

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

**EFEITO DA INSULARIZAÇÃO FLORESTAL SOBRE A SINALIZAÇÃO
ACÚSTICA DE AVES NA AMAZÔNIA**

VITOR HUGO SCHÜNEMANN VARGAS

Manaus, Amazonas

Junho, 2024

VITOR HUGO SCHÜNEMANN VARGAS

**EFEITO DA INSULARIZAÇÃO FLORESTAL SOBRE A SINALIZAÇÃO
ACÚSTICA DE AVES NA AMAZÔNIA**

Orientador: Igor Luis Kaefer

Coorientador: Anderson Saldanha Bueno

Coorientador: Cristian de Sales Dambros

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

Manaus, Amazonas

Junho, 2024

Relação da Banca



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

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

Aos 27 dias do mês de Junho do ano de 2024, às 14:h00min, via videoconferência, reuniu-se a Comissão Examinadora de Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: o Dr. **Carlos Barros de Araújo**, do Instituto de Biologia Subtropical – IBS (CONICET-UNAM), o Dr. **Thiago Bicudo Krempel Santana**, da instituição WildMon e a **Dr^a. Gisiane Rodrigues Lima**, do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, sendo os suplentes Dr. Tomaz Nascimento de Melo, da instituição WildMon e a Dr^a. Tainara Venturini Sobroza, da Universidade Federal do Amazonas – UFAM, sob a presidência do orientador, a fim de proceder a arguição pública da **DISSERTAÇÃO DE MESTRADO** de **VÍTOR HUGO SCHÜNEMANN VARGAS**, intitulada: “**EFEITO DA INSULARIZAÇÃO FLORESTAL SOBRE A SINALIZAÇÃO ACÚSTICA DE AVES NA AMAZÔNIA**”, orientado pelo Dr. Igor Luís Kaefer, da Universidade Federal do Amazonas – UFAM e coorientado pelo Dr. Anderson Saldanha Bueno, do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Farroupilha – IFFAR e Dr. Cristian de Sales Dambros, da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM.

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

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

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

DR. CARLOS BARROS DE ARAÚJO

DR. THIAGO BICUDO KREMPEL SANTANA

DR^a. GISIANE RODRIGUES LIMA

DR. TOMAZ NASCIMENTO DE MELO

DR^a. TAINARA VENTURINI SOBROZA


 Documento assinado digitalmente
THIAGO BICUDO KREMPEL SANTANA
 Data: 29/06/2024 16:30:07-0300
 Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

GISIANE RODRIGUES LIMA
 Data: 01/07/2024 11:34:13-0300
 Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


 (Coordenação PPG-ECO/INPA)

Ficha Catalográfica

Catálogo na Publicação (CIP-Brasil)

S393 Schunemann, Vitor Hugo
 Efeito da insularização florestal sobre a sinalização acústica de aves na
 Amazônia / Vitor Hugo Schunemann Vargas; orientador(a) Igor L. Kaefer;
 coorientador(a) Anderson Saldanha Bueno, Cristian de Sales Dambros. -
 Manaus: [s.l.], 2024.

2,5 MB
44p. : il. color.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Ecologia) -
Coordenação do Programa de Pós-Graduação, INPA, 2024.

1. Ecologia Comportamental. 2. Bioacústica. 3. Insularização. I. Pista. II.
Pista. III. Título

CDD 591.5

Sinopse: Investigamos o efeito de 28 anos de insularização florestal na frequência pico da vocalização de 28 espécies de aves de sub-bosque. Conduzimos duas investigações distintas: a primeira testou a influência da massa das aves na frequência pico, enquanto a segunda analisou o efeito da cobertura arbórea e da área das ilhas na frequência pico. Ao utilizarmos Monitoramento Acústico Passivo e algoritmos de detecção automatizada sob supervisão de um ornitólogo, foi possível observar que, conforme o esperado, a frequência pico respondeu negativamente ao aumento do tamanho corporal. Quando testada em relação às variáveis ambientais, não foi encontrado efeito significativo para a maioria das espécies. Isso sugere que, apesar das profundas alterações antropogênicas, em geral as espécies de aves mantiveram inalteradas as propriedades espectrais de sua sinalização acústica.

Palavras-chave: Bioacústica, Comportamento Animal, Fragmentação Florestal, Monitoramento Acústico Passivo.

Dedicatória

À minha família, em especial ao meu avô Edmundo Schünemann (*in memoriam*) e minha avó Edila da Rosa Schünemann, dedico esta dissertação a vocês que, mesmo tendo que interromper seus próprios estudos cedo, formaram suas três filhas no ensino superior em um tempo onde isso era raro para uma família com nossas condições. Vocês foram e sempre serão minha âncora na realidade, minha fiel moral da balança e meu combustível para lutar! Amo vocês mais que tudo! Não menos importante, agradeço à minha mãe pelo incentivo e apoio mesmo sofrendo pela saúde debilitada, à minha "dinda" Fernanda e tio Alexandre que nunca me deixaram na mão e sempre me apoiaram e estimularam desde criança a ter interesse nos estudos e não desistir. Agradeço ao meu pai também, pois sem a colaboração dele teria sido impossível me graduar em Ciências Biológicas na Universidade que sempre sonhei, a UFSM, universidade em que meu avô e tios-avós trabalharam na construção; onde meu pai se formou e eu tive a honra de ocupar as carteiras estudantis!

Dedico este momento também a minha ex-companheira, Adriana Okamura, pois sem seu apoio, companheirismo e ajuda a conclusão desta dissertação seria impossível. Não tenho palavras para agradecer o que fizeste por mim. Você me deu a garra e força necessárias para conseguir vencer esta batalha ao mesmo tempo que trabalhava, pois me inspirei no seu exemplo. Obrigado por não me deixar desistir em meio às turbulências!

Por último, e não menos importante, desejo agradecer ao irmão que a biologia me deu em 2016, Igor Wassiljew Moia, a pessoa responsável por me fazer prestar a prova do INPA e vir para Manaus, um parceiro que mesmo 3000 km de distância não conseguiram abalar nossa amizade. Agradeço muito todo o suporte que você me deu ao longo do curso nos momentos de dificuldade, onde já não sabia o que fazer e sempre me ajudava a encontrar uma solução. Muito obrigado meu irmão!

Nestas linhas, está meu coração e, no fim, toda a luta valeu a pena e conquistei grande parte dos meus sonhos juvenis!

Agradecimentos

Agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPG-ECO) pela estrutura e formação de excelência que esta instituição de referência mundial me proporcionou ao longo deste mestrado, a qual levarei comigo sempre nas esferas pessoal e profissional. Realizar pesquisa no INPA foi a realização de um sonho. Poder ter aulas e conviver com algumas das mais brilhantes mentes da ecologia tropical é algo que jamais esquecerei. Todos os ensinamentos que tive se mostraram primordiais e, sobretudo, singulares no atual contexto do mercado de trabalho, algo que somente o INPA e o PPG-ECO podem proporcionar. Meu sincero agradecimento a toda a equipe docente permanente, docentes colaboradores, coordenadores e profissionais da secretaria do PPG, e aos técnicos associados ao Programa.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) que, por meio do processo 132313/2020-0, me proporcionou sustento em tempo integral mesmo em meio à pior crise sanitária do último século. Também agradeço ao Instituto Humanize (<https://www.ihumanize.org/uso-sustentavel>) que, ao fim da vigência da bolsa do CNPq, proporcionou bolsas de apoio emergencial. Também agradeço aos financiadores da coleta de dados: Rufford Foundation (auxílio 17715-1) e NERC/UK (auxílio NE/J01401X/1). Nesta mesma linha, agradeço pela utilização do servidor computacional "Cluster" do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Ecologia, Evolução e Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal de Goiás, assim como o suporte da equipe, o qual foi crucial para o pleno desenvolvimento desta pesquisa.

Por fim, e não menos importante, agradeço a você leitor ou leitora pelo carinho em dedicar seu precioso tempo a este trabalho. Espero que se divirta com a leitura!

Resumo

Florestas artificialmente insularizadas são profundamente alteradas não somente quanto à composição da biota e estrutura física do ambiente, mas também quanto à configuração de suas paisagens acústicas. Entretanto, estudos acerca dessa reconfiguração da paisagem sobre propriedades espectrais da sinalização acústica de espécies, especialmente em escalas temporais amplas, são restritos a poucas espécies. Por meio de monitoramento acústico passivo, aliado a detecção automatizada sob supervisão de um ornitólogo, testamos a hipótese geral de que características estruturais de florestas insularizadas — área da ilha e estrutura arbórea — exercem efeito sobre um parâmetro acústico espectral relevante para a comunicação intra e interespecífica em aves: a frequência pico da vocalização. Para isso, relacionamos dados acústicos de 28 espécies de aves com variáveis ambientais ao longo de 75 unidades amostrais na região do Lago da Usina Hidrelétrica de Balbina, Amazônia Central, 28 anos após a sua formação. A acurácia dos dados espectrais obtidos através de gravadores autônomos foi corroborada pela pronunciada relação negativa entre massa corporal e frequência pico de vocalização das espécies. As características estruturais das florestas insularizadas não exerceram efeito sobre a vocalização de 75% das espécies de aves consideradas. As exceções quando analisamos efeito da área na frequência pico são *Certhiasomus stictolaemus* e *Tolmomyias poliocephalus*, apresentando aumento de frequência e *Hypocnemis cantator*, apresentando diminuição da mesma à medida que a área aumenta. Já para a cobertura arbórea, as espécies que foram exceção são *Dendrocolaptes certhia*, *Leptotila rufaxilla*, e *Monasa atra* que apresentaram aumento da frequência, enquanto *Myiarchus ferox* apresentou decréscimo da frequência à medida que a cobertura aumentava. Nossos resultados indicam que, apesar da extensa literatura documentando os efeitos adversos da formação do Lago da Usina Hidrelétrica de Balbina sobre diversas facetas da biodiversidade, as propriedades espectrais da sinalização acústica das aves, com poucas exceções, não sofreram alterações após 28 anos de insularização da paisagem. Os resultados aqui apresentados constituem uma importante linha de base para investigações de longo prazo a respeito deste tema.

Palavras-chave: Arbimon, Comportamento Animal, Gravação Autônoma, Hipótese da Adaptação Acústica, Insularização

Abstract

Artificially insularized forests are profoundly altered not only in terms of biota composition and the physical structure of the environment but also in the configuration of their acoustic landscapes. However, studies on this landscape reconfiguration over spectral properties of acoustic signaling in species, especially over broad temporal scales, are limited to a few species. Through passive acoustic monitoring, combined with automated detection supervised by an ornithologist, we tested the general hypothesis that structural characteristics of insularized forests — island area and tree structure — affect a spectral acoustic parameter relevant for intra- and interspecific communication in birds: the peak frequency of vocalization. For this, we related acoustic data from 28 bird species with environmental variables across 75 sampling units in the region of the Balbina Hydroelectric Plant Lake, Central Amazonia, 28 years after its formation. The accuracy of the spectral data obtained through autonomous recorders was corroborated by the pronounced negative relationship between body mass and peak vocalization frequency of the species. The structural characteristics of the insularized forests did not affect the vocalization of 75% of the considered bird species. The exceptions when analyzing the effect of area on peak frequency are *Certhiasomus stictolaemus* and *Tolmomyias poliocephalus*, presenting increase in frequency, and *Hypocnemis cantator*, presenting decrease in frequency as the area increases. For tree cover, the species that were exceptions are *Dendrocolaptes certhia*, *Leptotila rufaxilla*, and *Monasa atra*, which presented increase in frequency, while *Myiarchus ferox* presented decrease in frequency as the cover increased. Our results indicate that, despite the extensive literature documenting the adverse effects of the formation of the Balbina Hydroelectric Plant Lake on various facets of biodiversity, the spectral properties of the acoustic signaling of birds, with few exceptions, have not changed after 28 years of landscape insularization. The results presented here constitute an important baseline for long-term investigations on this topic.

Keywords: Acoustic Adaptation Hypothesis, Animal Behavior, Arbimon, Autonomous Recording, Insularization

	8
Sumário	
INTRODUÇÃO GERAL	9
OBJETIVOS	15
Objetivo Geral	15
Objetivos Específicos	15
CAPÍTULO ÚNICO	16
Introduction	17
Methods	21
<i>Study area</i>	<i>21</i>
<i>Data collection</i>	<i>21</i>
<i>Pattern matching and acoustic validation</i>	<i>23</i>
<i>Peak frequency</i>	<i>23</i>
<i>Data analysis</i>	<i>24</i>
Results	25
Discussion	26
Conclusion	28
CONCLUSÃO GERAL	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	30
APÊNDICES - Figuras e tabela	39

INTRODUÇÃO GERAL

A fragmentação florestal altera a estrutura espacial e a composição biótica dos fragmentos florestais (Nascimento *et al.*, 2005; Zambrano *et al.*, 2020). Esse processo resulta no aumento da área de borda dos fragmentos florestais, caracterizada pelo crescimento de populações de espécies vegetais pioneiras e arbustivas (Santo-Silva *et al.*, 2016). Na prática, mais borda significa que serão observadas mais regiões densamente obstruídas pela vegetação. Entretanto, o aumento da obstrução implica em alteração dos padrões de transmissão do som, prejudicando as vocalizações das aves e impactando seu comportamento. Dessa forma, tais alterações também têm impactos no comportamento vocal das aves, como evidenciado pela redução silábica e empobrecimento cultural em aves que aprendem seus cantos (Oscines), conforme verificado em fragmentos na Espanha por Laiolo & Tella (2007). Além disso, Hart *et al.* (2018) verificaram no Haváí que a duração do canto diminuiu com a redução do tamanho do fragmento, o que foi significativamente mais evidente em *Arremon aurantirostris* (Oscine), em contraste com *Lophotriccus pileatus* (Suboscine), cujo comportamento vocal é mais influenciado por características transmitidas geneticamente.

Modificações na estrutura do habitat causadas pela fragmentação podem induzir mudanças no canto das aves (Laiolo & Tella, 2007; Hart *et al.*, 2018), representando riscos para as funções desempenhadas por esse componente comportamental. Notavelmente, os cantos das aves desempenham papéis cruciais na reprodução, atuando como indicadores do tamanho corpóreo (Fletcher, 2004; Torres *et al.*, 2017, 2020), da qualidade física (Gil & Gahr, 2002; Halfwerk *et al.*, 2011) e no reconhecimento intraespecífico por meio da frequência pico (frequência dominante) (Bradbury & Vehrencamp, 1998; Catchpole & Slater, 2008). No entanto, observou-se que as aves são suscetíveis a mudanças na configuração do espaço acústico, como a adição de ruído de origem antropogênica, sobretudo na faixa emitida por motores a combustão (baixas frequências; < 1000 Hz), que predomina na paisagem acústica urbana. Dessa forma, as aves que vocalizam nesta faixa de frequência são levadas a utilizar frequências pico das vocalizações (a frequência de maior intensidade na vocalização) em faixas mais altas do que comparadas a aves da mesma espécie em ambientes naturais (Slabbekoorn & Peet, 2003; Brumm, 2004), bem como uma diminuição na fertilidade individual (Halfwerk *et al.*, 2011).

Em ambientes fragmentados, surge a questão sobre os efeitos das mudanças nas frequências utilizadas na direção oposta aos ambientes urbanos que têm ruído adicionado. A redução dos fragmentos florestais pode resultar na remoção de camadas acústicas (faixas de frequência) devido à perda de espécies, empobrecendo o espaço acústico. Tais ambientes são conhecidos por serem acusticamente menos diversos e, conseqüentemente, apresentam espaços acústicos vagos (Naugler *et al.*, 1994; Morinay *et al.*, 2013). O esvaziamento de faixas de frequência pode ocorrer em fragmentos florestais gerados por conta da construção de barragens hidrelétricas na Amazônia. Esses empreendimentos, quando formam lagos rasos, principalmente devido ao relevo predominantemente plano, resultam na formação de ilhas florestais de diferentes tamanhos que correspondem às partes altas da floresta, deixando as partes mais baixas submersas (Fearnside, 1989). Dessa forma, esse processo de alteração ambiental pode ser definido como ‘insularização florestal’. As ilhas representam um tipo distinto de fragmento terrestre, principalmente porque a matriz de água que agora circunda e separa as ilhas florestais tende a isolar as comunidades das ilhas distintas. Isso acontece porque se torna mais difícil para as espécies pequenas atravessarem a barreira de água (Laurance, 2008). Esse isolamento, combinado com a redução de espécies prevista pela relação espécie-área identificada em ilhas (MacArthur & Wilson, 1963), resultaria teoricamente em uma perturbação e empobrecimento do espaço acústico, semelhante ao que foi observado em fragmentos com matrizes terrestres (Naugler *et al.*, 1994; Morinay *et al.*, 2013). Isso ocorre porque, segundo a Hipótese do Nicho Acústico (Krause, 1987), espécies simpátricas produtoras de som se diversificam no uso do espaço acústico, utilizando diferentes faixas de frequência e/ou produzindo sons em períodos distintos do dia/noite, ocupando nichos acústicos onde são submetidas a menos competição (Hutchinson, 1957). Dessa forma, com a perda de espécies causada pelo processo de insularização florestal, diversos nichos acústicos estariam disponíveis para as espécies remanescentes ocuparem.

Entretanto, não é provável que as espécies ocupem esses espaços, pois a mesma perda de área que causou essa redução na ocupação do espaço acústico pode restringir o tamanho das espécies residentes, como observado em ilhas oceânicas (Van Valen, 1973). Esse padrão é consistente com as restrições fisiológicas e morfológicas previstas pela Hipótese da Construção Morfológica (HCM) (Bradbury & Vehrencamp, 1998; Hauser *et al.*, 2002). A hipótese está fundamentada na relação alométrica negativa entre massa corporal e frequência de vocalização, onde espécies maiores produzem vocalizações com frequência dominante (frequência pico) mais baixas devido às restrições impostas pelo tamanho corporal, que

restringe o espectro de frequências que podem ser utilizadas (Fletcher, 2004). Essa relação entre tamanho corporal e vocalização ocorre porque frequências baixas são fortes indicadoras do tamanho corpóreo (Fletcher, 2004; Torres *et al.*, 2017, 2020) e da fertilidade (Halfwerk *et al.*, 2011; Mikula *et al.*, 2021). Dito isso, o tamanho corporal influencia o comportamento, dada a conexão intrínseca das vocalizações com a reprodução, já que sinais acústicos de frequência mais baixa são indicadores de fertilidade e, portanto, positivamente selecionados por parceiros em potencial (Halfwerk *et al.*, 2011).

Vários estudos forneceram evidências que apoiam essa hipótese em escalas regionais e globais. Por exemplo, a relação descrita pela HCM foi observada em Tinamiformes, aves basais na filogenia do grupo de aves, onde a massa corporal do animal influenciou negativamente a frequência pico alcançada (Bertelli & Tubaro, 2002). Da mesma forma, essa relação foi evidente no gênero *Turdus*, com uma clara correlação entre a frequência pico do canto e massa corporal (Lavinia Oblanca & Tubaro, 2012). Esse padrão também é observado em outros táxons de vertebrados, como anuros, cujo tamanho também afeta suas vocalizações (Gingras *et al.*, 2013). Mais recentemente, Mikula *et al.* (2021) documentaram, em escala global, que a massa corporal do animal foi o fator mais influente na determinação da frequência pico em 4.602 espécies analisadas.

Complementando a HCM, a questão filogenética tem importância na determinação da frequência pico das vocalizações. De acordo com a Hipótese da Construção Filogenética, a evolução do canto dos pássaros é limitada por características herdadas de seus ancestrais (Pearse *et al.*, 2018). Foi observado que a massa corporal dos pássaros é um preditor significativo da frequência do canto, de forma que esta característica é limitada a um pequeno intervalo de tamanhos corpóreos ao qual as espécies se limitaram ao longo do tempo evolutivo. Por exemplo, Suboscines, uma subordem de Passeriformes, tendem a ter cantos de frequência mais baixa em comparação com os Oscines em função destas diferenças de parentesco (Pearse *et al.*, 2018).

A Hipótese da Seleção Sexual (Irwin, 2000) sugere que as variações no canto dos pássaros são influenciadas pelas preferências de acasalamento, de forma que essas variações ocorrem devido a gradientes ecológicos, que afetam a seleção sexual. As diferenças no ambiente ao longo do território da espécie resultam em mudanças graduais no canto, com populações em diferentes regiões desenvolvendo cantos distintos. Essas variações são importantes porque ajudam a atrair parceiros e garantir o sucesso reprodutivo, levando à

divergência entre as populações. Mikula *et al.* (2021) encontrou evidências de seleção sexual em seu estudo, reforçando o caráter amplo do seu impacto sobre a evolução do canto.

A Hipótese do Habitat Acústico (Mullet, 2017) sugere que espécies produtoras de som escolhem e ocupam habitats com características que maximizam a propagação do som, a fim de atenderem às suas necessidades funcionais e aos limites de frequência sonora que produzem e detectam. Essa hipótese atua dentro da escala ecológica, sendo muito semelhante à Hipótese da Adaptação Acústica, que atua na escala evolutiva. A Hipótese da Adaptação Acústica – HAA (Chapuis, 1971; Morton 1975) atribui importância ao ambiente na determinação da frequência pico. Ela propõe que a frequência pico da espécie é determinada pela evolução da espécie em função do nível de obstrução do ambiente circundante. Chapuis (1971), observando a diferença entre a vocalização de aves do subártico e aves de sub-bosque de floresta tropical, percebeu que as aves de sub-bosque não apresentaram múltiplas notas e adornos, mas sim somente uma única nota longa e grave. Entretanto, ao observar a vocalização das aves da copa dessas florestas, Chapuis (1971) percebeu uma grande semelhança com as aves do subártico, sendo agudas e com modulações complexas. Dessa forma, ao comparar espécies homóloga de sub-bosque e de copa (o autor considerou espécies homólogas as quais são filogeneticamente próximas, ocupam mesmo bioma, porém utilizam extratos diferentes da floresta), foi identificado que as espécies de sub-bosque de floresta tropical (ambiente com alta obstrução) perderam a parte aguda das vocalizações em função da atenuação de vocalizações ser quase total acima de 1.600 Hz. Isso se dá em função do comprimento de onda ser menor que a média do tamanho das folhas do ambiente (20 cm), fazendo com que vocalizações com pico abaixo de 1.600 Hz sejam favorecidas nesses ambientes obstruídos.

No entanto, foi constatado que a relação entre a obstrução da paisagem do habitat e o efeito da frequência pico não é tão abrangente quanto inicialmente esperado, conforme indicado na revisão de Ey & Fisher (2009). Essa revisão documentou estudos empíricos que não encontraram uma relação clara entre a frequência pico e a obstrução do habitat (Wiley, 1991; van Buskirk, 1997; Blumstein & Turner, 2005). Mais recentemente, alguns estudos encontraram efeitos de alteração da paisagem apenas em alguns parâmetros do canto das aves (Bicudo *et al.*, 2016) ou até mesmo um efeito oposto ao esperado (Sebastián-González & Hart, 2017; Hart *et al.*, 2018). A premissa é que, se o ambiente passar por transformações na obstrução do som, as espécies adaptarão suas frequências pico aos novos obstáculos na paisagem, ocupando, assim, nichos acústicos vago. Devido à magnitude de Balbina, o maior

lago artificial já construído na Amazônia, uma ferramenta útil para obter dados e entender se nichos acústicos vagos serão ocupados ou não em ilhas florestais é o Monitoramento Acústico Passivo (PAM). O PAM oferece uma variedade de possibilidades e vantagens em comparação com os métodos ativos tradicionais, que requerem a presença do pesquisador em campo. Essa metodologia proporciona benefícios, como maior eficiência na coleta de dados em grande escala, oferecendo oportunidades para identificar grupos de espécies e investigar sua biologia, ecologia e dinâmica temporal (Krause & Farina, 2016). Outra vantagem apontada por esses autores é a menor intrusão humana no ambiente, reduzindo a interferência no comportamento das espécies. Além disso, menciona-se que o volume de dados gerado abre portas para a identificação automatizada das espécies presentes, por meio de ferramentas computacionais de detecção automática de espécies em gravações, como a utilizada no presente estudo.

A metodologia PAM vem sendo utilizada de forma mais extensiva, como descrito na revisão de Sugai et al. (2019), que observou que o uso de gravadores de áudio autônomos aumentou de dois para 48 artigos por ano desde o seu lançamento comercial em 2007. Esses gravadores representam 39% de todos os artigos publicados na época da revisão, enquanto os gravadores de áudio não programáveis correspondem a 61%. Os autores destacam os pontos levantados por Krause & Farina (2016) sobre as vantagens de empregar essa abordagem, ilustrando o crescimento significativo e o seu potencial.

Aqui, utilizamos o Monitoramento Acústico Passivo (PAM) para investigar como a vocalização de várias espécies de aves é influenciada pelo tamanho e cobertura vegetal das ilhas florestais formadas pela criação de um reservatório hidrelétrico na Amazônia. Além disso, exploramos a correlação entre a frequência pico da vocalização e a massa corporal das espécies. Avaliamos se gravações obtidas via gravadores de áudio autônomos poderiam revelar padrões de canto que correspondem às relações entre frequência e massa corporal previstas pela Hipótese da Constrição Morfológica. Esperamos encontrar frequências mais altas em aves menores e frequências mais baixas em aves maiores. Também antecipamos que a frequência dos cantos das aves estaria inversamente relacionada à obstrução ambiental, medida pela área e cobertura arbórea, uma vez que sons de alta frequência são mais atenuados pela obstrução da vegetação do que sons de baixa frequência. Com base na Hipótese da Adaptação Acústica, esperávamos que o conjunto local de espécies de aves exibisse uma tendência geral de cantos de frequência mais baixa à medida que a área das ilhas e a porcentagem de cobertura arbórea aumentasse.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Investigar, via monitoramento acústico passivo, como a vocalização de múltiplas espécies de aves é influenciada pelo tamanho e pela cobertura vegetal das ilhas florestais resultantes da formação de um reservatório hidrelétrico na Amazônia.

Objetivos Específicos

1. Testar a influência da massa corporal nos sinais acústicos das vocalizações de diferentes espécies de aves, uma vez que isso valida a extração das frequências pico com o uso de gravadores não-direcionais;
2. Avaliar os efeitos do tamanho das ilhas florestais e da cobertura vegetal na paisagem sobre a frequência dominante das vocalizações das aves;
3. Identificar espécies de aves cujos sinais acústicos apresentam maior sensibilidade a alterações ambientais.

CAPÍTULO ÚNICO

Schünemann, V. H.; Campos-Cerqueira, M.; Peres C. A.; Kaefer, I. L.; Bueno, A. S. Species-specific Impacts of 28 Years of Forest Insularization on Vocalizations of Amazonian Birds. Submetido à revista *Biotropica*.

Species-specific Impacts of 28 Years of Forest Insularization on Vocalizations of Amazonian Birds

Vitor Hugo Schünemann^a, Marconi Campos-Cerqueira^b, Carlos A. Peres^c, Igor L. Kaefer^d, Anderson S. Bueno^e

^a Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, AM, Brazil

^b WildMon, Dale TX, USA

^c School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK

^d Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM, Brazil

^e Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Farroupilha, Júlio de Castilhos, RS, Brazil

Introduction

Landscape fragmentation alters the spatial structure and biotic composition of forest fragments (Nascimento et al., 2005; Santo-Silva et al., 2016; Zambrano et al., 2020). Besides these effects, such changes can also impact the vocal behavior of birds, as evidenced by syllabic reduction and loss of variation in cultural transmission (Laiolo & Tella, 2007). Furthermore, the duration of the song decreases with the size of the fragment, which is particularly evident in birds that learn their songs, in contrast to those that rely exclusively on genetic transmission (Hart et al., 2018).

Changes in habitat structure can induce alterations in bird song, posing risks to the functions performed by this behavioral component. Notably, bird songs play crucial roles in reproduction, serving as indicators of male physical quality (Gil & Gahr, 2002; Halfwerk et al., 2011) and facilitating intraspecific recognition through peak frequency (Bradbury & Vehrencamp, 1998; Catchpole & Slater, 2008). However, it has been observed that birds are susceptible to changes in the acoustic space configuration, with the addition of anthropogenic noise in the landscape leading to the use of lower spectral frequencies of vocalizations (the lowest note of the vocalization) in higher ranges than those compared to the same species in natural environments (Slabbekoorn & Peet, 2003; Brumm, 2004), as well as a decrease in individual fertility (Halfwerk et al., 2011).

In fragmented environments, the question arises about the effects of changes in the frequencies used in the opposite direction to urban environments with added noise. In the case

of fragmented environments, acoustic layers are removed from the landscape due to species loss, impoverishing the acoustic space. Such environments are known to be sonically less diverse and, consequently, present vague acoustic spaces (Naugler et al., 1994; Morinay et al., 2013). Therefore, it is expected that alterations in natural environments caused by hydroelectric plants in the Amazon will result in new landscapes with this acoustic structure with empty frequency bands.

This phenomenon of frequency band depletion may occur because the construction of hydroelectric dams in the Amazon often leads to the formation of shallow lakes, mainly due to the predominantly flat relief. This transformation effectively turns old plateaus into islands of various sizes (Fearnside, 1989). The islands represent a distinct type of land fragment, mainly because the water matrix that now surrounds and separates the forest islands tends to isolate the communities of distinct islands. This happens because it becomes more difficult for species to cross the water barrier (Laurance, 2008). This isolation, combined with the predicted reduction of species by the species-area relationship identified on islands (MacArthur & Wilson, 1963), would theoretically result in a disturbance and impoverishment of the acoustic space, similar to what has been observed in terrestrial fragments (Naugler et al., 1994; Morinay et al., 2013).

The reduction in the occupation of acoustic space may occur as a reflection of the island's size, which can restrict the size of resident species, as observed on oceanic islands (Van Valen, 1973). This pattern is consistent with the physiological and morphological constraints predicted by the Morphological Constriction Hypothesis - MCH (Bradbury & Vehrencamp, 1998; Hauser et al., 2002). The hypothesis is based on the morphological pattern observed in birds, where larger species tend to produce lower frequency vocalizations due to the restrictions imposed by body size, which limits the spectrum of frequencies that can be used (Fletcher, 2004). This relationship between body size and vocalization occurs because low frequencies are indicators of fertility, making them positively selected (Halfwerk et al., 2011; Mikula et al., 2021). Thus, body size influences behavior, given the intrinsic connection of vocalizations with reproduction, since lower frequency songs are indicators of fertility and, therefore, positively selected by potential partners (Halfwerk et al., 2011).

Several studies have provided evidence supporting this hypothesis on regional and global scales. For instance, the relationship described by the HCM was observed in Tinamiformes, basal birds in the phylogeny of the bird group, where the animal's mass negatively influenced the peak frequency achieved (Bertelli & Tubaro, 2002). Similarly, this

relationship was evident in the genus *Turdus*, with a clear correlation between the peak song frequency and body mass (Lavinia Oblanca & Tubaro, 2012). This pattern is also observed in other vertebrate taxa, such as anurans, whose size also affects their vocalizations (Gingras et al., 2013). More recently, Mikula et al. (2021) documented, on a global scale, that the animal's mass was the most influential factor in determining the peak frequency in over 4000 species analyzed.

The Acoustic Adaptation Hypothesis – AAH (Morton, 1975) is a hypothesis that attributes more weight to the environment in determining peak frequency. It proposes that the species' peak frequency is determined by the group's evolution and its relationship with the surrounding environment's obstruction. The premise is that if the environment undergoes transformations in sound obstruction, species will adapt their peak frequencies to the new obstacles in the landscape, thereby occupying vacant niches. However, it was found that the relationship between habitat landscape obstruction and the effect on peak frequency is not as comprehensive as initially expected, as indicated in the review conducted by Ey & Fisher (2009). This review supported empirical studies that did not find a clear relationship between peak frequency and habitat obstruction (Wiley, 1991; van Buskirk, 1997; Blumstein & Turner, 2005). More recently, some studies have found effects of landscape alteration only in certain elements of bird song (Bicudo et al., 2016) or even an effect opposite to what was expected (Sebastián-González & Hart, 2017; Hart et al., 2018).

Due to the magnitude of Balbina, the largest artificial lake ever built in the Amazon, a useful tool for data acquisition is Passive Acoustic Monitoring (PAM), which offers a variety of possibilities and advantages compared to traditional active methods that require the researcher's presence in the field. This approach provides benefits such as greater efficiency in large-scale data collection, offering opportunities to identify species groups and investigate their biology, ecology, and temporal dynamics (Krause & Farina, 2016). Another advantage pointed out by the authors is the reduced human intrusion in the environment, decreasing interference with behavior. Furthermore, it is mentioned that the volume of data generated opens doors for the automated identification of present species, through automatic detection algorithms, such as those used in the current study.

The use of PAM is supported by Sugai et al. (2021) in their review, which noted that the use of automated audio recorders increased from 2 to 48 articles per year since their commercial release in 2007. These recorders represent 39% of all articles published at the time of the review, while non-programmable audio recorders correspond to 61%. The author

highlights the points raised by Krause & Farina (2016) about the advantages of employing this approach, illustrating the significant growth and potential of this method.

Here, we used passive acoustic monitoring to investigate how the vocalization of various bird species is influenced by the size and vegetation cover of forest islands formed by the creation of hydroelectric reservoirs in the Amazon. Additionally, we explored the correlation between song frequency and the body mass of the species. Our specific objectives were: 1) To assess the influence of morphological factors (body mass) on the peak frequency of bird vocalizations, once it validates the frequency peak extractions made from non-directional recorders; 2) To evaluate the impact of forest island size and vegetation cover on the landscape on the peak frequency of vocalizations of different bird species; 3) To identify bird species that are more sensitive to environmental changes, observing variations in the peak frequency of vocalization in relation to the size and vegetation cover of forest islands. We hypothesized that autonomous recorders associated with automated identification algorithms could detect consistent song patterns that matched the frequency-body mass relationships predicted by the Morphological Constraint Hypothesis (Bradbury & Vehrencamp, 1998; Hauser et al., 2002). We expected to find higher frequencies in smaller birds and lower frequencies in larger birds. If This relationship is confirmed, it would validate the extraction of peak frequencies obtained from non-directional recorders. We also anticipated that the frequency of bird songs would be inversely related to environmental obstruction, measured by Area and Tree cover, as high-frequency sounds are more attenuated by vegetation than low-frequency sounds. Based on the Acoustic Adaptation Hypothesis, we anticipated that the local assemblage of bird species would exhibit a general trend of lower frequency songs as the percentage of tree cover increases.

Methods

Study area

We conducted data collection between June and December 2015 on the islands and adjacent continuous forest sites of the Balbina Hydroelectric Reservoir (BHR), located in Presidente Figueiredo, state of Amazonas, Brazil (1°01'–1°55'S; 60°29'–59°28'W; Figure 1; Bueno et al., 2020). The reservoir formation, after the construction of the dam on the Uatumã River in 1987 (Fearnside, 2016), flooded large areas of primary *terra-firme* forest, creating around 3500 forest islands, ranging from 0.2-4878 ha, and a lake of over 4437 km² (Benchimol & Peres, 2015). The low-altitude areas seasonally flooded by the Uatumã river were submerged, while the plateau areas that remained above the waterline originated forest islands, mostly covered with dense ombrophilous (*terra firme*) forest type. The edge stress makes the smaller islands more susceptible to extreme events, such as those that occurred in some very small islands during the 1997-1998 El Niño (Benchimol & Peres, 2015). In order to mitigate the impact caused by the construction of the dam, the margin and islands on the east side of the former bed of the Uatumã river were transformed into the Uatumã Biological Reserve in 1990, the largest of its kind in Brazil.

Due to the variety of environmental conditions that each island provides, combined with the high number of islands of different sizes, BHR is an excellent system for studies related to the effects of habitat loss and fragmentation. The environment becomes ideal for these types of studies mainly because water is an inhospitable isolation matrix for several taxa (Laurance, 2008) isolating populations, and all islands were created at the same time due to the same reason. Furthermore, due to their simultaneous isolation, each island represents a unique history, because although they formed at the same time and each island was encircled by water matrix, it brought an isolation tendency of the combination of some species present at the moment of insularization.

Data collection

Our study encompassed 75 sampling sites, including 71 islands and 4 continuous forest sites adjacent to the Balbina Hydroelectric Reservoir. Islands were selected to maximize

the variation in size and isolation from the continuous forest. The data collection took place between July and December 2015. We used passive autonomous recorders developed by the Automated Remote Biodiversity Monitoring Network (ARBIMON, <<https://www.sieve-analytics.com>>). Each recorder, consisting of an LG smartphone in a waterproof case with an omnidirectional microphone, generating .wav recordings. We placed 1 to 5 recorders in each sample site (continuous stretch or island), depending on the size of the area, totaling 149 collection points. The sampling points can be considered independent because they are located more than 500 meters apart from each other on the same island and the recorder radius is equal to 30 meters (Bueno et al., 2020).

At each sampling site, we used a non-invasive approach through passive autonomous recorders with omnidirectional microphone, which records sounds from all directions. The use of this approach enables the recording of natural vocalizations, eliminating the effect of the researcher's presence on the vocalization behavior of these animals. Since passive acoustic monitoring generates a large number of recordings, this method increases the probability of detecting a wide variety of soniferous species, with each species potentially being recorded multiple times over the monitoring period (Krause & Farina, 2016; Ribeiro et al., 2017; Sugai et al., 2019). We left one recorder per point for 5 days, recording 1 minute every 5 minutes, from 5 am to 5 pm. The entirety of the recordings (124,291 audio files) was deposited in the audio platform Arbimon (<https://arbimon.org>) for subsequent analysis.

For each independent sampling site, we also obtained the environmental variables of island area and tree cover. These variables have influenced both bird species richness (Bueno & Peres, 2019) and the behavioral and spectral characteristics of the bird song (Bicudo et al., 2016). Several studies have been observing changes in the soundscape throughout the last two decades, such as anthropogenic noise and fragmentation (Slabbekoorn & Peet, 2003; Brumm, 2004; Marín-Gómez & MacGregor-Fors, 2021) as drivers of acoustic alterations in birds behavior, such as increase in song intensity than they would have in nature.

The tree cover was obtained from the geographic coordinates for each point. We used data provided by Hansen et al. (2013). Specifically, we obtained a raster for the study area with a resolution of 30 meters with values ranging from zero to 100, where zero represents cells without tree cover (i.e., minimum obstruction for sound propagation) and 100 represents cells with 100% tree cover (i.e., maximum obstruction). For each point, we drew circular

buffers of 50, 100, 150, 200 and 250 meters and selected all the raster cells within buffers. The tree cover value for each point in a given buffer was calculated as the mean of all the selected raster cells.

Pattern matching and acoustic validation

To obtain the vocalizations and taxonomic identity of the individuals in the sample units, we used the Pattern Matching algorithm, based on artificial intelligence (Aide et al., 2013), for automatic species detection (LeBien et al., 2020), available in the Arbimon platform. Aided by the algorithm, we searched for all the vocalizations for each bird species from a reference song (template). The reference songs of each species were mostly obtained from the study's recordings and, to a lesser extent, from audio repositories (xeno-canto, Macaulay Library, and other sound archives). In this way, we were able to create templates for all 86 species previously sampled at the study site (Bueno & Peres, 2019). To achieve a broad detection of vocalizations, we used the lowest available level of similarity (threshold = 0.10) between species templates and vocalizations from the recordings during the automated search. However, lower threshold values influences the algorithm's sensitivity, increasing the number of false positives (i.e., vocalizations wrongly attributed to a certain species). To avoid detection errors, detections marked by the algorithm were reviewed and validated visually and aurally. To avoid re-recordings of the same individuals, only the best song of the day for each site was kept (best per site per day). The acoustic validation process was performed by a single researcher with great experience in the field (M.C-C) in order to reduce a possible observer bias.

Peak frequency

Peak frequency is defined as the frequency bin that has the highest energy in a vocalization, and consequently the one with the greatest wave propagation power. It is directly linked to sexual fitness in intraspecific disputes and partner choices in birds (Mikula et al., 2021). However, habitat structure affects sound propagation differently, with lower frequency

sounds being less attenuated in highly obstructed environments, thereby propagating further than higher frequency sounds (Ey & Fisher, 2009).

Using the detections obtained in Arbimon with the Pattern Matching algorithm, we were able to extract the peak frequency of each vocalization found and validated in the recordings. For this, we used the *seewave* (Sueur et al., 2008) package in R program (R Core Team, 2020) and wrote a function to extract the peak frequency of the vocalization of all the detections of each bird species. We used frequency bands settings of 21.5 Hz, because this value generates smaller frequency bins in digital transformations, consequently, more accurate to determine the peak frequency. For the extraction of the peak frequency, we used the complete song, encompassing all its notes without segmenting it. In this way, the point of highest energy along the vocalization was considered as the peak frequency.

Data analysis

We searched for a total of 86 species in our recordings. However, for the analyses of this study we used a subset composed of 28 species, where the inclusion criterion was the species being present in at least 10 sampling sites (i.e., islands or independent continuous areas). To investigate the magnitude of the relationship between species' body mass and peak frequency, we obtained values for the mass of the species (Wilman et al., 2014). With these data we performed simple linear regressions between the logarithm of the peak frequency (response variable) average of each species and the log of body mass (g) (predictor variable).

We used two environmental variables as predictors in our study: 1) log of island area (ha) and 2) average percentage of tree cover in different radii (50, 100, 150, 200, 250 meters). We synthesized the various records captured for each species in relation to each sampling site, allowing the summarization by means of the recording point per species, providing us with an average for the species at the points. To obtain the value corresponding to the totality of the sampling site, we added the averages of the peak frequencies of all the recording points and divided this sum by the number of recording points at each site. Thus, our 145 recording points became 75 independent sampling sites (1 island or 1 region of continuous forest = 1 unit). To detect if there is an effect of island area on the peak frequency of vocalizations, we

used simple linear regressions between log of island area and log of mean peak frequency of each species on sampling site.

Regarding the second objective, aiming to evaluate the effect of tree cover on the peak frequency of each species, we used simple linear regressions. To determine which species show changes in vocalization as a function of area and vegetation cover, we performed linear regressions of our response variables against the environmental predictor variables for each species. We compared the standardized regression slope and thus obtained the most sensitive species (i.e., species whose confidence interval did not include the coefficient value of zero).

Results

In this study, we used omnidirectional autonomous recorders to capture ambient sound in 75 sampling sites. We obtained 124,291 minutes of diurnal recordings (2,072 hours). We obtained 3442 detections in this dataset, which were confirmed as vocalizations of 80 different species (Table 1). The number of bird species per site varied from two to 19. We also observed large variation among the mean peak frequencies of each site, with the island with the lowest mean peak frequency being Abusado, with 1.946 kHz, and the island with the highest mean peak frequency being 2_87 (2.87 ha) with 5.4754 kHz. Among the species, there was also variation, with the lowest mean frequency recorded in *Leptotila rufaxilla*, with peak at 0.4274 kHz, and the highest in *Phaethornis ruber*, with 7.6494 kHz (Figure 2).

The frequency of bird song was much more variable among species than among individuals of the same species. As expected, species body mass had a strong effect in determining the peak frequency, decreasing with the increase of the average mass of the species ($R^2 = 0.35$; $p = 0.001$; Figure 3). Most species did not show variation in their peak frequency as a function of island area (Figure 4A) or tree cover (Figure 4B). Two species (Figure 4A) had a significant increase in peak frequency in relation to island area (*Certhiasomus stictolaemus* and *Tolmomyias poliocephalus*) while one species decreased with increasing area (*Hypocnemis cantator* Boddaert, 1783). However, for four species peak frequency was affected by tree cover. Accordingly, *Dendrocolaptes certhia*, *Leptotila rufaxilla*, and *Monasa atra* were positively affected, while *Myiarchus ferox* was negatively affected. In light of the acoustic hypothesis tested, one would not anticipate a positive effect

where increased obstruction leads to higher peak frequency. Conversely, the negative effect aligns with expectations, as greater obstruction correlates with a lower peak frequency.

Discussion

Our results demonstrate that passive acoustic monitoring, combined with a semi-autonomous species detection procedure, identified 80 bird species over 124,291 minutes of recordings. Our results reinforce that species' peak frequency is inversely proportional to their body mass. Specifically, species with greater mass exhibited peak frequencies at lower pitches, while species with lower mass had peak frequencies at higher pitches. This finding aligns with the Morphological Constraint Hypothesis (MCH), which is consistent with patterns observed in other studies (e.g., Bradbury & Vehrencamp, 1998; Hauser et al., 2002; Mikula et al., 2021). Regarding area and tree cover, we did not find significant variations indicating a generalized effect on the 28 species analyzed. There were a few exceptions: 2 positive and 1 negative effect for area, and 3 positive and 1 negative effect for tree cover.

The Acoustic Adaptation Hypothesis (AAH), proposed by Morton (1975), has been a subject of intense scientific controversy for nearly half a century (Wiley, 1991; Ey & Fisher, 2009; Hart et al., 2018). It has faced scrutiny from studies that, instead of using the original response variable (intensity in decibels), have employed variables related to song frequency. Studies have been unsuccessful in identifying a consistent pattern between habitat obstruction and peak frequency across species. Ey & Fisher's critical analysis in 2009 contributed to this debate by presenting studies that challenge the validity of the AAH. Notably, Date & Lemon (1993) found no significant influence of habitat structures on the song of American redstarts (*Setophaga ruticilla*). Similarly, Saunders & Slotow (2004), who used frequency as one of its response variables and included 40 passerine species in Southern Africa, did not support the hypothesis. Even when employing more precise methodologies for habitat density quantification (such as LiDAR) and considering both native and introduced species, Sebastián-González et al. (2018) did not find significant results corroborating the AAH. Only two native species exhibited the predicted effect according to the hypothesis. More recently, Mikula et al. (2021), in a global study analyzing peak frequency data from various species,

failed to identify any patterns confirming the AAH. Instead, they observed an adaptation related to morphological bias.

Our results align with predictions from the Morphological Constraint Hypothesis (Lavinia Oblanca & Tubaro, 2012; Gingras et al., 2013; Thiagavel et al., 2017). Furthermore, our findings do not demonstrate a generalized effect of environmental factors on frequencies from the perspective of the AAH. This concurs with a series of previous studies (Date & Lemon, 1993; Saunders & Slotow, 2004; Hart et al., 2018; Mikula et al., 2021). When analyzing these studies alongside our own, it seems that birds adjust their sound intensity rather than altering the peak frequency of their vocalizations in response to variations between open and closed habitats. In other words, they prefer to sing louder or softer rather than changing the pitch of their calls. This aligns with our results, which demonstrated stability in the peak frequency of our 28 species. It suggests that while intensity may vary, the frequency peak remains consistent across species' geographic distribution along the margins and the Balbina Lake, preserving their unique sonic identity.

The stability observed in 21 out of 28 species suggests that there is a possibility that their recognition frequencies (peak frequencies) remain unchanged. In other words, even when isolated, these species continue to use the same range of frequencies relative to their species in their communication. This analogy leads us to believe that, metaphorically speaking, “they still speak the same language.” This glimmer of hope emerges amidst the environmental tragedy caused by the Balbina Hydroelectric Power Plant and its reservoir. Although our sampled environment is a result of anthropogenic action through the construction of a hydroelectric plant, and the flooding of an immense forest area has brought numerous socio-environmental impacts, our data at least suggest that bird populations and their recognition frequencies may not have been significantly harmed. In the face of ecological challenges, the persistence of stable communication frequencies among avian species provides a beacon of resilience and continuity.

Conclusion

The use of Passive Acoustic Monitoring (PAM) to record bird's vocal activity allowed us to test and confirm the Morphological Constraint Hypothesis, indicating that PAM is suitable for bioacoustic studies. Specifically, species with greater body mass exhibited lower peak frequencies, while those with smaller body mass had higher peak frequencies. However, we did not find support for Acoustic Adaptation Hypothesis, thereby corroborating previous studies that failed to find significant relationships between peak frequency and habitat structure. When considering the literature alongside our findings, it is likely that birds adjust vocal intensity rather than modifying the frequency of their calls as an adaptation to different habitats. This trend toward stability in peak frequency, as observed in our data, preserves the sonic identity of species across their geographic distribution. Despite the severe environmental impacts caused by the Balbina Hydroelectric Power Plant, it appears that recognition frequencies among birds remain stable, suggesting resilience in these populations despite anthropogenic disturbances.

CONCLUSÃO GERAL

A utilização do Monitoramento Acústico Passivo (PAM) para registrar a atividade vocal das aves nos permitiu testar e confirmar a Hipótese da Constrição Morfológica, indicando que o PAM é adequado para estudos de bioacústica. Especificamente, espécies com maior massa corporal exibiram frequências de pico mais baixas, enquanto aquelas com menor massa corporal apresentaram frequências de pico mais altas. No entanto, não encontramos suporte para a Hipótese de Adaptação Acústica, corroborando estudos anteriores que não conseguiram encontrar relações significativas entre a frequência de pico e a estrutura do habitat. Ao considerar a literatura juntamente com nossos achados, é provável que as aves ajustem a intensidade vocal em vez de modificar a frequência de seus chamados como uma adaptação a diferentes habitats. Essa tendência à estabilidade na frequência de pico, conforme observado em nossos dados, preserva a identidade sonora das espécies em sua distribuição geográfica. Apesar dos severos impactos ambientais causados pela Usina Hidrelétrica de Balbina, parece que as frequências de reconhecimento entre as aves permanecem estáveis, sugerindo resiliência nessas populações apesar das perturbações antropogênicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aide, T. M., Corrada-Bravo, C., Campos-Cerqueira, M., Milan, C., Vega, G., & Alvarez, R. (2013). Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ*, *1*, e103. <https://doi.org/10.7717/peerj.103>
- Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Benchimol, M., & Peres, C. A. (2015). Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. *Journal of Ecology*, *103*(2), 408–420. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12371>
- Bertelli, S., & Tubaro, P. L. (2002). Body mass and habitat correlates of song structure in a primitive group of birds. *Biological Journal of the Linnean Society*, *77*(4), 423–430. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8312.2002.00112.x>
- Bicudo, T., Anciães, M., Benchimol, M., Peres, C. A., & Simões, P. I. (2016). Insularization effects on acoustic signals of 2 suboscine Amazonian birds. *Behavioral Ecology*, *27*(5), 1480–1490. <https://doi.org/10.1093/beheco/arw070>

Blumstein, D. T., & Turner, A. C. (2005). Can the acoustic adaptation hypothesis predict the structure of Australian birdsong? *Acta Ethologica*, 8(1), 35–44.

<https://doi.org/10.1007/s10211-005-0107-7>

Bradbury, J. W., & Vehrencamp, S. L. (1998). Principles of animal communication (Vol. 132). Sunderland, MA: Sinauer Associates.

Brumm, H. (2004). The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology*, 73(3), 434–440.

<https://doi.org/10.1111/j.0021-8790.2004.00814.x>

Bueno, A. S., Masseli, G. S., Kaefer, I. L., & Peres, C. A. (2020). Sampling design may obscure species–area relationships in landscape-scale field studies. *Ecography*, 43(1), 107–118. <https://doi.org/10.1111/ecog.04568>

Bueno, A. S., & Peres, C. A. (2019). Patch-scale biodiversity retention in fragmented landscapes: Reconciling the habitat amount hypothesis with the island biogeography theory. *Journal of Biogeography*, 46(3), 621–632. <https://doi.org/10.1111/jbi.13499>

Buskirk, J. V. (1997). Independent evolution of song structure and note structure in American wood warblers. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 264(1382), 755–761. <https://doi.org/10.1098/rspb.1997.0107>

Cardoso, G. C., & Atwell, J. W. (2011). On the relation between loudness and the increased song frequency of urban birds. *Animal Behaviour*, 82(4), 831–836.

<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2011.07.018>

Carvajal-Castro, J. D., Ospina-L, A. M., Toro-López, Y., Pulido-G, A., Cabrera-Casas, L. X., Guerrero-Peláez, S., García-Merchán, V. H., & Vargas-Salinas, F. (2019). Birds vs

- bricks: Patterns of species diversity in response to urbanization in a Neotropical Andean city. *PLOS ONE*, 14(6), e0218775. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0218775>
- Catchpole, C. K., & Slater, P. J. B. (2008). *Bird Song: Biological Themes and Variations* (2nd ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754791>
- Chapuis, C. (1971). Un exemple de l'influence du milieu sur les émissions vocales des oiseaux: l'évolution des chants en forêt équatoriale. *La Terre et La Vie, Revue d'Histoire naturelle*, 25(2), 183–202. <https://doi.org/10.3406/revec.1971.4630>
- Date, E. M., & Lemon, R. E. (1993). Sound transmission: a basis for dialects in birdsong? *Behaviour*, 124, 291–312. <https://doi.org/10.1163/156853993x00623>
- Ey, E., & Fischer, J. (2009). The “Acoustic Adaptation Hypothesis”—a review of the evidence from birds, anurans and mammals. *Bioacoustics*, 19(1–2), 21–48. <https://doi.org/10.1080/09524622.2009.9753613>
- Fearnside, P. M. (1989). Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the Pharaohs in Amazonia. *Environmental Management*, 13(4), 401–423. <https://doi.org/10.1007/BF01867675>
- Fearnside, P. M. (2016). Environmental and Social Impacts of Hydroelectric Dams in Brazilian Amazonia: Implications for the Aluminum Industry. *World Development*, 77, 48–65. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.08.015>
- Fletcher, N. H. (2004). A simple frequency-scaling rule for animal communication. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 115(5), 2334–2338. <https://doi.org/10.1121/1.1694997>

- Gil, D., & Gahr, M. (2002). The honesty of bird song: Multiple constraints for multiple traits. *Trends in Ecology & Evolution*, *17*(3), 133–141.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02410-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02410-2)
- Gingras, B., Boeckle, M., Herbst, C. T., & Fitch, W. T. (2013). Call acoustics reflect body size across four clades of anurans. *Journal of Zoology*, *289*(2), 143–150.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2012.00973.x>
- Halfwerk, W., Bot, S., Buikx, J., Van Der Velde, M., Komdeur, J., Ten Cate, C., & Slabbekoorn, H. (2011). Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(35), 14549–14554.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1109091108>
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, *342*(6160), 850–853.
<https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hart, P. J., Sebastián-González, E., Tanimoto, A., Thompson, A., Speetjens, T., Hopkins, M., & Atencio-Picado, M. (2018). Birdsong characteristics are related to fragment size in a neotropical forest. *Animal Behaviour*, *137*, 45–52.
<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2017.12.020>
- Hauser, M. D., Chomsky, N., & Fitch, W. T. (2002). The Faculty of Language: What Is It, Who Has It, and How Did It Evolve? *Science*, *298*(5598), 1569–1579.
<https://doi.org/10.1126/science.298.5598.1569>

- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22, 415–427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- Irwin, D. E. (2000). Song variation in an avian ring species. *Evolution*, 54(3), 998–1010. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2000.tb00099.x>
- Krause, B. (1987). Bioacoustics, habitat ambience in ecological balance. *Whole Earth Review*, 57(472), 14–18.
- Krause, B., & Farina, A. (2016). Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation*, 195, 245–254. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.013>
- Laiolo, P., & Tella, J. L. (2007). Erosion of animal cultures in fragmented landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(2), 68–72. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[68:EOACIF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[68:EOACIF]2.0.CO;2)
- Laurance, W. F. (2008). Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141(7), 1731–1744. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.011>
- Lavinia Oblanca, P. D., & Tubaro, P. L. (2012). Song analysis of the South American thrushes (*Turdus*) in relation to their body mass in a phylogenetic context. *Ornitología Neotropical*, 2, 349–365.
- LeBien, J., Zhong, M., Campos-Cerqueira, M., Velez, J. P., Dodhia, R., Ferres, J. L., & Aide, T. M. (2020). A pipeline for identification of bird and frog species in tropical soundscape recordings using a convolutional neural network. *Ecological Informatics*, 59, 101113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101113>

- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1963). An Equilibrium Theory of Insular Zoogeography. *Evolution*, 17(4), 373. <https://doi.org/10.2307/2407089>
- Marín-Gómez, O. H., & MacGregor-Fors, I. (2021). A global synthesis of the impacts of urbanization on bird dawn choruses. *Ibis*, 163(4), 1133–1154. <https://doi.org/10.1111/ibi.12949>
- Mikula, P., Valcu, M., Brumm, H., Bulla, M., Forstmeier, W., Petrusková, T., Kempnaers, B., & Albrecht, T. (2021). A global analysis of song frequency in passerines provides no support for the acoustic adaptation hypothesis but suggests a role for sexual selection. *Ecology Letters*, 24(3), 477–486. <https://doi.org/10.1111/ele.13662>
- Morelli, F., Benedetti, Y., Ibáñez-Álamo, J. D., Jokimäki, J., Mänd, R., Tryjanowski, P., & Møller, A. P. (2016). Evidence of evolutionary homogenization of bird communities in urban environments across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 25(11), 1284–1293. <https://doi.org/10.1111/geb.12486>
- Morinay, J., Cardoso, G. C., Doutrelant, C., & Covas, R. (2013). The evolution of birdsong on islands. *Ecology and Evolution*, 3(16), 5127–5140. <https://doi.org/10.1002/ece3.864>
- Morton, E. S. (1975). Ecological Sources of Selection on Avian Sounds. *The American Naturalist*, 109(965), 17–34. <https://doi.org/10.1086/282971>
- Mullet, T. C., Farina, A., & Gage, S. H. (2017). The Acoustic Habitat Hypothesis: An Ecoacoustics Perspective on Species Habitat Selection. *Biosemiotics*, 10(3), 319–336. <https://doi.org/10.1007/s12304-017-9288-5>
- Nascimento, H. E. M., Laurance, W. F., Condit, R., Laurance, S. G., D'Angelo, S., & Andrade, A. C. (2005). Demographic and life-history correlates for Amazonian trees.

Journal of Vegetation Science, 16(6), 625–634.

<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02405.x>

Naugler, C. T., & Ratcliffe, L. (1994). Character Release in Bird Song: A Test of the Acoustic Competition Hypothesis Using American Tree Sparrows *Spizella arborea*. *Journal of Avian Biology*, 25(2), 142. <https://doi.org/10.2307/3677033>

Pearse, W. D., Morales-Castilla, I., James, L. S., Farrell, M., Boivin, F., & Davies, T. J.

(2018). Global macroevolution and macroecology of passerine song. *Evolution*, 72(4), 944–960. <https://doi.org/10.1111/evo.13450>

Ribeiro, J. W., Sugai, L. S. M., & Campos-Cerqueira, M. (2017). Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia.

Biodiversity and Conservation, 26(12), 2999–3002.

<https://doi.org/10.1007/s10531-017-1390-0>

Santo-Silva, E. E., Almeida, W. R., Tabarelli, M., & Peres, C. A. (2016). Habitat

fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic forest landscape. *Plant Ecology*, 217(9), 1129–1140.

<https://doi.org/10.1007/s11258-016-0638-1>

Saunders, J., & Slotow, R. (2004). The evolution of song structure in southern African birds:

An assessment of the acoustic adaptation hypothesis. *Ostrich*, 75(3), 147–155.

<https://doi.org/10.2989/00306520409485426>

Sebastián-González, E., & Hart, P. J. (2017). Birdsong meme diversity in a habitat landscape

depends on landscape and species characteristics. *Oikos*, 126(10), 1511–1521.

<https://doi.org/10.1111/oik.04531>

Sebastián-González, E., Van Aardt, J., Sacca, K., Barbosa, J. M., Kelbe, D., & Hart, P. J.

(2018). Testing the acoustic adaptation hypothesis with native and introduced birds in Hawaiian forests. *Journal of Ornithology*, *159*(3), 827–838.

<https://doi.org/10.1007/s10336-018-1542-3>

Slabbekoorn, H. (2013). Songs of the city: Noise-dependent spectral plasticity in the acoustic phenotype of urban birds. *Animal Behaviour*, *85*(5), 1089–1099.

<https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2013.01.021>

Slabbekoorn, H., & Peet, M. (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, *424*(6946), 267–267. <https://doi.org/10.1038/424267a>

Sol, D., González-Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J., & Lapiedra, O. (2014). Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters*, *17*(8), 942–950.

<https://doi.org/10.1111/ele.12297>

Sueur, J., Aubin, T., & Simonis, C. (2008). Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics*, *18*(2), 213–226.

<https://doi.org/10.1080/09524622.2008.9753600>

Sugai, L. S. M., Llusia, D., Siqueira, T., & Silva, T. S. F. (2021). Revisiting the drivers of acoustic similarities in tropical anuran assemblages. *Ecology*, *102*(7), e03380.

<https://doi.org/10.1002/ecy.3380>

Sugai, L. S. M., Silva, T. S. F., Ribeiro, J. W., & Llusia, D. (2019). Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. *BioScience*, *69*(1), 15–25.

<https://doi.org/10.1093/biosci/biy147>

- Thiagavel, J., Santana, S. E., & Ratcliffe, J. M. (2017). Body Size Predicts Echolocation Call Peak Frequency Better than Gape Height in Vespertilionid Bats. *Scientific Reports*, 7(1), 828. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-00959-2>
- Torres, I. M. D., Lopez, L. C. S., & de Araújo, C. B. (2017). Allometric trends reveal distinct evolutionary trajectories for avian communication. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 142(4), 1879–1887. <https://doi.org/10.1121/1.5005495>
- Torres, I. M. D., Barreiros, M. H. M., & de Araújo, C. B. (2020). The acoustic ecology of an Amazonian bird assemblage: the role of allometry, competition and environmental filtering in the acoustic structure. *Ibis*, 162(3), 991–1000. <https://doi.org/10.1111/ibi.12720>
- Van, V. (1973). A new evolutionary law. *Evolutionary Theory*, 1, 1–30.
- Wiley, R. H. (1991). Associations of Song Properties with Habitats for Territorial Oscine Birds of Eastern North America. *The American Naturalist*, 138(4), 973–993. <https://doi.org/10.1086/285263>
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., de la Rosa, C., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, 95(7), 2027–2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>
- Zambrano, J., Cordeiro, N. J., Garzon-Lopez, C., Yeager, L., Fortunel, C., Ndangalasi, H. J., & Beckman, N. G. (2020). Investigating the direct and indirect effects of forest fragmentation on plant functional diversity. *PLOS ONE*, 15(7), e0235210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235210>

APÊNDICES - Figuras e tabela

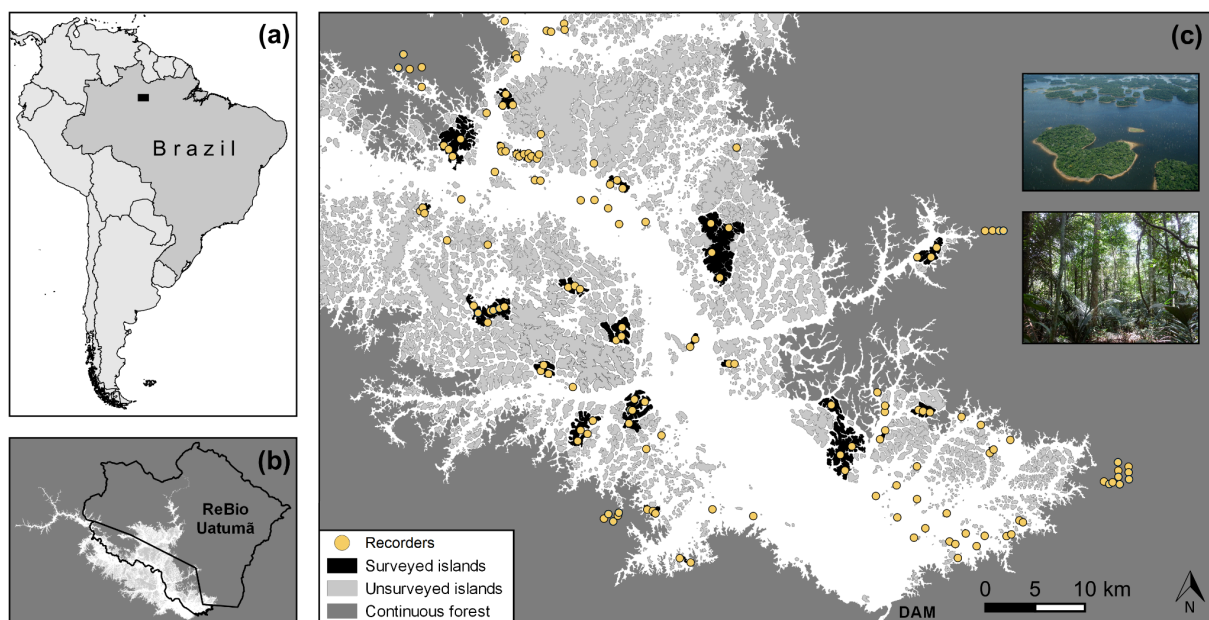


FIGURE 1 Location of the autonomous recording units at 149 collection points across 75 sites in the region of the Balbina Hydroelectric Dam (a) and the Uatumã Biological Reserve (b), Central Amazon. The recorder remained for five days at each point (c), registering one minute of the acoustic landscape every five minutes. Modified from Bueno et al. (2020).

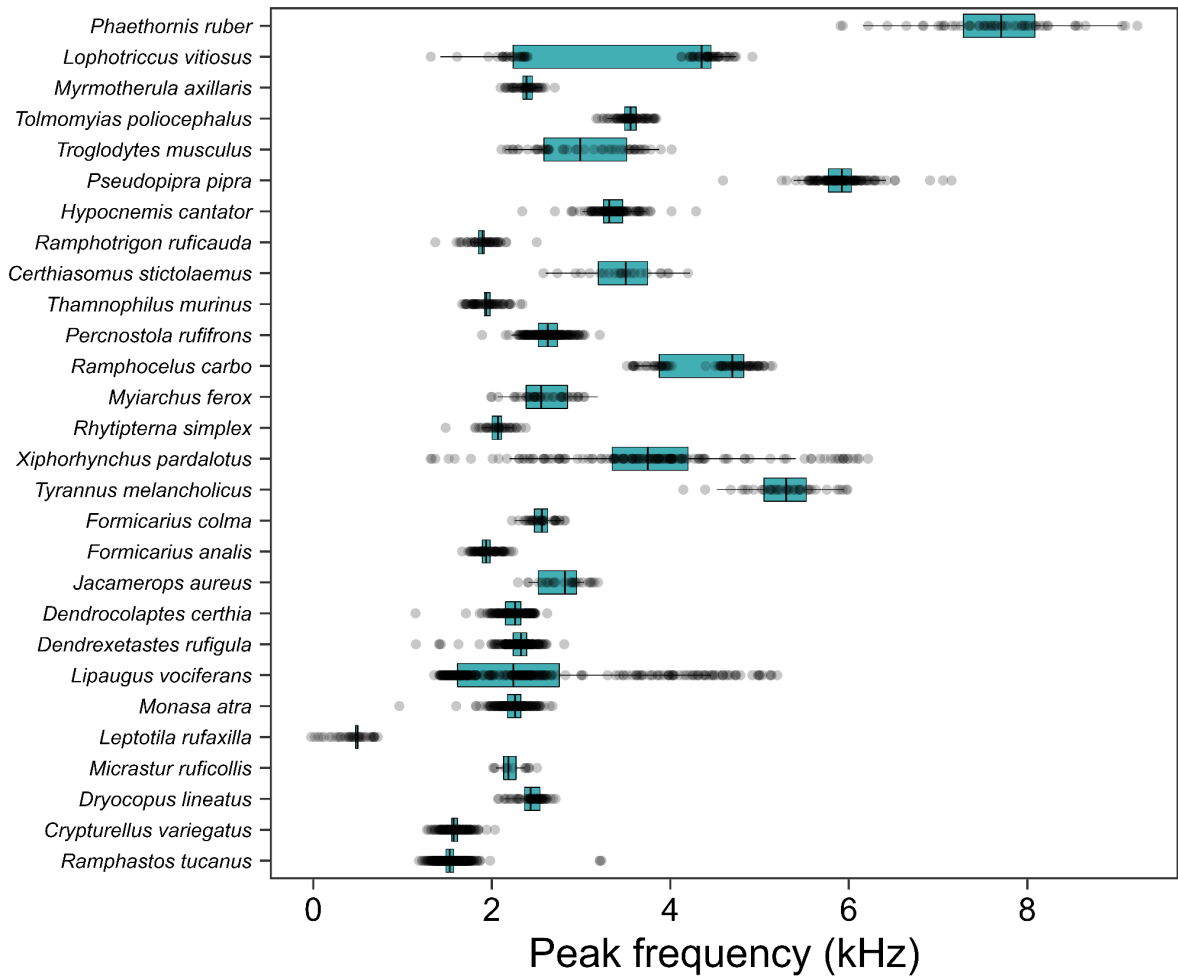


FIGURE 2 Peak frequency for each bird species considered in the present study. Each dark point represents the average value of the species on a particular island. Mean and standard deviation are represented by the vertical and horizontal lines, respectively. The green rectangular band represents the second and third quartiles.

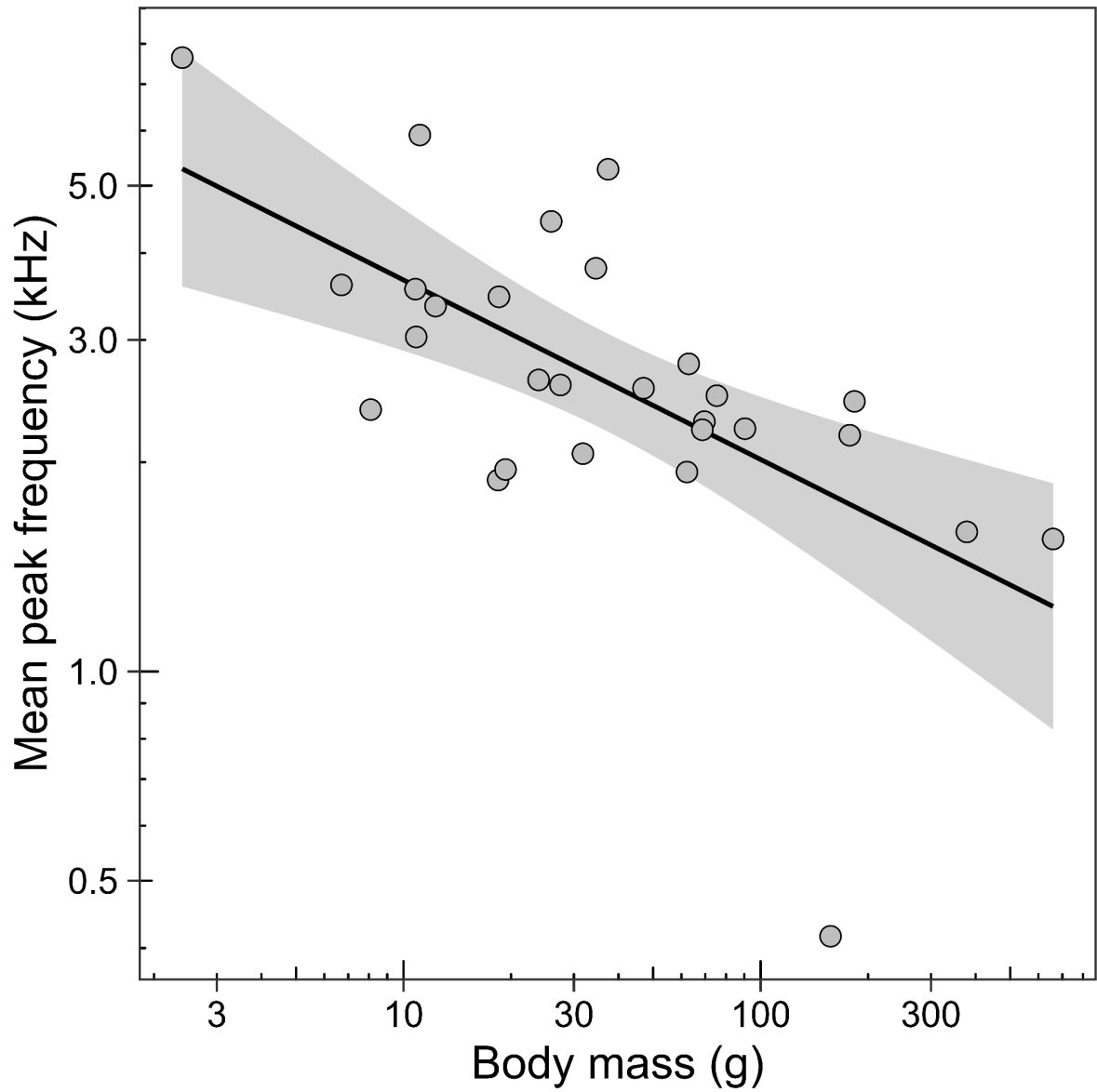


FIGURE 3 Relationship between average peak frequency and average body mass, both on a logarithmic scale, for each of the 28 bird species considered in this study.

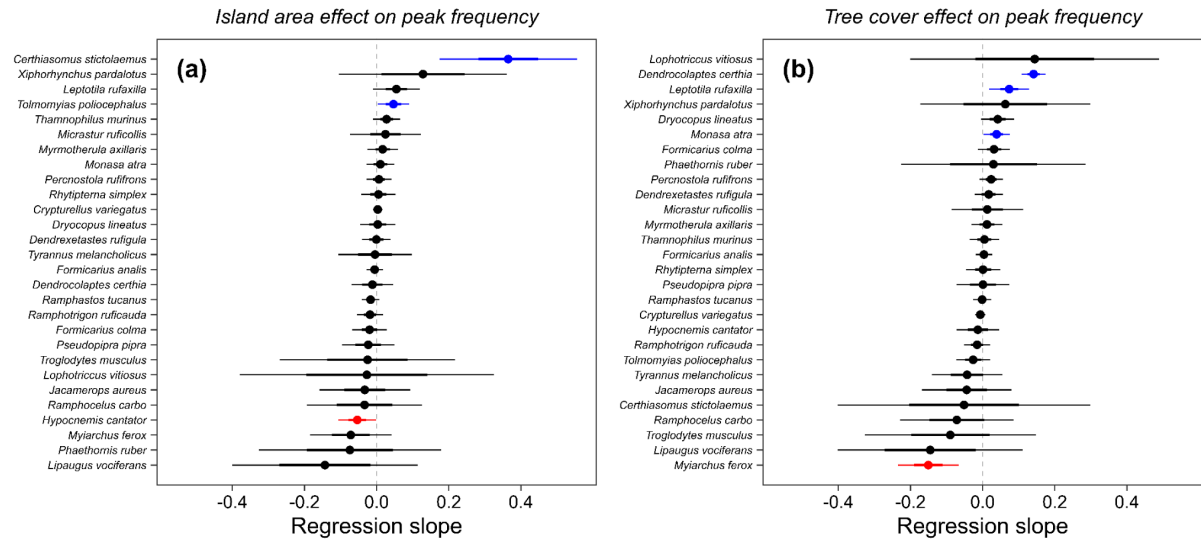


FIGURE 4 Regression coefficients (slopes) derived from simple linear regressions between the average peak vocalization frequency of each of the 28 species considered in this study and the environmental variables: (a) island area (on a logarithmic scale) and (b) tree cover. Points represent the mean and horizontal lines represent the standard deviation and confidence interval. We consider those with an effect whose confidence interval does not intersect the zero value. Values represented in red indicate species with a vocal pattern opposite to that expected by the Acoustic Adaptation Hypothesis.

TABLE 1 List of the 80 species recorded through passive acoustic monitoring at forest island and mainland sites in the Balbina Hydroelectric Reservoir in Brazilian Amazonia. Species taxonomy follows Pacheco et al. (2021). The 28 species included in the analyses are indicated by an asterisk (*).

Order	Family	Species	English name
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Crypturellus variegatus*</i>	Variegated Tinamou
Columbiformes	Columbidae	<i>Leptotila rufaxilla*</i>	Gray-fronted Dove
Apodiformes	Trochilidae	<i>Phaethornis ruber*</i>	Reddish Hermit
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Leucopternis melanops</i>	Black-faced Hawk
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon rufus</i>	Amazonian Black-throated Trogon
Coraciiformes	Momotidae	<i>Momotus momota</i>	Amazonian Motmot
Galbuliformes	Galbulidae	<i>Galbula albirostris</i>	Yellow-billed Jacamar
		<i>Jacamerops aureus*</i>	Great Jacamar
	Bucconidae	<i>Monasa atra*</i>	Black Nunbird
		<i>Tamatia tamatia</i>	Spotted Puffbird
		<i>Bucco capensis</i>	Collared Puffbird
Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos tucanus*</i>	White-throated Toucan
		<i>Pteroglossus viridis</i>	Green Aracari
	Picidae	<i>Veniliornis cassini</i>	Golden-collared Woodpecker
		<i>Dryocopus lineatus*</i>	Lineated Woodpecker
Falconiformes	Falconidae	<i>Micrastur ruficollis*</i>	Barred Forest-Falcon
		<i>Micrastur gilvicollis</i>	Lined Forest-Falcon
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Epinecrophylla gutturalis</i>	Brown-bellied Stipplethroat
		<i>Myrmotherula axillaris*</i>	White-flanked Antwren
		<i>Myrmotherula menetriesii</i>	Gray Antwren
		<i>Isleria guttata</i>	Rufous-bellied Antwren
		<i>Thamnomanes ardesiacus</i>	Dusky-throated Antshrike
		<i>Thamnomanes caesius</i>	Cinereous Antshrike
		<i>Thamnophilus murinus*</i>	Mouse-colored Antshrike
		<i>Cymbilaimus lineatus</i>	Fasciated Antshrike
		<i>Myrmoderus ferrugineus</i>	Ferruginous-backed Antbird

Order	Family	Species	English name
		<i>Hylophylax naevius</i>	Spot-backed Antbird
		<i>Percnostola rufifrons</i> *	Black-headed Antbird
		<i>Cercomacroides laeta</i>	Willis's Antbird
		<i>Cercomacroides tyrannina</i>	Dusky Antbird
		<i>Hypocnemis cantator</i> *	Guianan Warbling-Antbird
		<i>Willisornis poecilinotus</i>	Common Scale-backed Antbird
		<i>Gymnopithys rufigula</i>	Rufous-throated Antbird
	Conopophagidae	<i>Conopophaga aurita</i>	Chestnut-belted Gnateater
	Grallariidae	<i>Myrmothera campanisona</i>	Thrush-like Antpitta
	Formicariidae	<i>Formicarius colma</i> *	Rufous-capped Antthrush
		<i>Formicarius analis</i> *	Black-faced Antthrush
	Scleruridae	<i>Sclerurus macconnelli</i>	Tawny-throated Leaftosser
		<i>Sclerurus rufigularis</i>	Short-billed Leaftosser
	Dendrocolaptidae	<i>Certhiasomus stictolaemus</i> *	Spot-throated Woodcreeper
		<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Olivaceous Woodcreeper
		<i>Glyphorynchus spirurus</i>	Wedge-billed Woodcreeper
		<i>Dendrexetastes rufigula</i> *	Cinnamon-throated Woodcreeper
		<i>Nasica longirostris</i>	Long-billed Woodcreeper
		<i>Dendrocolaptes certhia</i> *	Amazonian Barred Woodcreeper
		<i>Hylexetastes perrotii</i>	Red-billed Woodcreeper
		<i>Xiphorhynchus pardalotus</i> *	Chestnut-rumped Woodcreeper
	Xenopidae	<i>Xenops minutus</i>	Plain Xenops
	Furnariidae	<i>Philydor pyrrhodes</i>	Cinnamon-rumped Foliage-gleaner
		<i>Automolus ochrolaemus</i>	Buff-throated Foliage-gleaner
		<i>Automolus infuscatus</i>	Olive-backed Foliage-gleaner
		<i>Synallaxis rutilans</i>	Ruddy Spinetail
	Pipridae	<i>Tyranneutes virescens</i>	Tiny Tyrant-Manakin
		<i>Pseudopipra pipra</i> *	White-crowned Manakin
		<i>Ceratopipra erythrocephala</i>	Golden-headed Manakin

Order	Family	Species	English name
	Cotingidae	<i>Lipaugus vociferans*</i>	Screaming Piha
	Tityridae	<i>Schiffornis turdina</i>	Thrush-like Schiffornis
	Platyrinchidae	<i>Platyrinchus coronatus</i>	Golden-crowned Spadebill
		<i>Platyrinchus platyrhynchos</i>	White-crested Spadebill
	Rhynchocyclidae	<i>Mionectes macconnelli</i>	McConnell's Flycatcher
		<i>Corythopsis torquatus</i>	Ringed Antpipit
		<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	Olivaceous Flatbill
		<i>Tolmomyias assimilis</i>	Yellow-margined Flycatcher
		<i>Tolmomyias poliocephalus*</i>	Gray-crowned Flycatcher
		<i>Lophotriccus vitiensis*</i>	Double-banded Pygmy-Tyrant
	Tyrannidae	<i>Attila spadiceus</i>	Bright-rumped Attila
		<i>Ramphotrigon ruficauda*</i>	Rufous-tailed Flatbill
		<i>Myiarchus ferox*</i>	Short-crested Flycatcher
		<i>Rhytipterna simplex*</i>	Grayish Mourner
		<i>Pitangus sulphuratus</i>	Great Kiskadee
		<i>Tyrannus melancholicus*</i>	Tropical Kingbird
	Vireonidae	<i>Pachysylvia muscipapina</i>	Buff-cheeked Greenlet
	Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus*</i>	Southern House Wren
		<i>Cyphorhinus arada</i>	Musician Wren
	Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	White-necked Thrush
	Passerellidae	<i>Ammodramus aurifrons</i>	Yellow-browed Sparrow
		<i>Arremon taciturnus</i>	Pectoral Sparrow
	Thraupidae	<i>Saltator maximus</i>	Buff-throated Saltator
		<i>Saltator grossus</i>	Slate-colored Grosbeak
		<i>Ramphocelus carbo*</i>	Silver-beaked Tanager