



CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA

YURI RAIA MENDES

**DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO DO
BARRANQUEIRO-DO-NORDESTE (*Automolus
lammi*), UMA ESPÉCIE AMEAÇADA DO CENTRO DE
ENDEMISMO PERNAMBUCO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

Recife
2015

YURI RAIA MENDES

DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO DO BARRANQUEIRO-DO-NORDESTE (*Automolus lammi*), UMA ESPÉCIE AMEAÇADA DA MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Coordenação do Curso de Bacharelado em
Ciências Biológicas com ênfase em Ciências
Ambientais, da Universidade Federal de
Pernambuco, como parte dos requisitos à
obtenção do grau de Bacharel em Ciências
Biológicas.

Orientador: Luciano Nicolas Naka
Co-orientador: Flávia Pinto

Recife
2015

YURI RAIA MENDES

**DISTRIBUIÇÃO E CONSERVAÇÃO DO
BARRANQUEIRO-DO-NORDESTE (AUTOMOLUS
LAMMI), UMA ESPÉCIE AMEAÇADA DA MATA ATLÂNTICA DO NORDESTE**

Monografia apresentada ao curso de
Ciências Biológicas com ênfase em
Ciências Ambientais da Universidade
Federal de Pernambuco objetivando a
obtenção do grau de bacharel em
Ciências Biológicas.

APROVADA EM: / /

Profº. Dr. Luciano N. Naka (orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Enrico Bernard (1º Titular)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. MsC. Glauco Alves Pereira (2º Titular)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dr. Flor Maria Guedes Las-Casas (Suplente)
Universidade Federal de Pernambuco

Dedico este trabalho a todos aqueles que de alguma forma, se esforçam para garantir um futuro para nosso planeta e para nossas crianças.

AGRADECIMENTOS

À minha família que me deu tanto suporte, à Jéssica que passou incontáveis horas me apoiando e principalmente a minha mãe Rejane, heroína que me deu apoio e incentivo nas horas difíceis, de desânimo e cansaço, que com amor me ajudou muito em toda minha jornada.

Ao meu orientador, Luciano Naka, que me inspirou e me ensinou a amar o mundo da ornitologia.

À minha co-orientadora, Flávia Pinto, que me deu lições valiosas e me mostrou o caminho correto tantas vezes.

À Glauco Pereira que me forneceu dados valiosos que tornaram esse trabalho mais completo, e a todos os profissionais e pesquisadores pelos dados que utilizei, tornando este trabalho possível.

À Pedro Develey da SAVE, que acreditou no meu projeto, e a American Bird Conservancy pelos recursos financeiros.

E a todos que tornaram meu caminho mais prazeroso, me ensinando ou/e me acompanhando nos campos, principalmente Gustavo Sebastián, Flor Maria, Jonathas Lins, Lays Viturino e Renato Portela

E a todos que direta ou indiretamente foram importantes em minha formação.

RESUMO

As modelagens de nicho ecológico (MNE) têm um papel importante na descrição da extensão de ocorrência potencial das espécies, auxiliando na avaliação do estado de conservação de espécies raras ou ameaçadas de extinção. Ao mesmo tempo, o uso de MNE pode ser útil para orientar futuras buscas em campo de espécies pouco conhecidas ou com poucos pontos de ocorrência. Nós aplicamos técnicas de modelagem para estudar o status de conservação de *Automolus lammi*, espécie de ave restrita à Floresta Atlântica do Nordeste, e atualmente considerada como “Em Perigo” pelo governo brasileiro e “Vulnerável” pela IUCN. O objetivo deste trabalho foi i) Estimar a área de distribuição conhecida, de ocorrência potencial, e de ocupação de *Automolus lammi*; ii) Avaliar se o tamanho e a adequabilidade ambiental dos fragmentos dentro da área de ocorrência de *A. lammi* são bons preditores da sua presença; iii) Definir o status de conservação da espécie segundo os critérios da IUCN; e vi) Investigar o tamanho mínimo dos fragmentos florestais onde a espécie ocorre. Para modelar a distribuição de *A. Lammi*, usamos o Programa MaxEnt e incluímos todas as 23 localidades de ocorrência conhecidas para esta espécie. Baseados em dados climáticos, calculamos a extensão de ocorrência de *A. lammi* em 41.617 km², consideravelmente menor do que os 64.000 km² estimados na bibliografia recente. Utilizando camadas do uso do solo no Programa ARCGis, retiramos áreas sem vegetação florestal, e calculamos sua área de ocupação em 4.388 km². Buscas ativas em campo apenas confirmaram a presença de *A. lammi* em fragmentos maiores que 100 ha. Por isso, para obter a área de ocupação da espécie, retiramos os fragmentos menores que 100 ha e as áreas de baixa adequabilidade ambiental, calculando uma área de ocupação de apenas 1.438 km², ou 3% da área de extensão, o que classifica a espécie como vulnerável de acordo com os critério da IUCN. Este é um dos primeiros trabalhos do tipo com uma ave ameaçada da Floresta Atlântica do Nordeste, e sugere que as perspectivas de conservação dessa espécie são mais delicadas do que previamente aceito. Obter medidas de densidade populacional e números absolutos de indivíduos nos fragmentos onde a espécie ainda ocorre deve ser o próximo passo para avaliar de forma ainda mais eficiente as possibilidades de *A. lammi* de sobreviver nos próximos anos.

ABSTRACT

Ecological niche models (ENM) are important to describe the potential extent of occurrence of species, and guide conservation status assessments of rare and endangered species. At the same time, the use of ENMs may be useful to guide future field searches of poorly known species, or those with few points of occurrence. We apply niche modeling techniques to study the status of conservation of the Pernambuco Foliage Gleaner (*Automolus Lammi*), a bird species restricted to the northeastern Atlantic Forest. Currently, and with few data available, *A. lammi* is considered "Endangered" by the Brazilian government, and "Vulnerable" by the IUCN. The objective of this study was to: i) Estimate *Automolus lammi*'s known distribution, and the areas of potential occurrence and occupation; ii) evaluate if fragment size and environmental suitability of the habitat remaining within *A. Lammi*'s extension of occurrence are good predictors of its presence; iii) Define the conservation status of the species according to the IUCN criteria, which takes into account population size and area of occupation; vi) Investigate the minimum size of forest fragments where the species occurs. To model the distribution of *A. lammi* we used MaxEnt, and included all 23 known localities of this species. Based on environmental data, we calculated the extent of occurrence of *A. Lammi* in 41,617 km², considerably less than the 64,000 km² estimated in the recent literature. Using layers of land use in ArcGIS, we removed areas without forest cover, and calculated an area of occupation of 4,388 km². Active field searches only confirmed the presence of *A. Lammi* in relatively large fragments (> 100 ha). Therefore, we removed all fragments smaller than 100 ha and areas of low environmental suitability to define the species' area of occupation, which resulted in a area of occupation of only 1,438 km², or 3% of its extent of occurrence, which classifies the species as Vulnerable according to the IUCN criteria. This is one of the first such studies in a threatened species of the northeastern Atlantic forest, and our results suggest that conservation prospects are more menacing than previously thought. Obtaining population density measurements and absolute abundance numbers in the forest fragments where this species still occurs are next steps to evaluate more precisely the chances of this species to survive in the near future.

SUMÁRIO

1. Introdução	9
2.1. Objetivo geral	14
2.2. Objetivos específicos	14
3. Metodologia	15
3.1. Espécie alvo	15
3.2. Área de estudo	18
3.3. Distribuição geográfica de <i>A. lammi</i>	19
3.4. Distribuição potencial	20
3.4.1. Modelagem preditiva	20
3.4.2. Variáveis climáticas	21
3.4.3. Adequabilidade ambiental	22
3.4.4. Fragmentação florestal	23
3.4.5. Área de ocupação	23
3.5. Tamanho e adequabilidade ambiental dos fragmentos e presença de <i>A. lammi</i>	23
3.6. Status de ameaça	25
4. Resultados	26
4.1. Distribuição de <i>Automolus lammi</i>	26
4.2. Área de ocorrência e de ocupação	30
4.3. Área de distribuição potencial.....	31
4.4. Área de ocupação potencial	35
4.5. Presença de <i>A. lammi</i> em relação a adequabilidade ambiental.....	36
4.6. Tamanho mínimo dos fragmentos florestais	36
4.7. Status de ameaça.....	37
5. Discussão	38
6. Conclusão	41
Referências Bibliográficas	42

1. INTRODUÇÃO

A acelerada degradação do ambiente provocada pelo uso não sustentável dos recursos naturais exibe dimensões globais. Ao passo que as pressões humanas sobre os sistemas aquáticos e terrestres se aceleram, diversos limiares críticos globais, regionais e locais estão sendo, ou já foram, ultrapassados (PNUMA, 2012). Dentre estes limiares se encontram a maior frequência e gravidade dos episódios climáticos extremos, como enchentes e secas; mudanças de temperaturas; aumento do nível do mar; perdas significativas da biodiversidade e extinção de espécies (PNUMA, 2012). Quando esses limiares forem ultrapassados, é provável que ocorram mudanças abruptas e possivelmente irreversíveis às funções que sustentam a vida do planeta, com implicações adversas significativas para o bem-estar humano (PNUMA, 2012).

O uso da terra tem um impacto imediato sobre a biodiversidade, sendo considerado uma grande ameaça, causando perda e fragmentação de habitat em muitos tipos de ecossistemas diferentes (VITOUSEK, 1997). Além disso, muitas vezes estes processos de perturbação trazem consequências negativas para as espécies e ecossistemas (LAURANCE, 2002). De acordo com Sanderson (2002) 83% da superfície terrestre é diretamente afetada pelo uso humano, sendo 40% de toda a terra ocupada por agricultura (OWEN, 2005).

O uso da terra também inclui os efeitos diretos das estradas e ferrovias em espécies e ecossistemas (SANDERSON, 2002). Nem todas as espécies e ecossistemas são igualmente afetados por estas estruturas lineares, mas no geral, a presença destas estruturas está altamente correlacionada com alterações na composição das espécies (TROMBULAK, 2000). As estruturas lineares são fontes de diversos problemas para os ecossistemas naturais, acelerando a perda de habitat, por meios como, efeito de borda e facilitando a extração de madeira (GOOSEM, 2007). Além disso, aumenta a degradação do habitat por meio de poluição, possibilita a entrada de espécies invasoras e causa morte de organismos por atropelamento (GOOSEM, 2007). Mesmo em locais protegidos de caçadores, madeireiros e sem veículos pesados, as estradas causam efeitos consideráveis, servindo agindo como barreiras para certos grupos de organismos (LAURANCE, 2004).

A Mata Atlântica sofreu historicamente com a agricultura e estradas. Ainda assim, representa a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano e se estendia originalmente ao longo da costa brasileira, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, leste do Paraguai e nordeste da Argentina (GALINDO-LEAL & CAMARA, 2005). Foi o primeiro bioma a ser explorado durante a colonização do Brasil e os sucessivos ciclos econômicos e a contínua expansão da população humana na região durante os últimos cinco séculos comprometeram seriamente a integridade ecológica da Mata Atlântica (GALINDO-LEAL & CAMARA, 2005).

A Mata Atlântica é atualmente um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade (MYERS, 2000). Possui alto nível de endemismo, abrigando mais de 8.000 espécies de plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (MYERS, 2000), porém já perdeu mais de 93% de sua área (SOS Mata Atlântica INPE, 2002). A avifauna deste bioma é composta por 891 espécies, das quais 464 correspondem a espécies politípicas representadas por 608 espécies, somadas as espécies monotípicas atingem um total de 1.035 táxons (LIMA, 2013). Esta avifauna é caracterizada por uma elevada taxa de endemismos, incluindo 27 gêneros, 213 espécies e 162 subespécies endêmicas, que em conjunto somam 351 táxons endêmicos (LIMA, 2013). Destas espécies, 88 estão ameaçadas de extinção (RODA, 2003). No entanto, um panorama atualizado sobre o estado de conservação das aves da Mata Atlântica mostra que um número de espécies muito maior do que se supunha pelas listas nacionais e internacional de espécies ameaçadas corre sério risco de se extinguir ou já se extinguiu na Mata Atlântica (LIMA, 2013).

A Mata Atlântica do Nordeste, desde o Rio Grande do Norte até Bahia, é a área historicamente mais impactada pelo desmatamento, restando apenas 2% da sua área original, a qual está fortemente fragmentada (SILVA & TABARELLI, 2000). Estudos recentes sugerem que pelo menos três espécies de aves, o caburé-de-Pernambuco (*Glaucidium mooreorum*), o vira-folhas-de-Alagoas (*Philydor novaesi*), e o gritador-do-Nordeste (*Cichlocolaptes mazarbarnetti*), já estejam possivelmente extintas, ou possuem números populacionais tão baixos que a sua extinção seja iminente (PEREIRA et al., 2014). Outras 27 espécies de aves ameaçadas de extinção ainda persistem em diferentes fragmentos, sob diferentes graus de ameaça, no interior dos estados do Nordeste (RODA, 2003).

Uma destas espécies é o barranqueiro-do-Nordeste (*Automolus lammi*), registrado apenas em 16 fragmentos florestais de 48 amostrados (PEREIRA et al, 2014), dos quais apenas dois são protegidos por Unidades de Conservação Federal e quatro por Unidade de Conservação Estadual. O *Automolus lammi* era considerado uma subespécie de *Automolus leucophthalmus* que é amplamente distribuído na Mata Atlântica (ZIMMER, 2008), sendo recentemente elevado à categoria de espécie com base em diferenças vocais, biométricas, e de plumagem (ZIMMER, 2008), posteriormente sustentado por estudos moleculares (CLARAMUNT, 2013).

Por ter sido considerada apenas uma subespécie até poucos anos atrás, ainda há poucos estudos sobre *A. lammi*. Sua área de ocorrência e de vida ainda é pouco conhecida, e não há estimativas populacionais confiáveis. Estimativas preliminares sugerem que o número de indivíduos adultos seja inferior a 10.000, porém, mais dados quantitativos são necessários para definir o status de conservação desta espécie (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2014). Apesar disso, e em virtude da fragmentação e perda do seu habitat, *A. lammi* é considerado atualmente pela IUCN como **vulnerável** à extinção de acordo com o critério C2a(i) (tamanho populacional estimado < 10.000 indivíduos, e nenhuma população com > 1.000 indivíduos) (IUCN, 2014). Segundo o ICMBio, a espécie é considerada **em perigo** também pelo critério C2a(i), porém com a justificativa de que o número total de indivíduos maduros desta espécie não ultrapassa 2.500 e cada subpopulação não contém mais de 250 indivíduos maduros (ICMBio, 2014). Além disso, há evidências do declínio continuado da população devido à perda de qualidade de habitat e de área de ocupação (ICMBio, 2014).

A caracterização da extensão geográfica de uma espécie é central para muitas avaliações de conservação, incluindo a “IUCN Red List” (SYFERT, 2014). Uma das métricas utilizadas na classificação do grau de ameaça das espécies é a extensão de ocorrência (EOO), definida como a área contida dentro do menor limite imaginário contínuo que possa ser traçado para englobar todos os pontos conhecidos, inferidos ou projetados da presença de um táxon, excluindo os casos divagantes e ocasionais (SYFERT, 2014). Esta medida pode excluir discontinuidades ou disjunções no interior das áreas globais de distribuição da espécie. A extensão de ocorrência pode muitas vezes ser medida pelo polígono convexo mínimo (o menor polígono no qual não há ângulos internos que

excedam os 180° e que contenha todos os pontos de ocorrência) (IUCN, 2014). Outra medida é a área de ocupação (AOO), que é definida como a área dentro da ‘extensão de ocorrência’ ocupada por um táxon, excluindo registros pontuais resultantes de dispersões irregulares (JIMÉNEZ-ALFARO, 2012). Esta métrica reflete o fato de que um táxon não irá normalmente ocorrer em toda a área da sua extensão de ocorrência, que pode conter habitats inadequados ou desocupados (BOITANI, 2008). Em alguns casos, a área de ocupação é a menor área essencial em qualquer fase para a sobrevivência de populações existentes de um táxon. O tamanho da área de ocupação será uma função da escala em que é medida, e deve ser de dimensões apropriadas aos aspectos biológicos relevantes do táxon, a natureza das ameaças e aos dados disponíveis (IUCN, 2014).

Tanto a EOO como a AOO podem ser estimadas com base em ocorrências conhecidas, inferidas ou projetadas (IUCN, 2014). As ‘ocorrências conhecidas’ são os registros existentes confirmados do táxon, enquanto que as ‘ocorrências inferidas’ se referem às estimativas da sua presença, baseadas em informações sobre características do habitat, capacidade de dispersão, taxas de destruição do habitat e seus efeitos. Finalmente, as ‘ocorrências projetadas’ representam as localidades previstas espacialmente, com base em mapas de habitats ou modelos. Estes modelos de habitats também são conhecidos como modelos de nicho ecológico, modelos de distribuição de espécies, modelos bioclimáticos e modelos de adequabilidade de habitat (RUSHTON, 2004; GUIBAN, 2005; MEROW, 2013). Estes modelos podem fornecer uma base para estimar AOO e EOO (IUCN, 2014).

O uso de imagens de satélite, camadas de variáveis ambientais e modelagens de nicho ecológico (MNE) podem auxiliar nas estratégias de conservação, diferenciando áreas de ocorrência potencial (extensão de ocorrência, EOO) das áreas realmente ocupadas pelas espécies (área de ocupação, AOO), e informando áreas de ocupação potencial (JIMÉNEZ-ALFARO, 2012; BOITANI, 2008). As MNE são amplamente utilizadas em biogeografia, biologia da conservação e ecologia (ELITH & LEATHWICK, 2009), para descrever a distribuição das espécies, descobrir padrões biogeográficos entre espécies, fazer previsões sobre o potencial de distribuição de espécies invasoras e prever efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição das espécies (ELITH et al., 2011), auxiliando na avaliação do estado de conservação de espécies raras ou ameaçadas de extinção (GUIBAN, 2006).

As MNE determinam a relação entre os pontos de ocorrência das espécies e as características ambientais e espaciais desses locais (FRANKLIN, 2009). Ao mesmo tempo, o uso das MNE em conjunto com imagens de satélite pode ser útil para orientar buscas em campo de espécies pouco conhecidas ou com poucos pontos de ocorrência, conseguindo extrapolar a ocorrência da espécie e apresentar áreas possivelmente mais adequadas, produzindo mapas de adequabilidades para a espécie. Assim, as MNE representam uma poderosa ferramenta para a conservação, pois permitem estimar a distribuição geográfica de espécies pouco conhecidas (JIMÉNEZ-ALFARO, 2012).

As modelagens de nicho permitiram obter dados de adequabilidade ambiental ao longo da área de ocorrência da espécie em estudo, juntamente com censos padronizados realizados em 27 fragmentos florestais, permitindo testar, se o tamanho do fragmento e o grau de adequabilidade ambiental são bons preditores da presença de *A. lammi* no Nordeste do Brasil.

2. OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho foi utilizar modelos de nicho ecológico e dados digitais de camadas do uso do solo para avaliar o atual status de conservação de *A. lammi*, uma espécie de ave ameaçada de extinção endêmica da Mata Atlântica Nordestina.

2.1. Objetivos específicos

- 2.1.1. Estimar a área de distribuição conhecida, de ocorrência potencial, e de ocupação de *A. lammi*.
- 2.1.2. Avaliar se o tamanho e a adequabilidade ambiental dos fragmentos dentro da área de ocorrência de *A. lammi* são bons preditores da sua presença.
- 2.1.3. Definir o status de conservação da espécie segundo os critérios da IUCN, os quais levam em conta o tamanho da população e a área de ocupação.
- 2.1.4. Investigar o tamanho mínimo dos fragmentos florestais onde a espécie ocorre.

3. METODOLOGIA

3.1. Espécie alvo

O gênero *Automolus* é composto por entre oito e nove espécies de aves, dependendo da autoridade taxonômica utilizada. O *South American Checklist Committee* (2015) aceita como válidos neste táxon oito espécies, seguindo a revisão taxonômica de Claramunt et al. (2013). Já o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2015) aceita nove espécies, todas as quais ocorrem no Brasil (CBRO, 2015). Embora *A. lammi*, tenha sido recentemente elevado em nível de espécie, ambas autoridades coincidem neste tratamento taxonômico. O gênero *Automolus* (Passeriformes: Furnariidae) é exclusivamente florestal, com presença na Amazônia e na Mata Atlântica, onde ocupa os estratos médio e alto, ocorrendo em grupos mono ou interespecíficos. Espécies deste grupo costumam se congregam em bandos mistos, junto a outras aves insetívoras ou seguindo formigas-de-correição pelo sub-bosque (ZIMMER, 2008). Nidificam em cavidades naturais e em túneis de barrancos, os quais são muito semelhantes ao gênero *Philydor* (Zyskowski e Prum 1999). As espécies do gênero *Automolus* medem entre 17 a 20 cm de comprimento, não possuem dimorfismo sexual e possuem uma plumagem relativamente uniforme, o dorso pode ser marrom claro ou marrom escuro; a garganta varia de branco para amarelo ocre, enquanto que peito e abdômen costumam apresentar tons de marrom claro (VAURIE, 1980). As espécies podem ser identificadas em campo pela sua coloração geral, pela íris, e, principalmente, pela variação vocal. Isto se dá, porque algumas espécies são muito parecidas morfológicamente, e a diferença vocal pode ser útil para confirmar a identificação (ZIMMER, 2008).



Figura 1. *Automolus lammi* em um fragmento florestal no município de Paulista, Pernambuco (Mendes, 2015).

Automolus lammi (Fig. 1) é exclusivamente florestal, ocorrendo na Mata Atlântica do Centro de Endemismo Pernambuco e em Sergipe (PEREIRA et al., 2014). Apresenta ocorrência em várzeas tropicais, florestas perenes de morro e florestas secundárias mais altas (ZIMMER, 2008), e sua distribuição é associada a regiões de baixa altitude (*lowlands*), com registros até 550 m (ZIMMER, 2008). Eles, com frequência, são encontrados com membros de bandos mistos de insetívoros compostos principalmente de arapaçus, outros limpa-folhas, papa-formigas e formigueiros (ZIMMER, 2008). *A. lammi* se move através de emaranhados de cipó, indo de uma folha morta suspensa para outra, procurando por artrópodes ativamente (ZIMMER, 2008).

Em campo, indivíduos de *Automolus lammi* foram identificados pela vocalização, que consiste em cantos (*loudsongs*) e chamados longos (*long calls*) (Fig. 2), semelhantes entre machos e fêmeas, podendo ser uma nota ou uma série de “hics” curtos e espaçados (ZIMMER, 2008). O canto dura de 3 a 4 segundos, sendo frequentemente constituído de três a seis notas estreitamente espaçadas onde cada nota faz um som de “hic-cup”. O

chamado longo é frequentemente constituído de oito a vinte notas, as quais soam como “weck weck weck weck weck weckk weckk weckk weckkk weckkk”. As quantidades de notas emitidas aparentemente são influenciadas pelos níveis de estresse dos indivíduos, sendo mais longos e agudos em indivíduos estressados (ZIMMER, 2008).

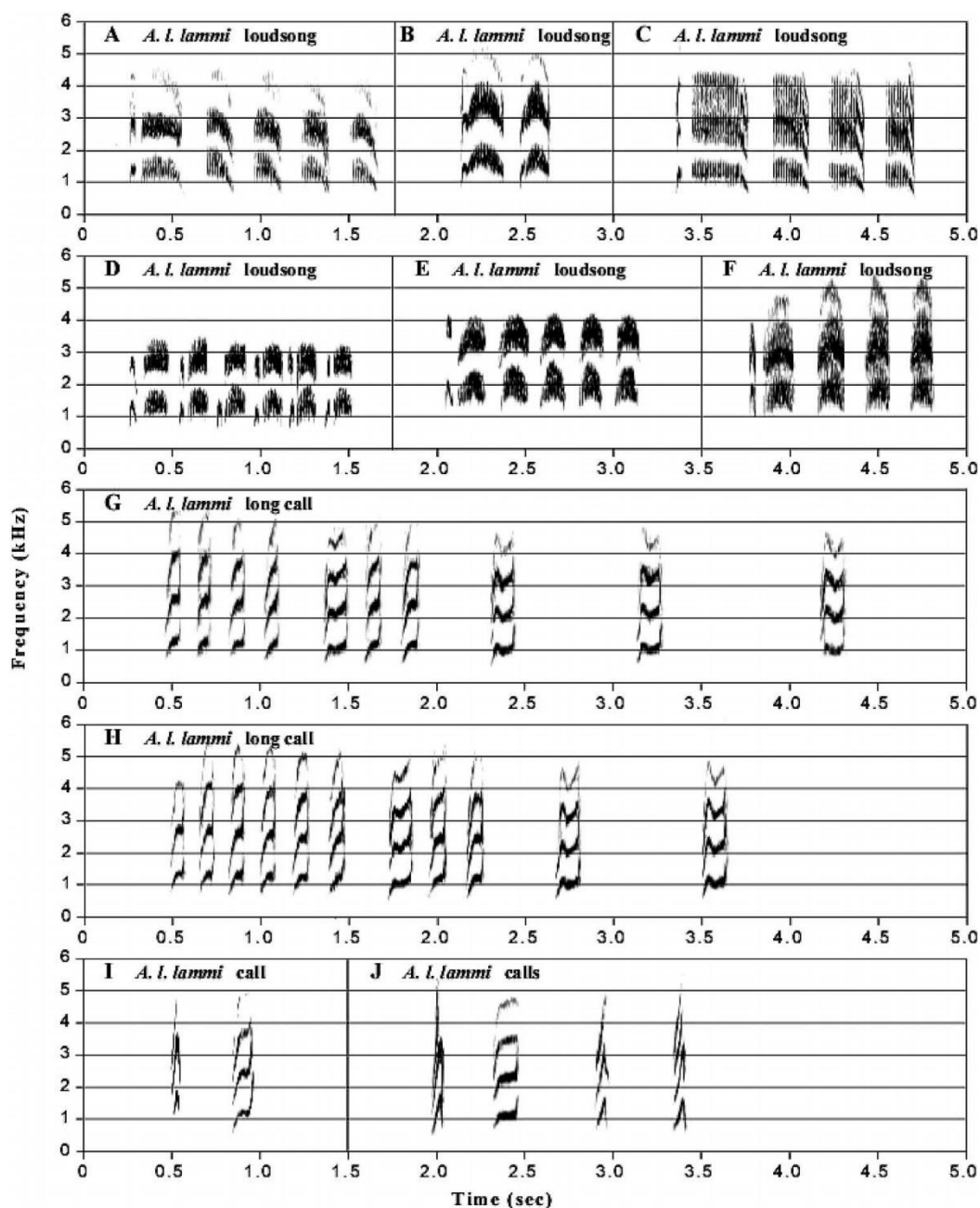


Figura 2. Tipos de vocalização de *Automolus lammi*: (A) Canto (loudsong) de Sergipe, Brasil; (B) Canto curto (short loudsong) de Sergipe, Brasil; (C) Canto de Sergipe, Brasil; (D) Canto de Alagoas, Brasil; (E) Canto de Alagoas, Brasil; (F) Canto de Alagoas, Brasil;

(G) Chamado longo (long call) de Sergipe, Brasil; (H) Chamado longo de Sergipe, Brasil; (I) Chamado de duas notas (two-note call) de Alagoas, Brasil; e (J) Chamados de duas notas e de uma nota (two-note and one-note calls) de Sergipe, Brasil (ZIMMER, 2008).

3.2. Área de estudo

Para delimitar a área da modelagem preditiva, foi utilizado um shape da Mata Atlântica brasileira, disponível online (<http://www.globalforestwatch.org/>). Delimitando a área pelo shape da região Nordeste do Brasil (IBGE), obteve-se, o limite deste bioma dentro do Nordeste (Fig. 3).

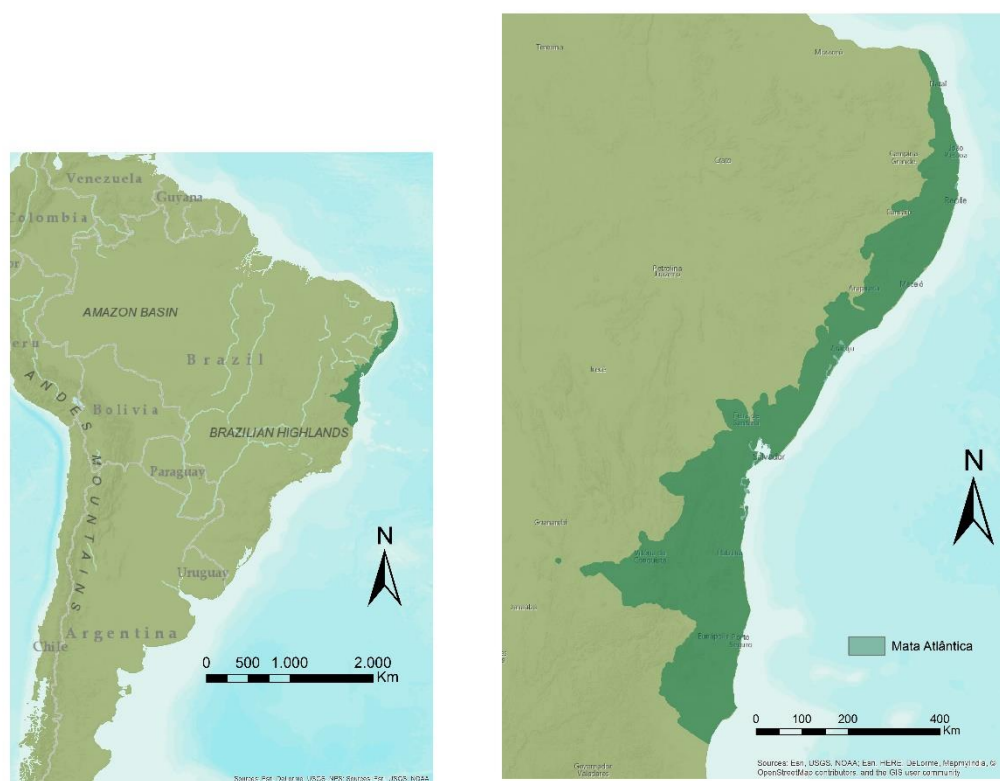


Figura 3. Distribuição da Mata Atlântica do Nordeste (GLOBAL FOREST WATCH, 2015)

3.3. Distribuição geográfica de *A. Lammi*

As duas espécies de *Automolus* que ocorrem na Mata Atlântica, *A. lammi* e *A. leucophthalmus* possuem distribuições parapátricas, com um claro padrão de substituição geográfica. De acordo com a literatura, *A. leucophthalmus* ocupa a Floresta Atlântica desde a Bahia até o Rio Grande do Sul, com populações que ocorrem no interior dos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul, e fora do Brasil, no Paraguai e na Argentina (Fig. 4a) (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2015). A extensão de ocorrência de *Automolus lammi* descrita na literatura inclui todo o litoral do norte da Paraíba até o sul de Sergipe (Fig. 4b) (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2015).

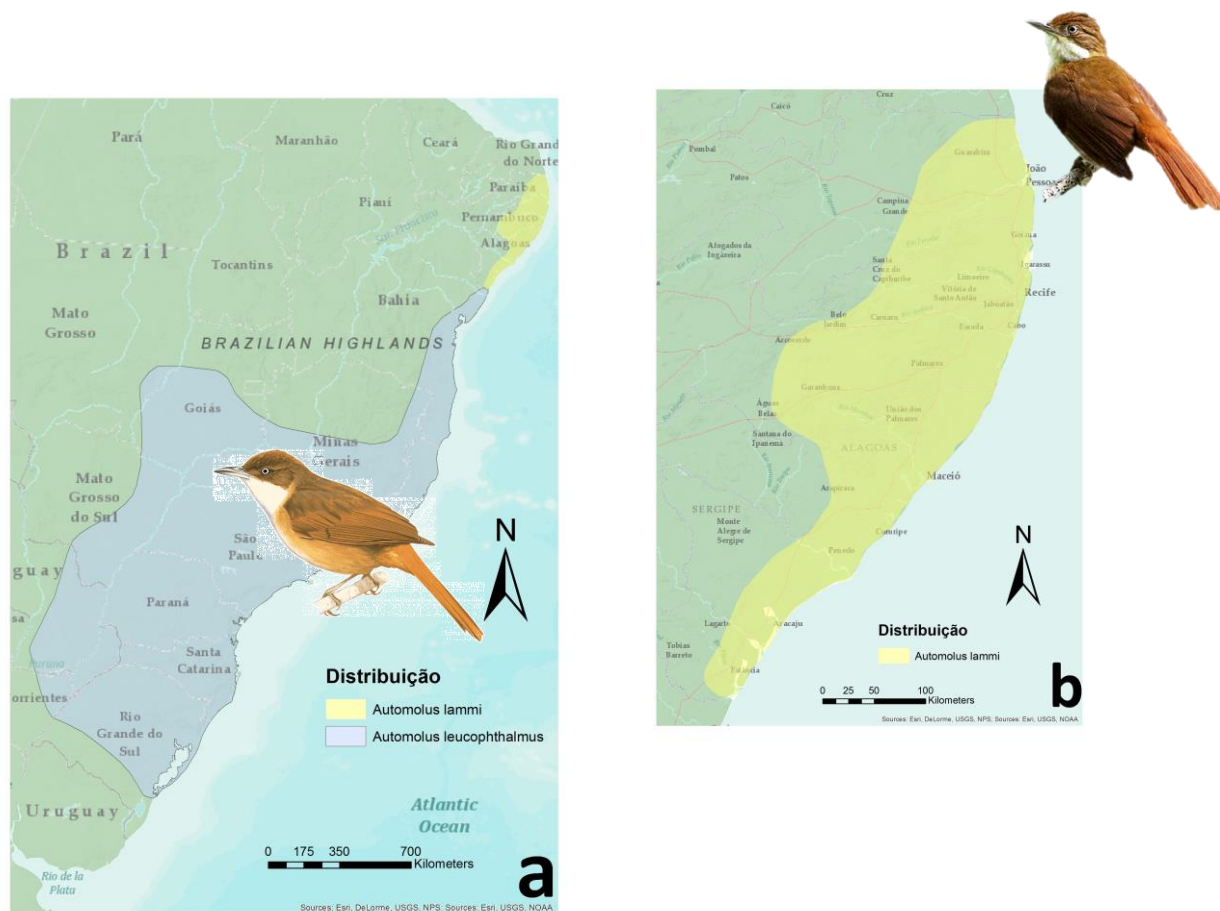


Figura 4a e 4b. Distribuição global de *Automolus lammi* (em amarelo) e *Automolus leucophthalmus* (em azul) (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2015)

3.4. Distribuição potencial

A área de distribuição potencial do *A. lammi* foi inferida por meio de modelos que permitem fazer previsões, analisando as condições ambientais em cada ponto, detectando as áreas com condições ambientais mais adequadas para a espécie.

Para gerar estes modelos foram utilizados i) dados de ocorrência, obtidos em campo e na literatura; ii) variáveis climáticas; e iii) mapa de fragmentos vegetais. Os dados de ocorrência foram obtidos de: i) observações de campo; ii) dados de coleções (através de bancos de dados disponíveis na internet como Gbif e Specieslink); iii) registros documentados (fotografias e gravações disponíveis em bancos de dados online como wikiaves.com.br e xenocanto.org); e iv) dados não publicados, disponibilizados por outros pesquisadores. Todas as localidades mencionadas na literatura e nos bancos de dados foram georreferenciados e plotadas nos mapas.

3.4.1. Modelagem preditiva

Para realizar as modelagens preditivas, foi utilizado o algoritmo de máxima entropia (MaxEnt), aplicando-se os pontos de ocorrência e variáveis ambientais (PHILLIPS et al., 2006). Maxent é um algoritmo apropriado para fazer predições a partir de poucos dados, sendo amplamente aplicado na modelagem de distribuição de espécies apenas com dados de presença (PHILLIPS et al., 2006, ELITH et al., 2006) para um conjunto pequeno de dados (PEARSON et al., 2007).

O MaxEnt é capaz de construir curvas com resposta de alto grau de complexidade e altamente não lineares, utilizando uma variedade de variáveis (MEROW, 2013). O software relaciona essas variáveis com os pontos geo-referenciados, formando um modelo binário que vai de 0 a 1, onde 1 é os locais com uma maior correlação com as variáveis (Alta adequabilidade) e 0 os locais com baixa correlação com as variáveis (Baixa adequabilidade).

Para produzir os modelos foi utilizado o Programa MaxEnt (versão 3.3.3k; <https://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>), foram utilizados os parâmetros padrões (default); 30% dos pontos de ocorrência foram usados como amostras teste e 70% como amostra de treinamento do algoritmo. Para melhor avaliar o modelo, foram feitas 10 réplicas usando o método de partição bootstrap. Também foi utilizado o teste Jackknife para estimar a significância das variáveis ambientais individualmente na análise da distribuição da espécie. Foi utilizado um limiar de corte mínimo (0,1215), diminuindo a sensibilidade do modelo, mostrando áreas com maior probabilidade de presença para a espécie, retirando assim as áreas menos adequadas. Esse limiar mínimo inclui na distribuição todos os pontos de ocorrência conhecidos da espécie, evitando omissão na distribuição, mas podendo aumentar a sobreprevisão do modelo. O limiar de corte pode ser considerado a delimitação da área predita, aumentando ou diminuindo a sensibilidade do modelo.

3.4.2. Variáveis climáticas

Modelagens preditivas utilizam associações entre as variáveis ambientais e a distribuição de espécies conhecidas, para definir condições abióticas no âmbito do qual as populações podem ser mantidas (PEARSON, 2005). As variáveis ambientais foram extraídas da base de dados WorldClim (<http://www.worldclim.org/>). Elas apresentam um conjunto de camadas climáticas globais geradas por meio de interpolação de dados climáticos. As camadas ambientais utilizadas estão relacionadas com a temperatura, a precipitação e a topografia. Ao todo foram utilizadas 19 variáveis bioclimáticas e uma variável de altitude, com resolução de 1 km² (HIJMANS et al., 2005), dessas 20 variáveis foram selecionadas apenas oito.

As variáveis altamente correlacionadas foram removidas *a priori* pelo método de correlação de Pearson, tendo sido selecionadas para a modelagem a isothermalidade, altitude, temperatura máxima do mês mais quente, temperatura mínima de mês mais frio, faixa de temperatura anual, precipitação do mês mais seco, precipitação sazonal e

precipitação do trimestre mais chuvoso (Tab.1). Para a análise e produção dos mapas empregou-se o software de análise espacial Arcgis 10.1.

TABELA. 1. estimativa das contribuições relativas das variáveis ambientais para o modelo preditivo de distribuição realizado utilizando o Programa Maxent (MAXENT, 2015).

Variável	Abreviatura	Contribuição
Precipitação do trimestre mais chuvoso	Bio16	78.7
Precipitação sazonal	Bio15	6.9
Temperatura máxima do mês mais quente	Bio5	5.1
Precipitação do mês mais seco	Bio14	3.3
Isotermalidade	Bio3	2.6
Faixa de temperatura anual	Bio7	2.4
Altitude	Alt1	1
Temperatura mínima do mês mais frio	Bio6	0

3.4.3. Adequabilidade ambiental

Todos os fragmentos florestais presentes na área de ocorrência foram classificados de acordo com a adequabilidade ambiental estimada pelas MNE e pela área do fragmento. A delimitação de cada fragmento florestal foi obtida através do mapeamento do SOS Mata Atlântica (<https://www.sosma.org.br/>) para o ano de 2012.

Os fragmentos foram divididos em:

- i) Três classes de adequabilidade: baixa, média e alta. Cada classe representando 1/3 do valor de adequabilidade máxima do modelo preditivo;
- ii) Nove classes de tamanho: < 50 ha (hectares); 50 ha a 100 ha; 101 ha a 150 ha; 151 ha a 300 ha; 301 ha a 500 ha; 501 ha a 800 ha; 801 ha a 1000 ha; 1001 ha a 1500 ha; > 1500 ha.

No total foram definidas 27 classes, incluindo as classes de tamanho e adequabilidade (Tab. 4).

3.4.4. Fragmentação florestal

A área estudada compreende um total de 9.122 fragmentos florestais. Variam de três a treze mil hectares de tamanho, dos quais 90% são menores que 100 hectares. Esta grande fragmentação na região é causada principalmente pela malha viária, o que aumenta a pressão antrópica devido à facilitação ao acesso aos fragmentos florestais.

3.4.5. Área de ocupação

Como a área de extensão de ocorrência pode conter habitats inadequados ou desocupados, é necessário definir a área de ocupação, que é a área dentro da extensão de ocorrência que possui as características necessárias para a presença da espécie. Para produzir esta área, foram retiradas todas as áreas inadequadas, tais como, áreas desflorestadas, áreas pequenas para suportar a espécie e áreas de baixa adequabilidade. Esta área de ocupação é uma estimativa da área de ocupação real do táxon.

3.5. Tamanho e adequabilidade ambiental dos fragmentos e presença de *A. lammi*

Para avaliar a relação entre a presença de *A. lammi* e as classes de tamanho e de adequabilidade ambiental, foram realizadas visitas de campo em diversos fragmentos. Estes fragmentos foram escolhidos de forma aleatória amostrando fragmentos em cada classe de tamanho e de adequabilidade ambiental. Para esta aleatorização utilizou-se a ferramenta **r.sample** do software Geospatial Modelling Environment 0.7.2 (BEYER, 2012).

Ao todo, foram visitados 27 fragmentos, que variaram de três a oito mil hectares (Tabela 2). Nos fragmentos, foram percorridos transectos de 500 m. A quantidade de transectos variou de acordo com o tamanho dos transectos e disponibilidade de trilhas (Tabela 2). Os transectos, amostrados entre as 5:30-10 hs (período de maior atividade de

aves diurnas), foram percorridos ao longo de trilhas pré-existentes, onde as aves eram registradas. Cada registro de *A. lammi* foi georreferenciado com o auxílio de um GPS Garmim 60CSx.

Para verificar a presença de indivíduos não detectados, os transectos onde a presença de *A. lammi* não foi registrada foram reamostrados empregando a técnica de playback. Experimentos de playback foram realizados durante 5 minutos a cada 250 metros no caminho de volta. Houve uma estimativa de distância sempre que o táxon foi detectado, porém por falta de dados essa variável não foi utilizada.

Tabela 2. Lista dos 27 fragmentos visitados entre Abril e Setembro 2015, incluindo o nome da localidade, identificação do fragmento pela tabela do shape da SOS Mata Atlântica, coordenadas geográficas, presença da espécie, e tamanho do fragmento em hectares.

Data	Localidade	ID Frag.	Coordenadas (Lat, Long)	<i>Automolus lammi</i>	Tamanho do frag.(ha)
09.04.15	Dois Irmãos (PE)	7922	-8.006895, -34.946624	Não	370,23
10.04.15	Aldeia (PE)	7210	-7.926933, -35.028332	Sim	4455,02
19.04.15	Jaqueira (PE)	8369	-8.719114, -35.841337	Não	1397,62
24.04.15	RPPN Gargaú (PB)	3971	-6.992574, -34.960375	Sim	939,01
28.04.15	Jaguarana (PE)	7452	-8.176217, -34.958918	Não	56,35
09.05.15	Esec Caetés (PE)	7460	-7.924780, -34.936477	Sim	2418,31
10.05.15	Gravatá (PE)	7613	-8.268124, -35.553839	Não	593,88
14.05.15	Santa Rita (PB)	3933	-7.010050, -35.068370	Sim	2681,12
15.05.15	Itamaracá (PE)	6089	-7.735402, -34.850156	Não	1062,75
16.05.15	Goiana (PE)	6661	-7.579029, -34.840717	Não	112,54
17.05.15	Caaporã (PB)	4220	-7.464012, -34.972235	Não	34,5
18.05.15	Itaquitinga (PE)	6846	-7.705449, -34.988558	Não	424,44
21.05.15	Upatininga (PE)	6709	-7.653634, -35.181483	Não	111,96
23.05.15	São Sebastião do Passé (BA)	3137	-12.510871, -38.461770	Não	356,35
24.05.15	Arembepe (BA)	3388	-12.731753, -38.182806	Não	87,91
29.05.15	Campo Alegre (AL)	1734	-9.800199, -36.303005	Não	11,44
30.05.15	Maceio (AL)	1304	-9.522168, -35.739466	Não	913,86
05.06.15	Bonito (PE)	7626	-8.477059, -35.717507	Não	224,23
07.06.15	Bonito (PE)	7692	-8.578657, -35.767491	Não	3,79
27.06.15	Ibateguara (AL)	2370	-8.989988, -35.886653	Não	97
		2420			
09.08.15	São Jose da Lage (AL)		-8.950717, -36.022820	Sim	112,79
		2421			
10.08.15	São Jose da Lage (AL)		-8.940095, -36.019449	Sim	1117,62

19.09.15	Rebio Saltinho (PE)	8271	-8.735724, -35.165798	Sim	570,62
20.09.15	Rio Formoso (PE)	7241	-8.635393, -35.194001	Não	155,81
21.09.15	Igarassu (PE)	6475	-7.834994, -35.004165	Não	287,52
26.09.15	Santo Amaro das Brotas	5397	-10.760700, -36.987819	Não	532,93
27.09.15	Santa Luzia do Itanhy	4766	-11.361685, -37.417487	Não	974,87

3.6. Status de ameaça

Para classificar o status de ameaça do *A. lammi* foi utilizada a extensão de ocorrência produzidas pela modelagem preditiva, para finalmente, retirando-se as áreas inadequadas para a espécie, obter-se a área de ocupação potencial (BOITANI, 2008). Foram aplicados os critérios de avaliação da IUCN, incluindo as premissas de que os dados utilizados são de boa qualidade, a resolução usada é adequada, e são respeitados os limites ambientais para a espécie (IUCN, 2014).

4. RESULTADOS

4.1. Distribuição de *Automolus lammi*

A distribuição global de *Automolus lammi* é determinada por 23 localidades, distribuídas desde o norte da Bahia até a Paraíba (Fig. 5). Sete destas localidades se encontram documentadas por espécimes, gravações, ou fotografias, enquanto que quinze localidades não possuem registros documentados (Tabela 3). Duas Localidades foram excluídas por possuírem possíveis erros de georeferenciamento.

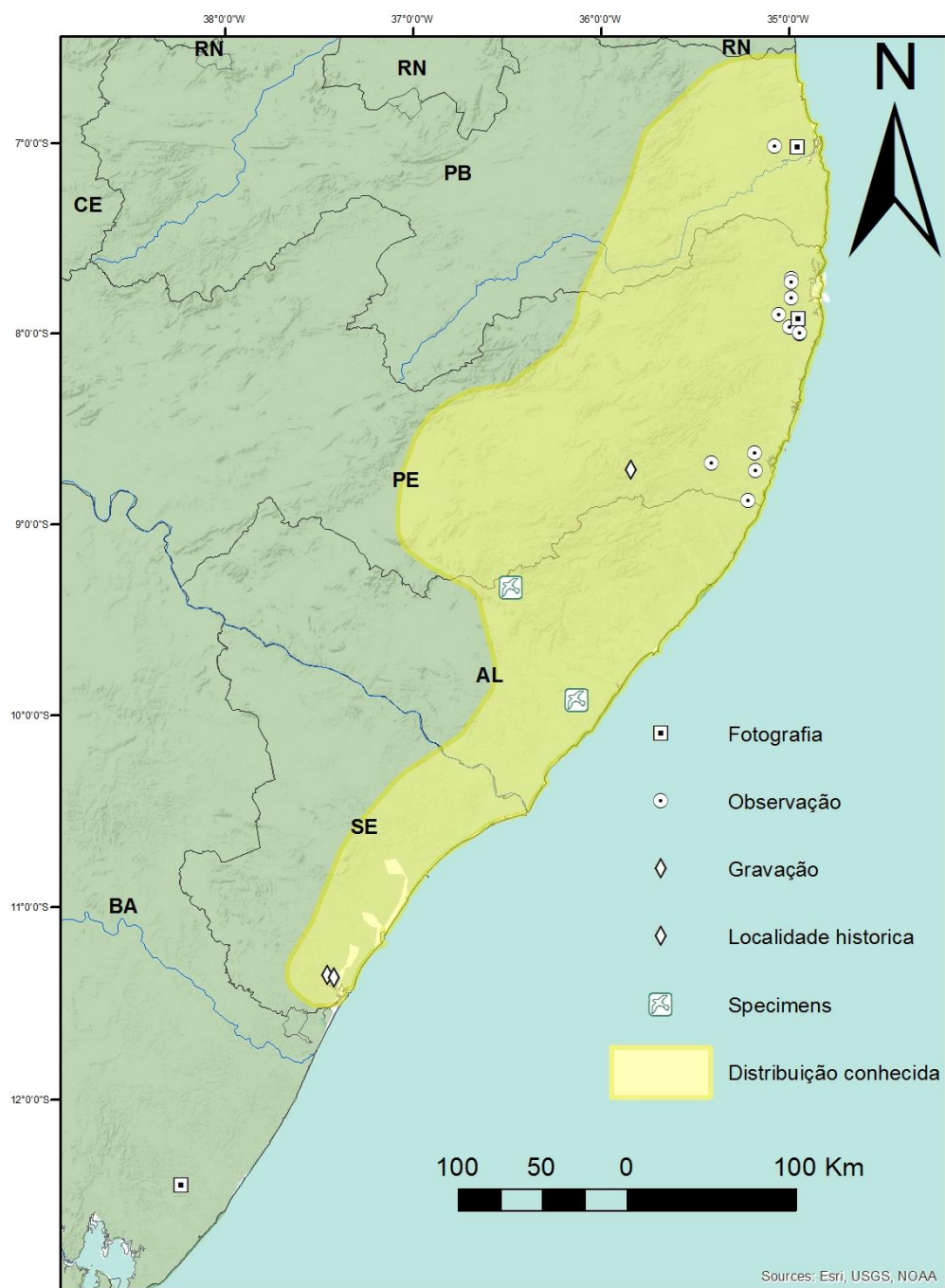


Figura 5. Mapa com as 23 localidades conhecidas de *Automolus lammi*, em verde a distribuição de *Automolus lammi* segundo a IUCN (2015)

Tabela 3. Todos os locais que já houveram ocorrência de *Automolus lammi*, incluindo tipo de registro e de documentação.

Localidade	Estado	Tamanho (ha)	Lat.	Long.	Registro	Docum.	Referência
Engenho Coimbra, Ibateguara	AL	3217	-9,003889	-35,845556	Observação	capturado em rede	Pereira (in litt)
ESEC Murici, Murici	AL	2667	-9,205556	-35,870556	Observação	Gravação da voz	Pereira (in litt)
Mata do Espinho, São José da Laje	AL	112	-8,950556	-36,019444	Observação	Sem doc.	Pereira (in litt)
Mata do Mal Assombro, São José da Laje	AL	337	-8,973611	-36,095278	Observação	Sem doc.	Pereira (in litt)
Usina Sinimbu, Jequiá da Praia	AL		-9,92	-36,13	Espécime	GBIF 657083474	DENTE, E (1957)
Engenho Riachão, Quebrangulo	AL		-9,33	-36,48	Espécime	GBIF 657083476	DENTE, E (1957)
RPPN Engenho Gargaú, Santa Rita	PB	939	-7,020833	-34,958889	Fotografia	WA#382246; WA#403857	Pereira et al (2014)
Santa Rita	PB	2681	-7,015	-35,0875	Auditivo	Sem doc.	Este estudo
Abreu e Lima	PE	2418	-7,912966	-34,946626	Fotografia	WA#1857350	Este estudo
Parque Estadual Dois Irmãos, Recife	PE	370	-8,000833	-34,945278	Observação	Sem doc.	Pereira (in litt)
ESEC Caetés, Paulista	PE	2418	-7,9275	-34,931111	Auditivo	Audição da voz	Pereira et al (2014)
Mata de Zambana, Igarassu	PE	287	-7,713056	-34,990556	Observação	Gravação da voz	Pereira (in litt)
Mata da Palmeira, Igarassu	PE	424	-7,731111	-34,991667	Observação	Sem doc.	Pereira (in litt)
Mata de Piedade, Igarassu	PE	822	-7,809095	-34,978805	Observação	Sem doc.	Pereira (in litt)
REBIO Saltinho, Tamandaré	PE	570	-8,721111	-35,179444	Observação	Gravação da voz	Pereira (in litt)
RPPN Pedra D'Anta, Lagoa do Ouro	PE	1397	-8,716944	-35,843611	Observação	Gravação da voz	Pereira (in litt)
Mata de Xanguá, Rio Formoso		155	-8,629444	-35,186667	Observação	Gravação da voz	Pereira (in litt)

Mata do Benedito, Gravatá	PE	1397	-7,904444	-35,056389	Observação	Gravação da voz	Pereira et al (2014)
Mata de Aldeia, Camaragibe	PE	4949	-8,878056	-35,218889	Observação	Gravação da voz	Pereira et al (2014)
Mata do Cristóvão, São José da Coroa Grande	PE	506	-8,877177	-35,218068	Observação	Sem doc.	Pereira (in litt)
Mata do Dêra, Rio Formoso	PE	282	-8,570556	-35,17	Observação	Gravação da voz	Pereira (in litt)
Mata da Ferrugem, A Água preta	PE	125	-8,676587	-35,418903	Observação	Gravação da voz	Pereira (in litt)
Mata do Crasto, Santa Luzia do Itanhy	SE	904	-11,368889	-37,42	Foto.e grav.	WA#90429; XC#80772	Pereira et al (2014)
Itaporanga d'Ajuda	SE	169	10,97	37,3	Gravação	WA#1552114	Santos (2014)
Mata de São João	BA	1285	12,446	38,233	Foto.e grav	WA#1456660-78;	Albano (2014)

4.2. Área de ocorrência e de ocupação

A Área de ocorrência de *A. lammi* pode ser representada por um polígono com 30.998 km² (Fig. 6). Entretanto, este polígono inclui áreas ambientalmente inadequadas, como áreas completamente desmatadas ou descaracterizadas.

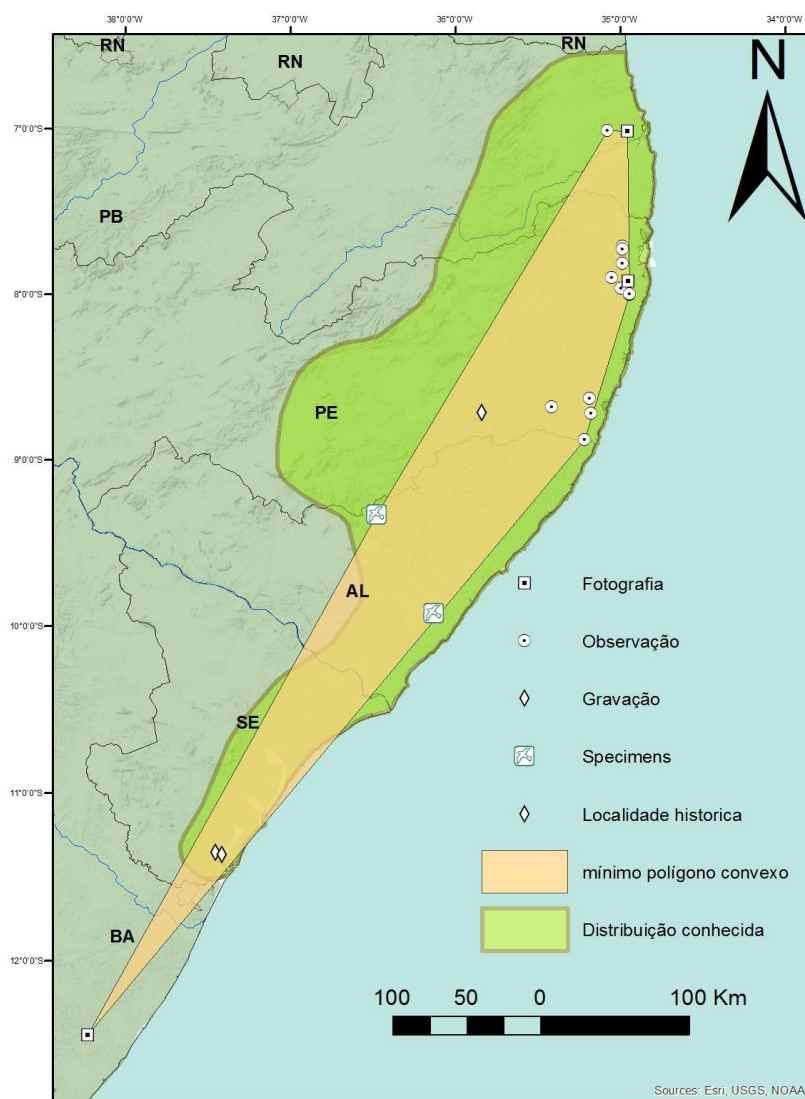


Figura 6. Distribuição geográfica de *A. lammi*, baseada nos pontos de ocorrência conhecidos (Tabela 3) e a aplicação do método do Polígono Mínimo Convexo (em amarelo). Em verde, a distribuição de *A. lammi* segundo a IUCN (2014).

4.3. Área de distribuição potencial

O valor do limiar de corte mínimo foi de 0,1215, sendo a menor adequabilidade predita pelo modelo. Podem-se observar áreas de baixa ($> 0,43$), média (0,43 - 0,65) e alta (0,65 - 0,93) adequabilidade ambiental (Fig. 7 e 8). O modelo foi significativo ($p < 0,01$), com um AUC de 0,922, e uma taxa de omissão do limiar mínimo de 4%. A área delimitada por esse limite de corte se estendeu da Bahia até o Rio Grande do Norte, abrangendo 41.617 km² e caracterizando a área de distribuição potencial para a espécie (Fig. 9).

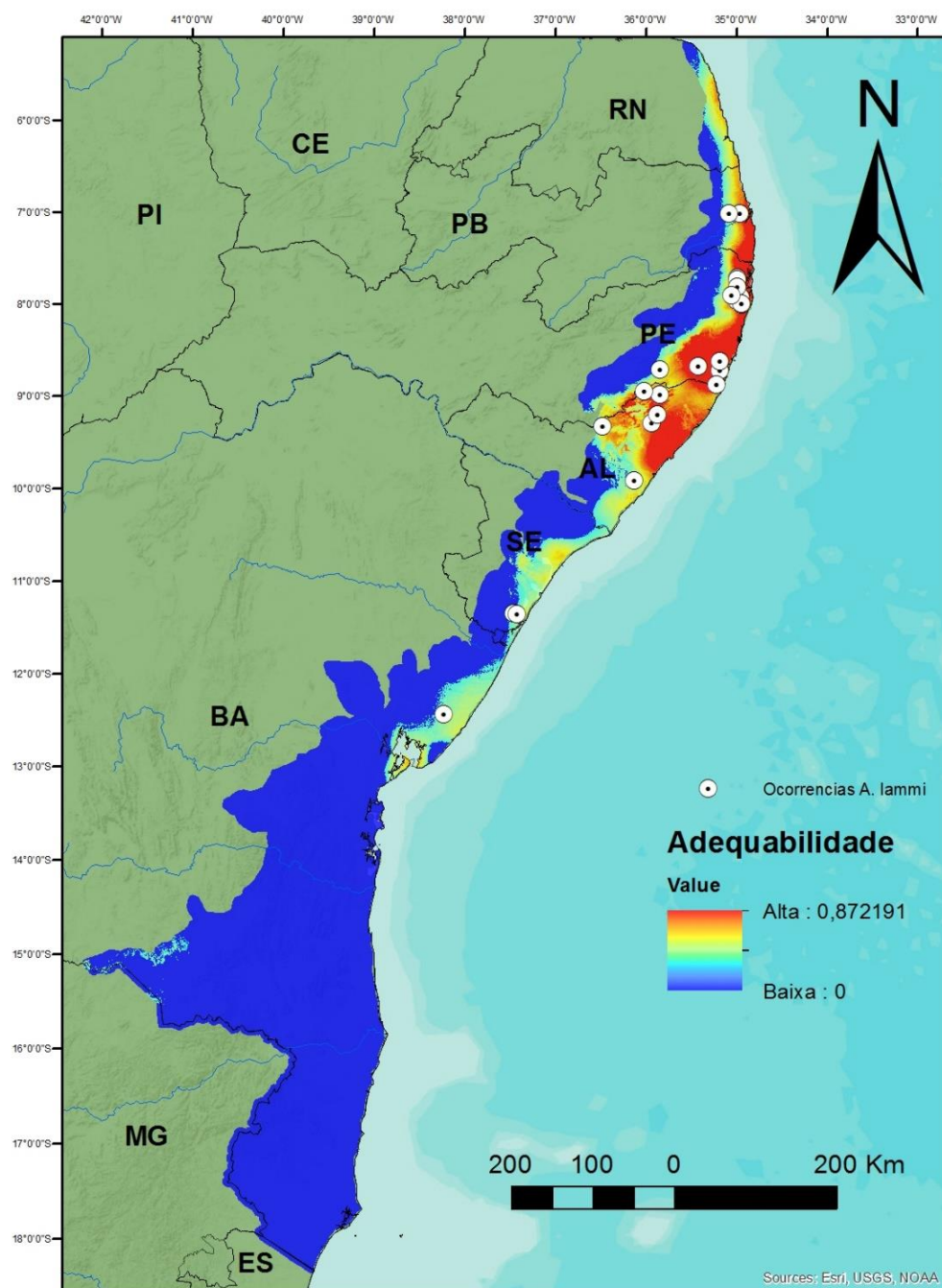


Figura 7. Área de adequabilidade ambiental de *Automolus lammi* dentro da área da Mata Atlântica, resultante da modelagem preditiva.

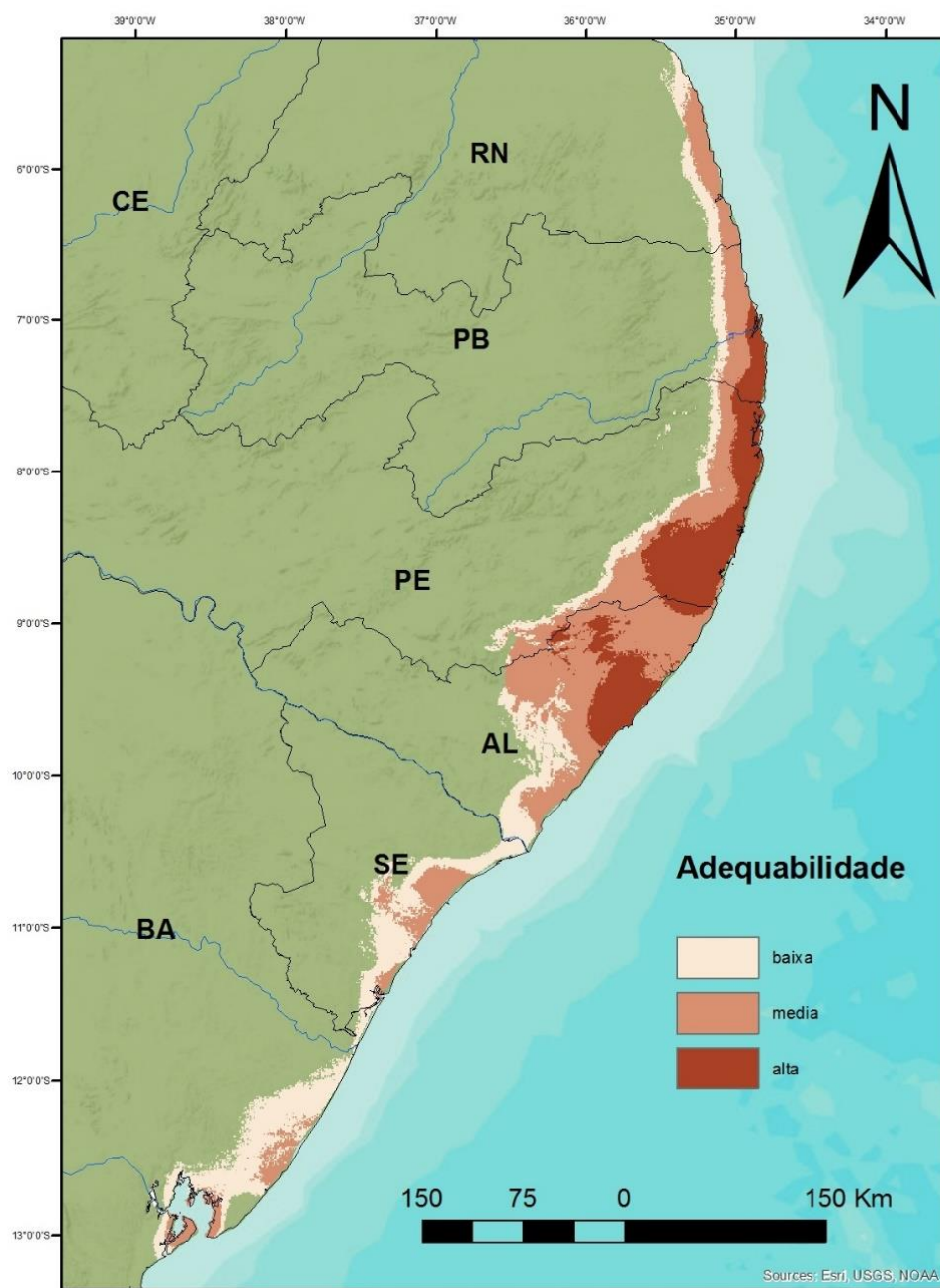


Figura 8. Área de adequabilidade ambiental, com três classificações de adequabilidade, retirando todas as áreas inadequadas para o *Automolus lammi*

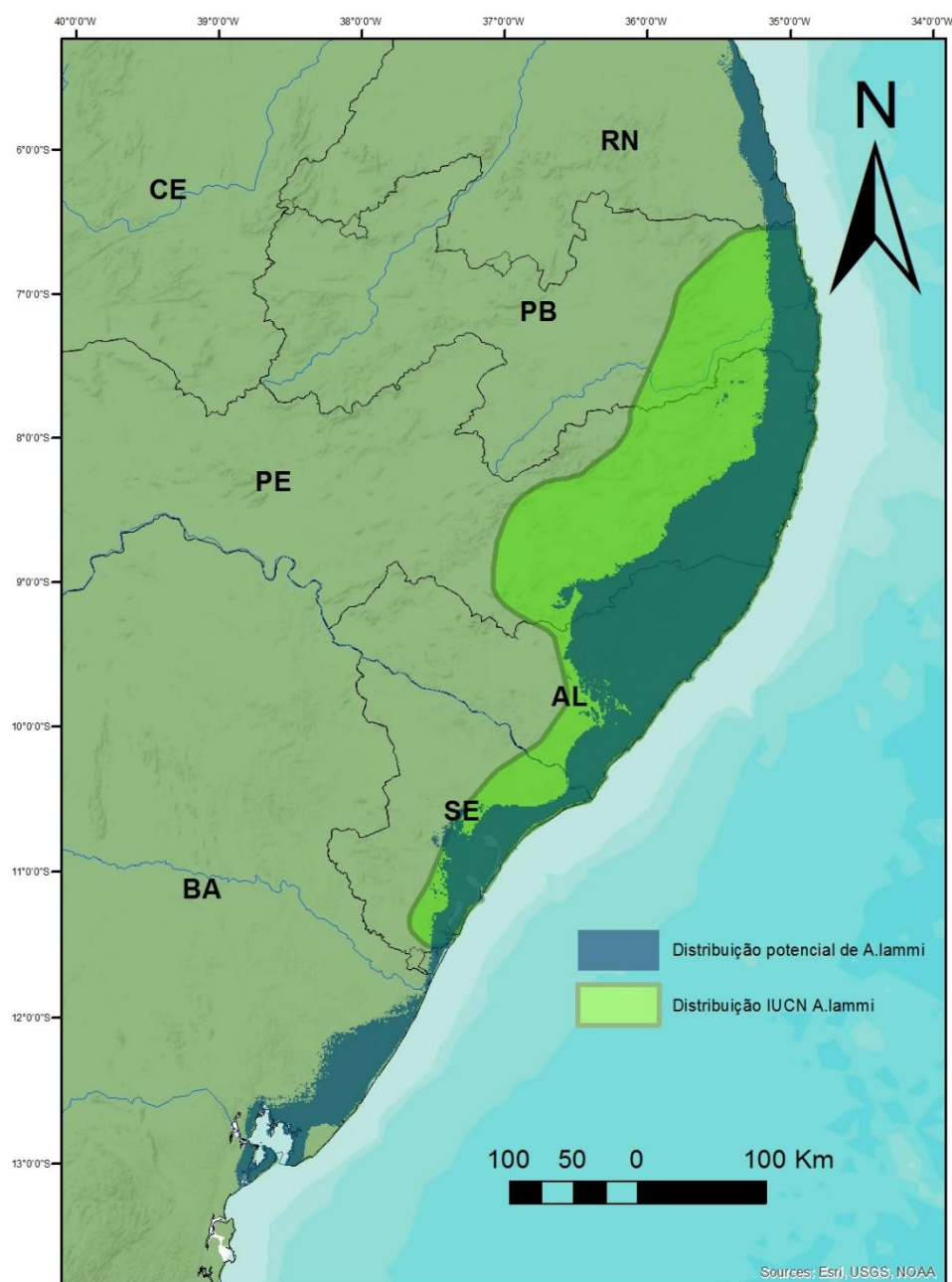


Figura 9. Distribuição potencial de *Automolus lammi*, baseado nos modelos preditivos de distribuição.

4.4. Área de ocupação potencial

Automolus lammi é uma espécie exclusivamente florestal, por isso, da área de adequabilidade definida pelo modelo foram extraídas todas as áreas não florestais, restando apenas uma área de ocupação potencial de 4.388 km² (Fig. 10), que é a possível área onde a espécie ocorre. Porém, outros fatores como tamanho e qualidade de habitat são responsáveis também pela presença ou ausência do *A. lammi*.

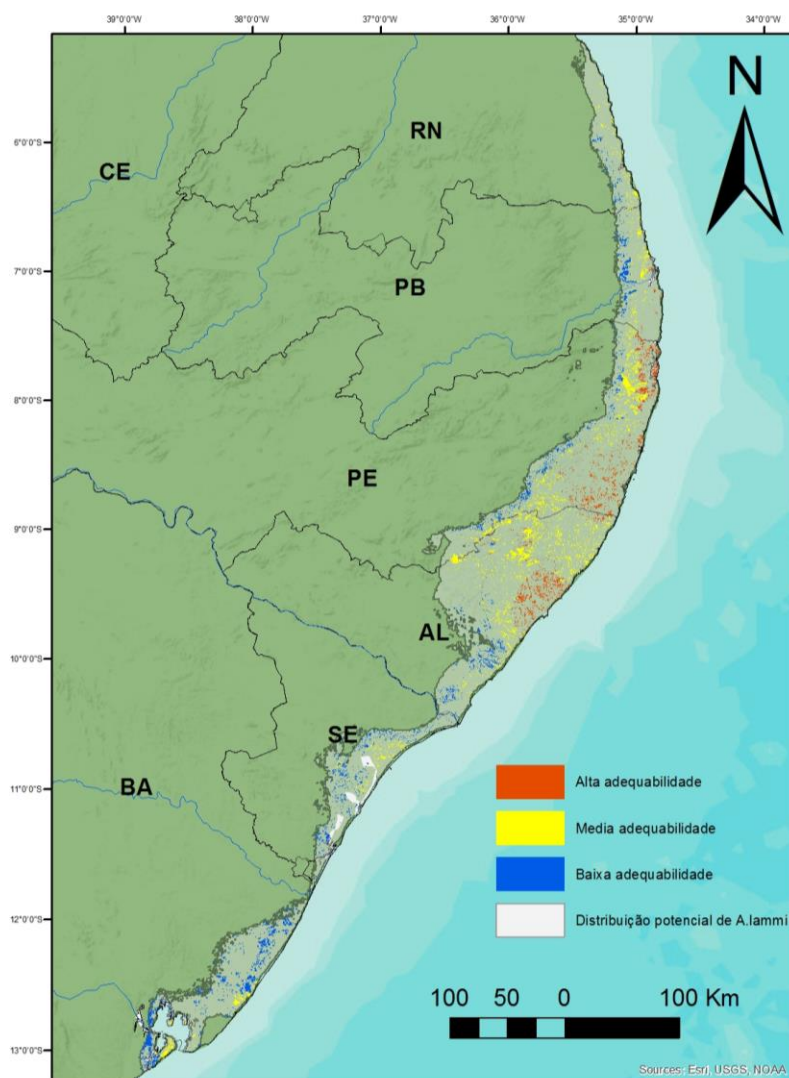


Figura 10. Área de ocupação potencial do *Automolus lammi*, baseado na modelagem preditiva do MaxEnt, com o corte baseado no shape de uso da terra do SOS Mata Atlântica.

4.5. Presença de *A. lammi* em relação a adequabilidade ambiental

Com os trabalhos de campo pode-se notar uma preferência da espécie por fragmentos grandes (>500 ha). Dos sete fragmentos em que o *A. lammi* foi detectado, cinco possuem pelo menos 800 ha. O táxon foi detectado em apenas um fragmento de baixa adequabilidade (0.28 na escala de saída de 0 a 1). A maior proporção dos encontros foi nos fragmentos de adequabilidade média (Tabela 4).

Tabela 4. Presença de *Automolus lammi* em 27 localidades escolhidas aleatoriamente, ao longo de um gradiente de tamanho e de adequabilidade ambiental (baixa, média e alta) de acordo com os modelos do Maxent. Zeros (0) representam ausências e uns (1) presenças.

Tamanho do fragmento (ha)		Adequabilidade		
		Baixa (0.19 - 0.29)	Média (0.29 - 0.58)	Alta (0.58 - 1)
Pequeno	1 - 50	(0)	(0)	(0)
	50 - 100	(0)	(0)	(0)
	100 - 150	(0)	(1)	(0)
Médio	150 - 300	(0)	(0)	(0)
	300 - 500	(0)	(0)	(0)
	500 - 800	(0)	(0)	(1)
Grande	800 - 1000	(0)	(1)	(0)
	1000 - 1500	(0)	(1)	(0)
	1500+	(1)	(1)	(1)

4.6. Tamanho mínimo dos fragmentos florestais

Automolus lammi se mostrou bem distribuído no Centro de Endemismo Pernambuco, com registros em 13 fragmentos de Pernambuco, três na Paraíba e seis em Alagoas. Também há registros em dois fragmentos de Sergipe e um na Bahia, o que exclui a espécie como endêmica do centro de endemismo pernambuco.

O menor fragmento onde houve registro desta espécie foi em Alagoas, possuindo 112 ha (Tabela 3). Dos 9.122 fragmentos presentes na área de distribuição potencial, 840 são maiores que 100 ha, ou seja, 9% dos fragmentos possivelmente tem o tamanho mínimo para este táxon. Entretanto, se áreas de baixa adequabilidade ambiental forem excluídas, restam apenas 467 fragmentos com uma área de ocupação de 1.438 km². Desta forma a área de ocupação é menor do que a contabilizada utilizando apenas o limite de ocorrência potencial da espécie.

4.7. Status de ameaça

Utilizados as áreas de extensão de ocorrência (EOO) e de ocupação (AOO), inferidas pela modelagem, *A. lammi* tem uma área de ocorrência de 30.998 km² e uma área de ocupação de 4.388 km². Estes valores são relativamente altos segundo os critérios da IUCN, e não enquadram a espécie em nenhum status de ameaça (IUCN, 2014). Entretanto, levando em consideração que *A. lammi* ocorre apenas em áreas de média e alta adequabilidade ambiental, e em fragmentos maiores do que 100 ha, a área de ocupação real seria de apenas 1.438 km², classificando esta espécie como vulnerável pelo critério B2ab(ii), de acordo com as diretrizes da IUCN (2014).

5. DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho indicam que para avaliar o status de ameaça de *A. lammi* com base na extensão de ocorrência e área de ocupação é importante considerar, além da adequabilidade bioclimática, o tamanho mínimo do fragmento para a ocorrência da espécie.

De acordo com os resultados obtidos, a área ocupação de *A. lammi* sofreu uma grande redução histórica pelo desmatamento da Mata Atlântica, passando de prováveis 41.617 km² para apenas 4.388 km². Se considerar que grande parte dessas áreas representam fragmentos pequenos, os quais possivelmente não possuam um tamanho adequado para a manutenção de populações viáveis nestes locais, resta desta área apenas 1.438 km². As modelagens representam ótimas ferramentas para guiar as observações de campo.

Este estudo representa, um dos primeiros do tipo com uma espécie de ave da Mata Atlântica do Nordeste, se destaca pela enorme diferença entre as estimativas oferecidas pelas áreas de extensão, áreas de ocupação, e áreas de ocupação real, que é de fato a área que a espécie pode utilizar para viver e estabelecer populações viáveis. Esses valores são conservadores, pois a presença de um (ou poucos) indivíduos em fragmentos pequenos provavelmente não representam a existência de populações estáveis e saudáveis.

De acordo com a teoria de metapopulações, fragmentos de um habitat devem satisfazer uma determinada condição necessária em termos de número, tamanho e configuração espacial dos fragmentos, para permitir a persistência em longo prazo das espécies focais (HANSKI, 2002). Quando estes fragmentos deixam de satisfazer esta condição podem ocorrer extinções “atrasadas”, também chamadas de dívidas de extinção (“extinction debt”), que é uma proporção da população esperada, para eventualmente, se tornar extinta após uma mudança de habitat (KUUSSAARI, 2009). Esta dívida já começou a ser paga em paisagens fragmentadas na região da Mata Atlântica (METZGER, 2009), especialmente na região do nordeste do Brasil, onde o empobrecimento das assembleias de árvores (LOPES, 2009) e de espécies de aves é evidente (LEES et al 2015).

As modelagens preditivas, juntamente com a identificação das áreas de adequabilidade para a espécie foram importantes nas estimativas da área de ocupação, sendo uma forma de identificar áreas onde a espécie pode ser realmente encontrada (BOITANI, 2008). Entretanto, para avaliar estes modelos de adequabilidade é importante obter métricas mais eficientes do que a simples presença ou ausência de um táxon. Dados de densidade são fundamentais e poderão trazer mais informações sobre a situação real de *Automolus lammi*. Embora não tenhamos conseguido estimar a densidade da espécie nos fragmentos visitados para validar a adequabilidade como um *proxy* para a abundância da espécie, a adequabilidade parece ser um fator importante para identificar as áreas de ocorrência do *A. lammi*, servindo de guia na busca de espécies mais raras ou com poucos dados.

Áreas mais degradadas carecem de registros modernos, sugerindo que a qualidade do habitat pode estar fortemente associada à ocorrência de *A. lammi*. Grandes áreas são importantes para esta espécie, pois 12 dos 26 fragmentos onde a espécie foi detectada eram maiores que 800 ha (considerados relativamente grandes na Mata Atlântica do Nordeste). Ao que parece, esta espécie não tolera fragmentos pequenos (<100 ha), onde não há registros atuais. A espécie amazônica *A. infuscatus* também parece precisar de áreas maiores e de habitats de boa qualidade; corte seletivo de madeira pode reduzir suas populações (HENRIQUES et al., 2008). Tanto *A. infuscatus* como *A. rubiginosus* parecem também sofrer impactos significativos dos efeitos de borda, como a construção de estradas (LAURANCE et al., 2004).

O táxon estudado parece ser exigente em relação à qualidade ambiental dos fragmentos, já que fragmentos maiores tendem a apresentar uma qualidade melhor de habitat (UEZU, 2005). Áreas maiores sofrem menores influências do efeito de borda, por terem menor incidência de ventos, menor luminosidade, ausência de fogo, e outras interferências antrópicas (REDDING, 2003). Todos os encontros nos seis fragmentos onde a espécie foi detectada estavam a pelo menos 400 m da borda do fragmento, sugerindo que esta espécie evita as margens das florestas. O entendimento do uso do habitat nos fragmentos é um passo importante para melhorar as modelagens, e os futuros cálculos de área de ocupação potencial, trazendo uma estimativa mais adequada.

Outro fator de risco importante para aves no Nordeste é o tráfico ilegal de fauna, onde várias espécies, principalmente das famílias *Emberezidae* e *Thraupidae*, sofrem grande pressão. Este problema parece não atingir *Automolus lammi*, pois as aves da família *Furnariidae* representam menos de 5% do que é detectado no comércio ilegal da região, entretanto o que é detectado é apenas uma subamostragem do total retirado da natureza (REGUEIRA & BERNARD, 2012). Certamente o corte de madeira (legal e ilegal) é outro grande problema nas florestas do nordeste, onde ainda há este tipo de extração que afeta gravemente espécies insetívoras de sub-bosque, tornando raro os bando mistos de aves nesse setor.

A detecção dos territórios da espécie foi simples, sua vocalização é de fácil identificação e pode ser detectada a uma distância relativamente longa (aproximadamente 80 - 90 metros). Porém, devido ao pouco tempo em campo e como foi amostradas apenas uma parte de cada fragmento é possível que a espécie não tenha sido detectada mesmo em fragmentos onde ela ocorra. Dados que avaliem a detectabilidade desta espécie em fragmentos florestais são importantes para a elaboração de futuros modelos preditivos.

Apesar do poder preditor da adequabilidade ambiental, todos os três fragmentos maiores que 1,500 ha, contavam com a presença de *A. lammi*, independentemente de estarem localizados em áreas com baixa, média e alta adequabilidade nos modelos.

Para melhor entender os padrões de distribuição do *A. lammi* se faz necessário quantificar a qualidade dos fragmentos estudados. Outros 23 táxons de aves endêmicas da mata atlântica do nordeste estão ameaçados (RODA, 2005). Metodologias semelhantes podem ser úteis para re-enquadrar o status de conservação desses táxons endêmicos.

6. CONCLUSÃO

Os modelos de distribuição preditiva foram importantes para determinar o status de ameaça do *A. lammi*, estes modelos são uma forma rápida para avaliar a ocorrência espacial das espécies e suas distribuições.

A distribuição de *A. lammi* foi superestimada em estimativas recentes, como as da IUCN. É possível que outras espécies com padrões de distribuição semelhantes tenham também suas distribuições definidas de forma pouco realista, incluindo áreas pouco adequadas para sua sobrevivência. As estimativas da área de ocupação aqui apresentadas são aproximadamente 4% da extensão de ocorrência apresentadas na literatura mais recente.

Foi possível observar uma relação entre a presença de *A. lammi* e o tamanho dos fragmentos florestais avaliados. Nenhuma área < 100 ha apresenta esta espécie. A maior parte dos fragmentos com populações conhecidas são > 800 ha.

Estimativas da área de ocupação colocam esta espécie como vulnerável. Estimativas de densidade e de abundância absoluta serão fundamentais para definir o status desta espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. **The Condor**, São Paulo, v. 101, n. 3, p. 537-548, Abril. 1999.
- ANJOS, L. et al. Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil? **Biological conservation**, Paraná, v. 188, n. 4, p. 32-40, Agosto. 2015.
- BERNARD, E.; MELO, F. P. L.; PINTO, S. R. R. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic Forest in face of bioethanol expansion. **Tropical conservation science**, Recife, v. 4, n. 3, p. 267-275, 2011.
- BEYER, H. L. **Geospatial Modelling Environment**. Disponível em: <<http://www.spatialecology.com/gme/>>. Acesso em 2015.
- BIBBY, Colin; JONES, Martin; MARSDEN, Stuart. **Expedition field techniques: bird surveys**. Expedition Advisory Centre, Royal Geographical Society, 1998.
- Birdlife international. **Species factsheet: Automolus lammi**. Disponível em: <<http://www.birdlife.org/datazone/species/factsheet/22736232>>. Acesso em 2015.
- BLAND, L. M. et al. Predicting the conservation status of data-deficient species. **Conservation Biology**, Londres, v. 29, n. 1, p. 250-259, Maio. 2014.
- BOITANI, L. et al. Distribution of medium-to large-sized African mammals based on habitat suitability models. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 605-621, 2008.
- CLARAMUNT, S. et al. Phylogeny and classification of Automolus foliage-gleaners and allies (Furnariidae). **The Condor**, Nova York, v. 115, n. 2, p. 375-385, Maio. 2013.
- CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Neotropical Ornithology**, Chicago, v. 36, p. 49-84, 1985.
- CEPAN. (2005) Aves endêmicas do Centro Pernambuco, uma proposta para o manejo e conservação. **Relatório técnico parcial**, Recife.
- ELITH, J. et al. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, Parkville, v. 17, n. 1, p. 43-57, Novembro. 2010.
- ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, Parkville, v. 29, n. 2, p. 129-151, Abril. 2006.
- ENGLER, R.; GUIBAN, A.; RECHSTEINER, L. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. **Journal of Applied Ecology**, Lausanne, v. 41, n. 2, p. 263-274, Abril. 2004.

Galindo-Leal, C.; Câmara, I. G. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Island Press, 2003.

GASTÓN, A.; GARCÍA-VIÑAS, J. I. Modelling species distributions with penalised logistic regressions: A comparison with maximum entropy models. **Ecological Modelling**, Madrid, v. 222, n. 13, p. 2037–2041, Julho. 2011.

Global forest watch. **Shape da mata atlântica**. Disponível em: <http://data.globalforestwatch.org/>. Acesso em 2015.

JIMÉNEZ-ALFARO, B.; DRAPER, D.; NOGUÉS-BRAVO, D. Modeling the potential area of occupancy at fine resolution may reduce uncertainty in species range estimates. **Biological Conservation**, Gijón, v. 147, n. 1, p. 190–196, Março. 2012.

GIOVANELLI, J. G. R. et al. Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. **Neotropical Biology and Conservation**, Rio Claro, v. 3, n. 2, p. 59-65, maio/Agosto. 2008.

GOOSEM, M. et al. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. **CURRENT SCIENCE**, Bangalore, v. 93, n. 11, p. 1587, 2007.

GREGORY, R. D.; GIBBONS, D. W.; DONALD, P. F. Bird census and survey techniques. In: SUTHERLAND, W. J. et al. **Techniques in Ecology and Conservation Series**. New York: Oxford University Press Inc, 2004, cap. 2, p. 17-52.

GUILLERA-ARROITA, G. et al. Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. **Global Ecology and Biogeography**, Parkville, v. 24, n. 3, p. 276–292, Março. 2015.

GUISAN, A. et al. Using Niche-Based Models to Improve the Sampling of Rare Species. **Conservation Biology**, Lausanne, v. 20, n. 2, p. 501-511, Abril. 2006.

HANSKI, I.; OVASKAINEN, O. Extinction debt at extinction threshold. **Conservation biology**, v. 16, n. 3, p. 666-673, 2002.

HENRIQUES, L. M. P. et al. Efeitos da exploração madeireira de baixo impacto sobre uma comunidade de aves de sub-bosque na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 2, p. 267-290. 2008.

HILL, J. L.; CURRAN, P. J. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. **Journal of Biogeography**, Bristol, v. 30, n. 9, p. 1391-1403, Setembro. 2003.

IUCN. IUCN Red List Categories. **IUCN Species Survival Commission**. Gland, v. 3.1. 2001

IUCN. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. **Standards and Petitions Subcommittee**, Gland, v. 11. 2014

- KUMAR, S.; STOHLGREN, T. J. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. **Journal of Ecology and Natural Environment**, Fort Collins, v. 1, n. 4, p. 94-98, Julho. 2009.
- KUUSSAARI, M. et al. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 10, p. 564-571, 2009.
- LAURANCE, W. F.; ALBERNAZ, A. K. M; COSTA, C. O desmatamento está se acelerando na Amazônia brasileira. **Biota Neotropica**, v. 2, n. 1, p. 1-9, 2002.
- LAURENCE, S. G. W.; STOUFFER, P. C.; LAURANCE, W.F. Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. **Conservation Biology**, Balboa, v. 18, n. 1, p. 1099-1109, Agosto. 2004.
- LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, Curitiba, v. 141, n. 6, p. 1717-1725, Junho. 2008.
- LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. **Journal of Biogeography**, Heidelberg, v. 40, n. 4, p. 778–789, Abril. 2013.
- LOPES, T. S. et al. Diversidade genética de estoques de reprodutores de *Colossoma macropomum*. **Arquivo brasileiro de medicina veterinária e zootecnia**, Belo Horizonte. Vol. 61, n. 3, p. 728-735, Janeiro. 2009.
- MAXENT. Maxent software for species habitat modeling. Disponível em: <<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>>. Acesso em 2015.
- MEROW, C.; SMITH, M. J.; SILANDER, J. A. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. **Ecography**, Cambridge, v. 36, n. 10, p. 1058-1069, Outubro. 2013.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Oxford, v. 403, p. 853-858, Fevereiro. 2000.
- MAXENT. Maxent software for species habitat modeling. Disponível em: <<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>>. Acesso em 2015.
- PEARSON, R. G. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, New York, v. 34, n. 1, p. 102–117, Janeiro. 2007.
- PEREIRA, G. A. et al. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**. São Paulo, v. 54, n. 14, p. 177-194. 2014.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231–259, Janeiro. 2006.

PNUMA. Resumo para formuladores de políticas. 2012. Disponível em: http://www.unep.org/geo/pdfs/GEO-5_SPM_Portuguese.pdf

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243-253, Maio. 2000.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166-1177, 2009.

RAMOS, E. C. Educação ambiental: evolução histórica, implicações teóricas e sociais. uma avaliação crítica. 140p, Curitiba, 2014. Dissertação (mestrado) Programa de Pós-graduação em Educação - Universidade Federal do Paraná.

REDDING, T. E. et al. Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 83, n. 1, p. 121-130, 2003.

REGUEIRA, Rodrigo Farias Silva; BERNARD, Enrico. Wildlife sinks: Quantifying the impact of illegal bird trade in street markets in Brazil. **Biological Conservation**, v. 149, n. 1, p. 16-22, 2012.

Remsen, J. V., Jr., J. I. Areta, C. D. Cadena, A. Jaramillo, M. Nores, J. F. Pacheco, J. Pérez-Emán, M. B. Robbins, F. G. Stiles, D. F. Stotz, and K. J. Zimmer. (2015) **A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union.** Disponível em: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>

RODA, S. A. Aves do Centro de Endemismo Pernambuco: composição, biogeografia e conservação. Belém, **Tese de Doutorado**, 2003.

ROYLE, J. A. et al. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only data for modelling species distributions. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 3, p. 545-554, Junho. 2012.

RUSHTON, S. P.; ORMEROD, S. J.; KERBY, G. New paradigms for modelling species distributions?. **Journal of applied ecology**, v. 41, n. 2, p. 193-200, 2004.

SANDERSON, E. W. et al. The Human Footprint and the Last of the Wild: the human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 891-904, 2002.

SEGURADO, P.; ARAÚJO, M. B. An evaluation of methods for modelling species distributions. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 10, p. 1555-1568, Outubro. 2004.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, p. 72-74, Março. 2000.

SILVEIRA, L. F.; OLMOS, F.; LONG A. J. Birds in Atlantic Forest fragments in north-east Brazil. **Cotinga**, v. 20, p.32-46, 2003.

SOS Mata Atlântica (2009). **Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. São Paulo.

SYFERT, M. M. Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. **Biological Conservation**, v. 177, n. 17, p. 174-184, Setembro. 2014.

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, Julho. 2005.

THIOLLAY, J. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. **Conservation biology**, v. 6, n. 1, p. 47-63, 1992

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation biology**, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.

VAURIE, C.; VUILLEUMIER, F. Taxonomy and geographical distribution of the Furnariidae (Aves, Passeriformes). **Bulletin of the AMNH**; v. 166, article 1. 1980.

VELOSO, H. P.; FILHO. A. L. R. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Ministério da Economia, **IBGE**, 1991.

VITOUSEK, P. M. et al. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.

Wiki Aves. **A enciclopédia das aves no Brasil**. Disponível em:
<<http://www.wikiaves.com.br/>>. Acesso em 2015.

Xeno-canto. **Compartilhando sons de aves do mundo todo**. Disponível em:
<<http://www.xenocanto.org/>>. Acesso em 2015.

ZIMMER, K. J. Species limits in olive-backed foliage-gleaners (Automolus: Furnariidae). **The Wilson Bulletin**, v. 114, n. 1, p. 20-37, Março. 2002

ZIMMER, K. J. The White-Eyed Foliage-Gleaner (Furnariidae: Automolus) is Two Species. **The Wilson Bulletin**, v. 120, n. 1, p. 10-25, Março. 2008

ZYSKOWSKI, K.; PRUM, R. O. Phylogenetic analysis of the nest architecture of Neotropical ovenbirds (Furnariidae). *The Auk*, p. 891-911, 1999.