetro à altura do peito) das árvores amostradas.

4.3. Efeitos dos componentes da estrutura da floresta sobre a riqueza e composição de aves de sub-bosque

Para a riqueza das espécies 31 parcelas, o modelo foi significativo ($R^2=0,554$; $F_{4,26}=8,073$; $P<0,01$). Apenas altitude influenciou a riqueza de espécies ($P<0,01$; Figura 6). As variáveis abertura do dossel ($P=0,836$), densidade de árvores ($P=0,714$) e tempo pós-manejo ($P=0,240$) não afetaram a riqueza de espécies de aves.

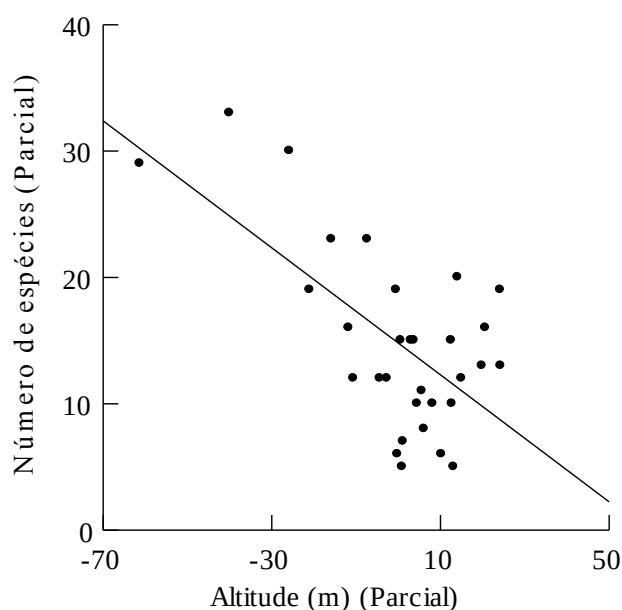


Figura 6: Efeito da altitude (m) na riqueza das espécies aves de sub-bosque amostradas em 31 parcelas analisadas nas três áreas localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.

Para a ordenação quantitativa (abundância) das 31 parcelas, dois eixos explicaram 73% da variação da matriz original das diferenças entre as parcelas. Esta composição de espécies de aves, representada pelos dois eixos do NMDS foi influenciada pela altitude (*Pillai Trace*= 0,319; $F_{2,25}=5,846$; $P=0,008$) e o tempo pós-manejo (*Pillai Trace*= 0,278; $F_{2,25}=4,819$; $P=0,017$). Não houve influência da densidade de árvores (*Pillai Trace*= 0,089; $F_{2,25}=1,223$; $P=0,311$) e abertura do dossel (*Pillai Trace*= 0,062; $F_{2,25}=0,820$; $P=0,452$).

Para a ordenação qualitativa (presença-ausência) das 31 parcelas, dois eixos explicaram 67% da variação da matriz original das diferenças entre as parcelas. Esta composição de espécies de aves, representada pelos dois eixos do NMDS foi afetada pela

altitude (*Pillai Trace*= 0,204; $F_{2,25}= 3,199$; $P= 0,058$) e o tempo pós-manejo (*Pillai Trace*= 0,209; $F_{2,25}= 3,300$; $P= 0,053$). Não houve influência da densidade de árvores (*Pillai Trace*= 0,072; $F_{2,25}= 0,966$; $P= 0,394$) e abertura do dossel (*Pillai Trace*= 0,059; $F_{2,25}= 0,790$; $P= 0,465$).

A análise do gradiente direto com os dados de abundância mostrou um padrão de distribuição das espécies em relação à altitude e tempo pós-manejo. Algumas espécies apresentaram ampla distribuição no gradiente de altitude, enquanto outras ocorreram predominantemente em parcelas com menor altitude, como por exemplo, *A. taciturnus*, *H. ochraceiceps*, *W. poecilinotus*, *D. merula*, *C. largipennis* e *T. stolzmanni*, e nas maiores altitudes as espécies *T. rufus*, *L. cristatus*, *P. saturatus* e *T. doliatus* (Figura 7).

A análise do gradiente direto para o tempo pós-manejo mostrou um padrão na distribuição das espécies, visto que algumas ocorreram predominantemente em parcelas onde o tempo pós-manejo foi menor como é o caso de *A. rufipileatus*, *C. nigrescens*, *T. doliatus*, *T. rufus* e *G. cyanicollis* enquanto outras espécies ficaram restritas as parcelas com o tempo pós-manejo maior, tais como *C. fuscescens*, *S. rutilans*, *M. atrothorax*, *M. viridicata* e *M. morphoeus* (Figura 8).

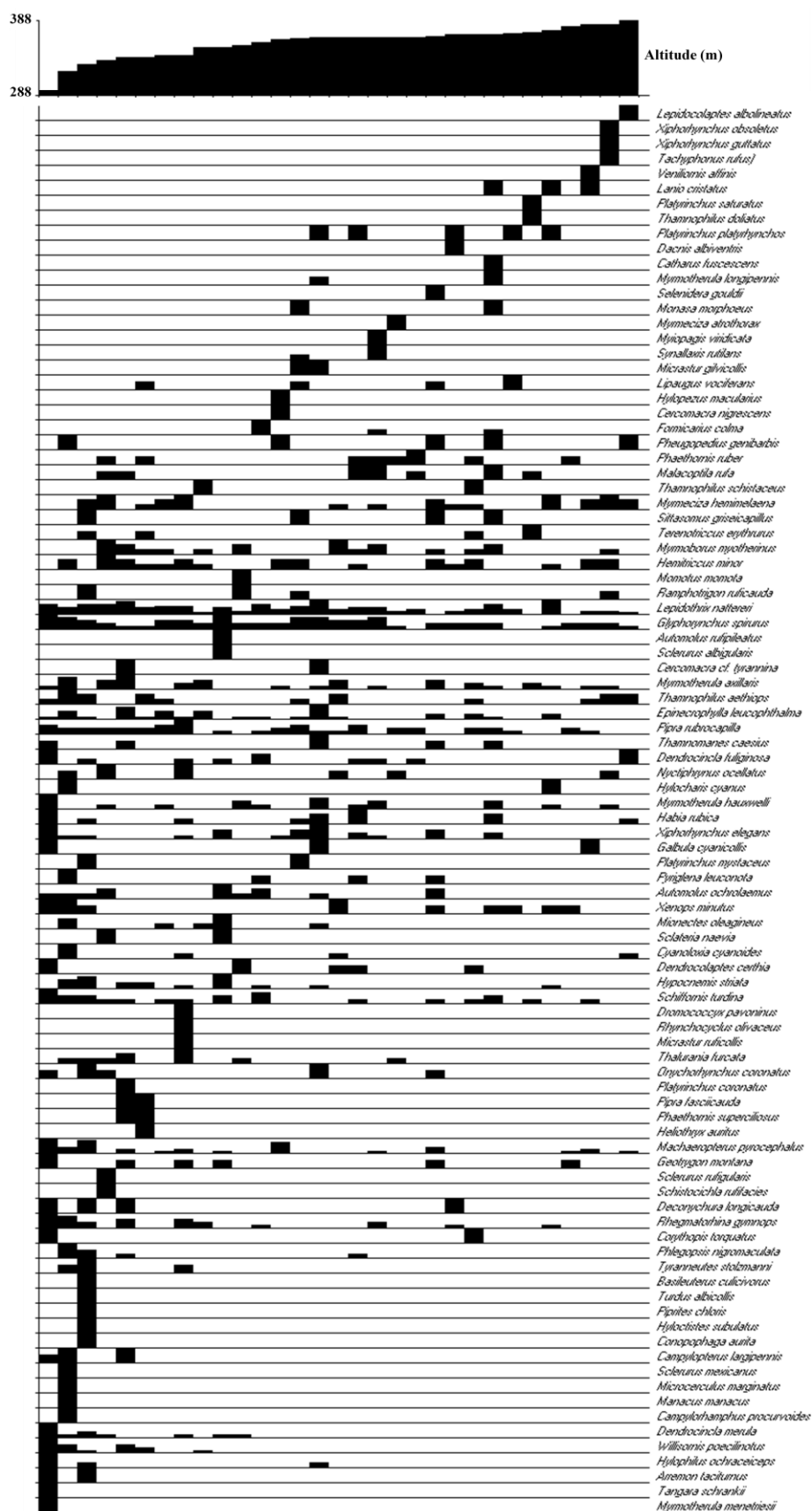


Figura 7: Ordenação direta com dados da abundância total das espécies de aves de sub-bosque em relação à altitude nas 31 parcelas, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.

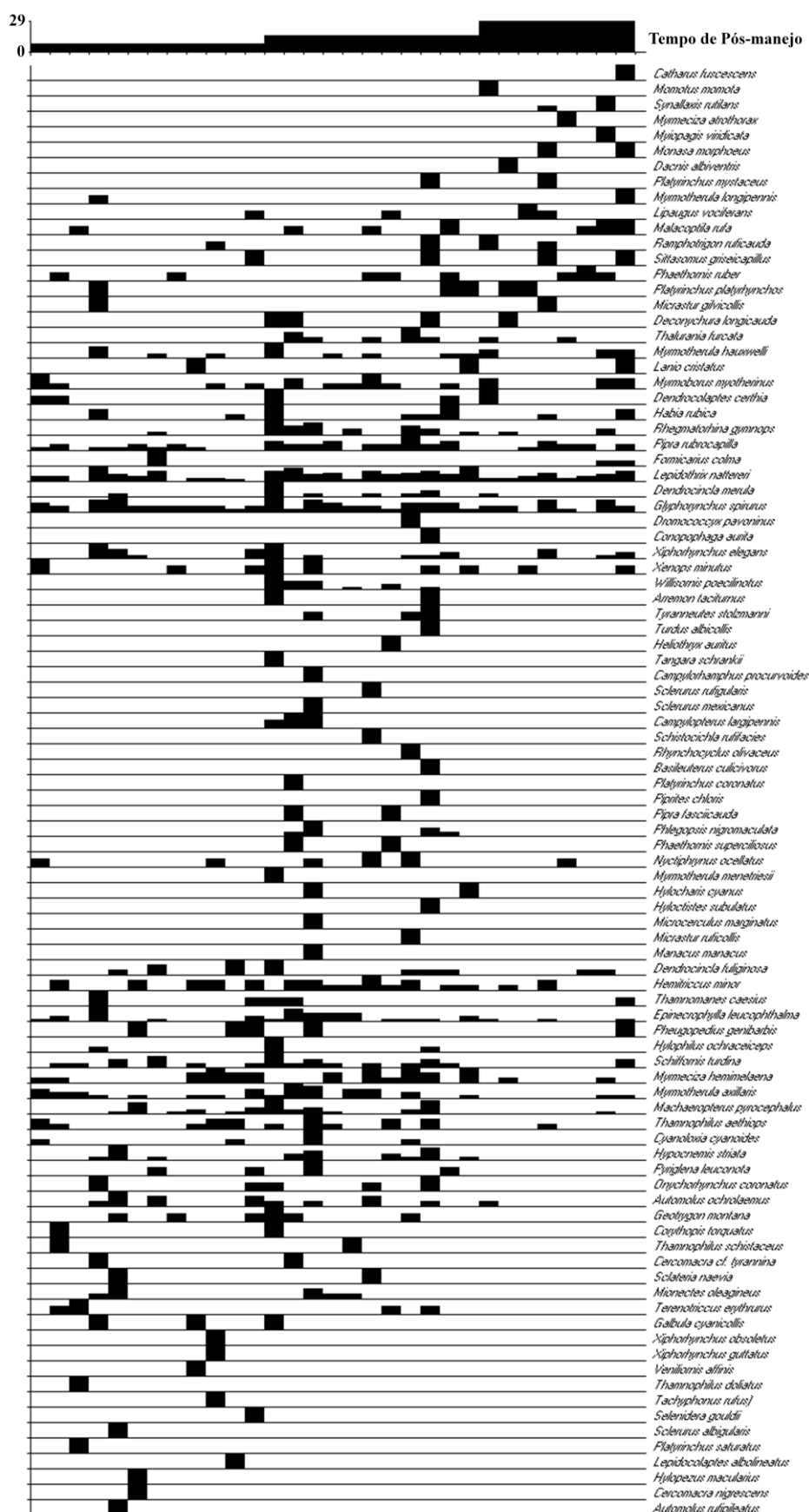


Figura 8: Ordenação direta com dados da abundância total das espécies de aves de sub-bosque em relação ao tempo pós-manejo nas 31 parcelas, localizadas no município de Cláudia, norte do estado de Mato Grosso.

5. DISCUSSÃO

5.1. Descrição da comunidade de aves de sub-bosque e comparação entre as áreas com diferentes históricos de manejo

A composição da comunidade de aves de sub-bosque deste estudo apresentou padrão similar a outros estudos com avifauna realizados na Amazônia, com predomínio das famílias *Thamnophilidae*, *Tyrannidae* e *Dendrocolaptidae* (Terborgh et al. 1990; Zimmer et al. 1997; Bueno 2010).

No presente estudo, um grande número de espécies apresentou baixos valores de abundância e distribuição espacial restrita, padrão também encontrado por Bueno (2010), ao estudar a distribuição de aves de sub-bosque na Amazônia central, assim como para aves no Pantanal de Poconé (Signor 2008). Ambos os estudos foram realizados com um desenho amostral similar ao realizado neste estudo, conforme proposto por Magnusson et al. (2005), visando a padronização do esforço amostral e comparações com outras localidades.

As espécies mais abundantes neste estudo (*Lepidothrix nattereri*, *Glyphorhynchus spirurus* e *Pipra rubrocapilla*) também foram amplamente distribuídas, confirmando um padrão de que espécies localmente abundantes costumam ter ampla distribuição regional (Gaston et al. 2000; Blake & Loiselle 2009), e o sucesso de colonização destas espécies pode estar associado principalmente à utilização de gradientes ecológicos ou a uma maior flexibilidade ambiental. Os pequenos frugívoros *L. nattereri* e *P. rubrocapilla*, habitam variados ambientes florestais, e na Amazônia, ocorrem em sua maioria em florestas de terra firme (Anciães et al. 2009). São espécies favorecidas pela exploração madeireira (Johns 1991), e formação de clareiras naturais (Banks-Leite & Cintra 2008), mas, quando há o aumento do nível de distúrbio da floresta, o número de piprídeos diminui consideravelmente (Mason 1996).

Glyphorhynchus spirurus a segunda ave mais capturada neste estudo também foi a mais abundante em estudos realizados em áreas de florestas manejadas no Pará (Henriques et al. 2008) e Amazonas (Guilherme & Cintra 2001), assim como em florestas que não foram manejadas (Bueno 2010). A espécie é comum em toda a Amazônia, e habita florestas primárias de terra firme e florestas secundárias, associadas ao sub-bosque e presença de clareiras (Cohn-Haft et al. 1997). Deste modo, áreas recentemente manejadas e/ou perturbadas apresentam alterações na estrutura da floresta que podem favorecer a

colonização dessas áreas por espécies de aves que estão associadas a esses pequenos distúrbios, e ao mesmo tempo manter espécies associadas a floresta primária que, são tolerantes aos distúrbios (Guillerme & Cintra 2001).

As curvas de rarefação não estabilizaram e os valores de riqueza observada foram menores que o da riqueza estimada. Esse resultado pode estar associado ao elevado número de espécies com baixa abundância e ocorrência, como também pode refletir o fato do estudo estar restrito as aves que ocupam o sub-bosque, não considerando os demais estratos da floresta. Desse modo, vale ressaltar que as aves que ocupam o estrato do sub-bosque representam apenas cerca de 40% das aves da floresta amazônica (Terborgh et al. 1990), e a realização de estudos mais longos, considerando a variação temporal, podem acrescentar mais espécies (Blake & Loiselle 2009) e conseqüentemente levar a estabilização da curva para a região estudada. Outro aspecto a ser considerado, é que o grupo das aves apresenta *taxa* diversos, onde conforme mais indivíduos são amostrados, mais espécies podem ser acrescentadas. Isso acontece porque nesse grupo, existem muitas espécies raras (Ugland et al. 2003), e principalmente porque a Amazônia brasileira abriga cerca de 1000 espécies (Aleixo 2009), deste modo, dificultando atingir a estabilização da curva de rarefação na região estudada, no intervalo de tempo amostrado.

As curvas de rarefação quando analisadas separadamente também revelam diferenças na riqueza da área M2, quando comparada com as áreas M1 e M3, as quais apresentaram semelhanças entre si. Esperava-se que as áreas M1, M2, M3 apresentassem um aumento da riqueza conforme o tempo pós-manejo, pois quanto maior o tempo de regeneração de uma floresta tropical, maior a resiliência da estrutura, embora não aconteça o mesmo com a composição florística (Puig 2008). Contudo, a semelhança entre as áreas M1 e M3, pode estar associada ao fato de M1 ter sido manejada recentemente, apresentando características evidentes da regeneração florestal, tais como a presença de espécies de plantas pioneiras (Com. pess. M. C. Vilela-Santos). Enquanto que a área M3, embora apresente um tempo maior de regeneração florestal após a exploração madeireira, a mesma esta inserida em uma área circundada por atividades agrícolas, com pequenas ligações com a matriz florestal (ver Figura 1B), estando sujeita ao efeito de borda, o que pode causar efeitos sobre as comunidades em até 500 metros para dentro da floresta (Laurance 1991). Deste modo as áreas M1 e M3 podem representar habitats estruturalmente mais simples, de modo a conter um menor número de espécies, o que pode estar associado com a diversidade estrutural do hábitat (Heinen 1992).

Assim como a riqueza, a composição quantitativa também diferiu entre as áreas, evidenciando o agrupamento entre os pontos amostrais da área M2, e não havendo agrupamento das áreas M1 e M3. A composição quantitativa dá peso às espécies mais abundantes e como essas áreas possuem histórico diferenciado de manejo, os processos diferenciados de regeneração entre as áreas podem estar afetando esta composição, refletindo a diversidade estrutural do habitat, como observado por Guilherme & Cintra (2001) ao evidenciarem o efeito do tempo em que a área foi manejada sobre a abundância de aves de sub-bosque na Amazônia central. O mesmo não ocorre com a composição qualitativa, que dá peso às espécies raras, evidenciando que estas mudaram pouco em relação aos diferentes tempos de regeneração das florestas manejadas.

5.2. Efeitos dos componentes da estrutura da floresta sobre a riqueza e composição de aves de sub-bosque

Dentre o conjunto das variáveis analisadas, houve efeito negativo da altitude sobre a riqueza das espécies de aves de sub-bosque. Conforme a altitude aumenta, há um decréscimo no número de espécies. Esta relação negativa também foi encontrada em outros estudos realizados na bacia hidrográfica do rio Tibagi, abrangendo grandes variações na altitude, com cerca de 500m de variação (Anjos 2002; Lopes et al 2006), e diferentes tipos de florestas variando em função da altitude, onde áreas mais baixas apresentaram maior complexidade e conseqüentemente maior disponibilidade de microhabitat formada pela estrutura da vegetação (Lopes et al 2006).

Pequenas variações da altitude (cerca de 100 m), também podem ser observadas afetando a distribuição de aves na Amazônia central, como demonstrado nos estudos de Cintra et al (2006), Cintra & Cancelli (2008) e Banks-Leite & Cintra (2008) e no presente estudo. De acordo com Puig (2008), a elevação do terreno está diretamente relacionada com as características físicas e químicas do solo, que influenciam a distribuição dos agrupamentos vegetais nas florestas tropicais. Na Amazônia central, foi observada em diversos estudos a correlação do conteúdo de argila no solo com a composição de plantas em floresta de terra firme (Costa et al. 2005; Poulsen et al. 2006; Zuquim et al. 2007; Bohlman et al. 2008). Portanto, a riqueza e a composição de espécies de aves de sub-bosque podem estar sendo influenciadas diretamente pela composição florística que varia em função da variação dos componentes do solo, decorrente das diferentes cotas de altitude.

Diversos estudos demonstraram o efeito da estrutura da vegetação sobre a composição, riqueza e guildas tróficas de aves (Aleixo 1999; Sallabanks et al. 2006; Banks-Leite & Cintra 2008; Jayapal et al. 2009). Porém, o mesmo resultado não foi obtido neste estudo, sugerindo que outro fator pode influenciar a comunidade de aves, como exemplo a composição florística. Rotenberry (1985) demonstrou em seu estudo que a variação na composição florística resultou na variação de 55% da composição das aves. Deste modo, possivelmente a composição florística pode exercer importante papel na composição e riqueza das espécies de aves de sub-bosque deste estudo.

A abertura do dossel, que apresentou uma pequena variação (19,8 a 30,1 %), não afetou a riqueza e a composição das aves neste estudo. Banks-Leite & Cintra (2008) ao registrarem uma variação de 6,2 a 62,4 % da abertura do dossel, constataram o efeito dessa variável sobre a comunidade de aves da Amazônia central. Pois, essa amplitude, pode restringir a presença de espécies em determinadas localidades, visto que valores acima de 50% possuem maior entrada de luminosidade e resultam na alteração das condições microclimáticas (Puig 2008), afetando a comunidade de aves de sub-bosque.

As práticas empregadas no corte seletivo de madeira, resultam em um prejuízo de quase duas vezes o volume de árvores removidas (Veríssimo et al. 1992), devido ao fato de muitas árvores menores serem mortas, o efeito sobre os indivíduos é ainda maior (Fearnside 2005). Embora este trabalho não leve em conta a intensidade da exploração da madeira, assim como a comparação com uma área de controle, há efeito do tempo pós-exploração da madeira sobre a composição das aves, como observado em outros estudos (Thiollay 1992; Guilherme & Cintra 2001; Henriques et al. 2008). Este efeito do tempo pós-manejo reflete nos estágios de regeneração da floresta, que conseqüentemente influenciam os organismos ali presentes (Puig 2008), tais como as aves de sub-bosque deste estudo.

As aves de sub-bosque encontradas somente onde houve o menor tempo pós-manejo florestal, refletem a utilização de habitats mais alterados, tal como a presença das aves *T. doliatus* e *C. nigrescens*, que comumente ocupam áreas semi abertas, bordas de floresta e são até mesmo encontradas em áreas próximas de cultivo (Zimmer & Isler 2003). Enquanto que, outras espécies, encontradas somente em áreas onde o tempo pós-manejo foi maior, são pouco tolerantes aos distúrbios, como observado para a *S. rutilans*, que usualmente ocupam florestas com menos distúrbio ou florestas menos abertas (Remsen 2003).

6. CONCLUSÃO

Podemos concluir a partir deste estudo que a riqueza e a composição das aves de sub-bosque apresentaram diferenças entre as áreas com diferentes históricos de manejo (corte seletivo de madeira), e o componente da estrutura da floresta que afetou a riqueza e composição das aves foi a altitude. Embora esta variável por si somente não afete os organismos, mas esta relacionada com muitas outras características que podem afetar diretamente os organismos, tais como as redes de drenagens, o solo, a entrada de luz, a deposição de serapilheira e composição florística (Costa & Magnusson 2010).

A composição da comunidade também foi afetada pelo tempo pós-manejo, podendo ser explicada pelos diferentes estágios de regeneração que as florestas apresentam após sofrerem algum tipo de perturbação, seja ela de ordem natural ou antrópica. Quanto maior o tempo pós-manejo, mais favorável será o estabelecimento das espécies que ocupam florestas com menor distúrbio, causado pelo corte seletivo de madeira, favorecendo a conservação dessas aves que ocupam o sub-bosque.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, A. (1997). Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *Condor* 101: 537-548.
- Aleixo, A. (2009). Lacunas de Conhecimento, Prioridades de Pesquisa e Perspectivas Futuras na Conservação de Aves na Amazônia Brasileira. In: Luca, A.C., P.F. Develey, G. A. Bencke & J.M. Goerck (Org). Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil: parte II – Amazônia, Cerrado e Pantanal. São Paulo: SAVE Brasil.
- Anciães, M.; R. R. Durães; M. C. Cerqueira; J. R. Fortuna; N. Sohn; M. Cohn-Haft & I. P. Farias. (2009). Diversidade de píprídeos (Aves: Pipridae) Amazônicos: seleção sexual, ecologia e evolução. *Oecol. Bras.* 13 (1): 165 - 182.
- Anjos, L. (2002). Forest bird communities in the Tibagi river hydrographic basin, southern Brazil. *Ecotropica* 8:67-79.
- Asner, G. P.; D. E. Knapp; E. N. Broadbent; P. J. C. Oliveira; M. Keller & J. N. Silva. (2005). Selective Logging in the Brazilian Amazon. *Science* 21 (310): 480 – 482.
- Banks-Leite, C. & R. Cintra. (2008). The heterogeneity of Amazonian treefall gaps and bird community composition. *Ecotropica*, 14: 1–13.
- Begon, M.; C. R. Townsend; J. L. Harper. (2007). *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. 4. Ed. Porto Alegre: Artmed.
- Bierregaard, R. O. & T. E. Lovejoy. (1989). Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215-241.
- Blake, J. G & B. A. Loiselle (2009). Species Composition of Neotropical Understory Bird Communities: Local Versus Regional Perspectives Based on Capture Data. *Biotropica* 41(1): 85-94.
- Bohlman, S.A., W.F. Laurance, S.G. Laurance, H.E.M. Nascimento, P. M. Fearnside & A. Andrade. (2008). Importance of soils, topography and geographic distance in structuring central Amazonian tree communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 863–874.
- Bueno, A. S. (2010). Distribuição de aves de sub-bosque ao longo de gradientes ambientais na Amazônia central. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Brasil.
- Carvalho, M. A. (2006). Composição e História Natural de uma Comunidade de Serpentes em Área de Transição Amazônia-Cerrado, Ecorregião Florestas Secas de Mato Grosso, Município de Claudia, Mato Grosso, Brasil. Porto Alegre: Pontífica Universidade Católica do Rio Grande do Sul.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. (2010). Listas das aves do Brasil. Versão 9/8/2009. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 02 de fevereiro de 2011.
- Cintra, R. & J. Cancelli (2008). Effects of forest heterogeneity on occurrence and abundance of the scale-backed antbird, *Hylophylax poecilinotus* (Aves: Thamnophilidae), in the Amazon forest. *Revista Brasileira de Zoologia* 25 (4): 630 – 639.

- Cintra, R. (1997). Spatial distribution and foraging tactics of tyrant flycatchers in two habitats in the Brazilian Amazon. *Studies on Neotropical Fauna & Environment* 32: 17-27.
- Cintra, R. (2008). Aves. In: Oliveira, M. L.; Baccaro, F. B.; Braga-Neto, R. & Magnusson, W. E. (Org). Reserva Ducke: A diversidade amazônica através de uma grade. Manaus: Áttema Design Editorial.
- Cintra, R.; A. E. Maruoka & L. N. Naka. (2006). Abundance of two *Dendrocincla* woodcreepers (Aves: Dendrocolaptidae) in relation to Forest structure in Central Amazonia. *Acta Amazonica* 36: 209 - 220.
- Clarke, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117 - 143.
- Cohn-Haft, M., A. Whittaker & P. C. Stouffer. (1997). A new look at the “species-poor” central Amazon: the avifauna north of Manaus, Brazil. *Ornithological monographs* 48: 205-235.
- Colwell, R. K. (2005). EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2.0. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>.
- Costa, F. R. C. & W. E. Magnusson. (2010). The Need for Large-Scale, Integrated Studies of Biodiversity – the Experience of the Program for Biodiversity Research in Brazilian Amazonia. *Natureza & Conservação* 8 (1): 3-12.
- Costa, F. R. C., W. E. Magnusson & R. Luizão (2005). Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology* 93:863-878.
- Develey, P. F. (2009). Conservação de Aves no Brasil: Considerações para a Amazônia, o Cerrado e o Pantanal. In: Luca, A.C., P.F. Develey, G. A. Bencke & J.M. Goerck (Org). Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil: parte II – Amazônia, Cerrado e Pantanal. São Paulo: SAVE Brasil.
- Downes, B. J.; P. S. Lake; E. S. G. Schreiber & A. Glaister. (1998). Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. *Ecological Monographs* 68(2): 237-257.
- Erize, F., J.R.R. Mata & M. Rumboll (2006). Birds of South America Non-Passerines: Rheas to Woodpeckers. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- Fearnside, P. M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. *Megadiversidade* 1 (1): 113-123.
- Gaston, K. J.; T. M. Blackburn; J. D. Greenwood; R. D. Gregory; R. M. Quinn & J. H. Lawton. 2000. Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology* 37: 39-59.
- Gentry, A. H. (1992). Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. *Oikos* 63:19-28.
- Graham, C. H. & J. G. Blake (2001). Influence of patch and landscape-level factors on bird assemblages in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications*, 11(6): 1709-1721.

Guilherme, E., & R. Cintra. (2001). Effects of intensity and age of selective logging and tree girdling on an understory bird community composition in Central Amazonia, Brazil. *Ecotropica* 7: 77-92.

Heinen, J.T. (1992). Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. *Biotropica* 24 (3): 431-439.

Henriques, L. M. P.; J. M. Wunderle Jr.; D. C. Oren & M. R. Willig. (2008). Efeitos da exploração madeireira de baixo impacto sobre uma comunidade de aves de sub-bosque na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. *Acta Amazonica* 33 (2): 267 – 290.

INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) (2011). Projeto Prodes: estimativas anuais desde 1988. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2010.htm. Acesso em: 20 de fevereiro de 2011.

Jayapal R, Q. Qureshi & R. Chellam. (2009). Importance of forest structure versus floristics to composition of avian assemblages in tropical deciduous forests of Central Highlands, India. *Forest Ecology and Management* 257: 2287-2295.

Johns, A.D. (1991). Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology* 7: 417-437.

Keyes, B.E. & C. E. Grue. (1982) Capturing birds with mist nets: a review. *North American Bird Bander* 7: 2–14.

Laurance, W. F. (1991). Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation* 57: 205-219.

Lopes, E.V, G.H. Volpato, L.B Mendonça, F. L. Fávaro & L. Anjos. (2006). Abundância, microhabitat e repartição ecológica de papa-formigas (Passeriformes, Thamnophilidae) na bacia hidrográfica do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23 (2): 395-403.

Loureiro, V.R. (2002). Amazônia: uma história de perda e danos, um futuro a (re)construir. *Estudos Avançados* 16 (45): 107-121.

Magnusson, W. E., A. P. Lima, R. C. Luizão, F. Luizão, F. R. C. Costa, C. V. Castilho & V. F. Kinupp (2005). RAPELD: uma modificação do método de gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. *Biota neotropica* 5. [Http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?point-of-view+bn01005022005](http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?point-of-view+bn01005022005).

Marantz, C. A.; A. Aleixo; L. R. Bevier & M. A. Patten. (2003). Family Dendrocolaptidae (Woodcreepers). In: Hoyo, J. del; A. Elliott; D. Christie (ed). *Handbook of the birds of the world*. Vol.8. Broadbills to Tapaculos. Lynx Edicions, Barcelona.

Marini, M. A. & F. I. Garcia (2005). Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* 1 (1): 95-102.

Mason, D. & J. M. Thiollay. (2001). Tropical forestry and the conservation of Neotropical birds. In: Fimbel, R. A.; A. Grajal & J. G. Robinson (Eds). *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. New York, Columbia University Press.

Mason, D. (1996). Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. *Biotropica* 28: 296-309.

- McCune B. & J. B. Grace (2002). Analysis of Ecological Communities. MjM Software Design, Oregon, U.S.A.
- Medeiros, R. A. (2004). Dinâmica de sucessão secundária em floresta de transição na Amazônia Meridional. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil.
- Mittermaier, R. A., C.G. Mittermeier, T.M. Brooks, J.D. Pilgrim, W.R. Konstant, G.A.B. da Foseca & Kormos (2003). Wilderness and biodiversity conservation. Proceedings of the National Academy of Science 100: 10309- 10313.
- Niemuth, N. D.; J. W. Solberg e T. L. Shaffer. (2008). Influence of moisture on density and distribution of grassland birds in North Dakota. The condor 110 (2): 211-222.
- Novaes, F. C. & M. F. C. Lima. (1991). As aves do Rio Peixoto de Azevedo, Mato Grosso, Brasil. Revista brasileira de zoologia 7 (3): 351 – 381.
- Oliveira, D. M. M.; L. Novack; F. P. Florêncio; I. C. Assumpção; R. M. L. silveira; E. C. Almeida; B. Weiss. (2011). Aves da Fazenda São Nicolau, Cotriguaçu - Mato Grosso: Diversidade, Endemismo e Conservação. In: Rodrigues, J. R.; T. J. Izzo; L. D. Battirola (Org.). Descobrindo a Amazônia Meridional: Biodiversidade da Fazenda São Nicolau. Cuiabá: Pau e Prosa comunicação.
- Pearson, D. L. (1975). The relation of folice complexity to ecological diversity of three Amazonian bird communities. The Condor 77: 453-466.
- Peres, C.A. (2005). Why we need megareserves in Amazonia. Conservation Biology 19(3): 728-733.
- Perlo, B. (2009). A Field Guide to the Birds of Brazil. New York: Oxford University Press.
- Poulsen, A.D., H. Tuomisto & H. Balslev. (2006) Edaphic and floristic variation within a 1-ha plot of lowland Amazonian rain forest. Biotropica 38: 468-478.
- Puig, H. (2008). A floresta tropical úmida. São Paulo: Editora UNESP.
- R Development Core Team. (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Remsen, J. V. (2003). Family Furnariidae (Ovenbirds). In: Hoyo, J. del; A. Elliott; D. Christie (ed). Handbook of the birds of the world. Vol.8. Broadbills to Tapaculos. Lynx Edicions, Barcelona.
- Ricklefs, R. E. (2004). A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. Ecology Letters 7: 1-15.
- Ridgely, R.S., G. Tudor. (2009). Field Guide to the Songbirds of South America the Passarines. Uversity of Texas Press.
- Rodrigues, D. J. (2006). Influência de fatores bióticos e abióticos na distribuição temporal e espacial de girinos de comunidades de poças temporárias em 64 km² de floresta de Terra firme na Amazônia Central. Tese de doutorado. Manaus, UFAM/INPA.
- Rotenberry, J.T. (1985). The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics?. Oecologia 67: 213-217.

- Ryan P.D., D.A.T. Harper, J.S. Whalley (1995) *Paleontological Statistics*. Version 1.92. Øyvind Hammer. Natural History Museum. University of Oslo.
- Sallabanks, R., J.B. Haufler, C.A. Mehl. (2006). Influence of forest vegetation structure on Avian community composition in West-Central Idaho. *Wildlife society bulletin* 34 (4): 1079-1093.
- Scariot, A. (1998). Consequências da fragmentação da floresta na comunidade de palmeiras na Amazônia central. *Série Técnica IPEF* 12 (32): 71-86.
- Sick, H. (2001). *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Signor, C. A. (2008). Padrões espaciais de diversidade de aves em um mosaico de vegetação do Pantanal de Poconé-MT. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, Brasil.
- Suli, G. S. 2004. Comparações empíricas entre medições multiespectrais de sistemas sensores e índice de área foliar verde em floresta amazônica de transição. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil.
- Terborgh, J. (1985). Habitat selection in Amazonian birds. In: Cody, M. L. (Ed). *Habitat Selection in birds*. New York, Academic Press.
- Terborgh, J.; S.K. Robinson; T.A. Parker III; C.A. Munn & N. Pierpont. (1990). Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213 - 238.
- Tews, J.; U. Brose; V. Grimm; K. Tielbörger; M. C. Wichmann; M. Schwager; F. Jeltsch. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79–92.
- Thiollay, J.M. (1992). Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6: 47–63.
- Ugland, K. I.; J. S. Gray; K. E. Ellingsen. (2003). The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology* 72: 888- 897.
- Vale, M.M, M. Cohn-Haft, S. Bergen & S.L. Pimm (2008). Effects of future infrastructure development on threat status and occurrence of Amazonian birds. *Conservation Biology* 22 (4): 811-1085.
- Veríssimo, A.; P. Barreto; M. Mattos; R. Tarifa & C Uhl (1992). Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian Frontier: the case of Paragominas. *Forest Ecology and Managements* 55: 169 - 199.
- Wen, W.; N. Maruyama; L. Bo-Wen; H. Morimoto (2002). Relationships between bird communities and vegetation structure in Honghua'erji, northern Inner Mongolia. *Journal of Forestry Research*, 13(40): 294-298.
- Wilkinson, L. (2000). *Systat: the system for statistics*. Version 10. Systat Inc. Evanston, Illinois, USA.
- Zimmer, K.J., L. T.A. Parker III, M.L. Isler & P.R. Isler. (1997). Survey of a Southern Amazonian Avifauna: The Alta Floresta Region, Mato Grosso, Brazil. *Ornithological Monographs* 48: 887-918.

Zimmer, N. K. & M. L. Isler. (2003). Family *Thamnophilidae* (Typical antbirds). In: Hoyo, J. del; A. Elliott; D. Christie (ed). *Handbook of the birds of the world*. Vol.8. Broadbills to Tapaculos. Lynx Edicions, Barcelona.

Zuquim G.; F. R. Costa; J. Prado. (2007). Fatores que determinam a distribuição de espécies de pteridófitas da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Biociências* 5 (2): 360-362.