

Avifauna de uma área de floresta atlântica no sul do Brasil sob influência de atividade minerária

Cleiton D. Teixeira  & Caio J. Carlos 

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, Av. Bento Gonçalves 9500, Porto Alegre, RS, CEP 91540-000, Brasil (cleitondiasbio@gmail.com; macronectes1@yahoo.co.uk)

Recebido 31 março 2022

Aceito 30 maio 2023

Publicado 07 agosto 2023

DOI 10.1590/1678-4766e2023012

ABSTRACT. Birds from an Atlantic Forest remnant in southern Brazil under the influence of quarrying. The main objective of our work was to survey the composition (richness and abundance) of birds in a forest remnant of the Atlantic Forest in Santa Catarina, southern Brazil, susceptible to the expansion of quarrying activities to support future analyzes of the environmental impacts. We recorded 142 bird species, distributed in 16 orders and 42 families. We propose that species richness shall not be affected by the expansion of quarrying into the remnant; however, we recorded that bird abundance was significantly lower near the forest edge than in the interior, especially of endemic, threatened and understory specialist species. Thus, if quarrying operation expands, we expect the bird abundance in adjacent forest remnants will be higher after species displacement, then will decrease over time as intra- and interspecific ecological relationships increase through competition for resources and territory. The size and quality of the remaining fragments are fundamental to reduce impacts of the activity and ensure the persistence of populations of sensitive and specialized birds in the region. For this reason, if the quarrying expands into the remnant area, then we propose that the surrounding forests be protected to ensure the migration and persistence of sensitive birds, mainly understory insectivores. In this context, we propose the following five actions to be implemented by the entrepreneur: 1) acquisition of surround remnants to be converted into Private Protected Areas, 2) reforestation equivalent to deforested area, 3) contribute to the National Action Plan for the Conservation of Atlantic Forest Birds through compensatory measures, 4) reduction of quarrying area, and 5) bird monitoring program.

KEYWORDS. Avifauna; environmental impact; habitat loss; point count survey; quarrying.

RESUMO. O principal objetivo do nosso trabalho foi o levantamento da composição (riqueza e abundância) da avifauna em um remanescente florestal de Mata Atlântica em Santa Catarina, suscetível à ampliação e intervenção de uma pedreira para subsidiar futuras análises de impactos ambientais dessa atividade. Registramos 142 espécies de aves, distribuídas em 16 ordens e 42 famílias. A partir dos resultados, concluímos que a riqueza total de espécies não deve ser afetada pela ampliação da área de lavra sob o remanescente. No entanto, constatamos que a abundância das aves foi menor nas proximidades da borda da mata, especialmente das aves endêmicas, ameaçadas e especialistas de sub-bosque. Dessa maneira, esperamos que a abundância nas áreas florestais adjacentes seja maior por um período, após o deslocamento das espécies, e diminua ao longo do tempo, à medida em que as relações ecológicas intraespecíficas e interespecíficas aumentem pela competição por recursos e território no habitat. Alertamos que se o tamanho do remanescente não for suficiente para populações viáveis, nossa hipótese é que haja um lapso temporal até que as espécies mais sensíveis desapareçam do local. O tamanho e qualidade do fragmento remanescente deve ser fundamental para minimizar os impactos da atividade e garantir a persistência das populações de aves sensíveis e especializadas na região. Por esse motivo, se a expansão da mina ocorrer, advertimos para que os remanescentes florestais do entorno sejam preservados para garantir a migração e persistência de aves sensíveis, principalmente insetívoras de sub-bosque relatadas em nosso estudo. Nesse contexto, apontamos cinco medidas prioritárias que devem ser implementadas pelo empreendedor, caso o órgão licenciador delibere em favor da ampliação/manutenção da atividade minerária: 1) aquisição dos remanescentes do entorno para transformá-los em RPPN, 2) reposição florestal equivalente à área desmatada, 3) contribuir com as ações do Plano de Ação Nacional para conservação das aves da Mata Atlântica por meio de medida compensatória, 4) diminuição da área de mina para exploração e 5) monitoramento de aves durante a instalação e operação do empreendimento.

PALAVRAS-CHAVE. Avifauna; impacto ambiental; perda de habitat, pedreiras; pontos de escuta.

A Mata Atlântica é uma floresta úmida, que se estende por toda porção leste do Brasil e partes do Paraguai e Argentina. É um dos 36 *hotspots* de biodiversidade no mundo; e, ao mesmo tempo, um dos mais ameaçados por causa da redução da cobertura vegetal (MARINI & GARCIA, 2005; MERRITT *et al.*, 2019). Dados recentes nos mostram que a cobertura vegetal remanescente da Mata Atlântica é de 26% (REZENDE *et al.*, 2018), a maior parte sob a

forma de fragmentos com menos de 100 hectares (PINTO *et al.*, 2021). Apesar de reduzida e bastante fragmentada, a Mata Atlântica ainda abriga uma parcela significativa da diversidade biológica brasileira, com elevados níveis de endemismo (VALE *et al.*, 2018). Por exemplo, pelo menos 893 espécies de aves ocorrem nesse bioma, das quais 223 são endêmicas e 120 estão ameaçadas de extinção (ICMBio, 2017; VALE *et al.*, 2018).

O estado de Santa Catarina, sul do Brasil, está totalmente inserido no Bioma Mata Atlântica (REZENDE *et al.*, 2018) e sua avifauna inclui 719 espécies (AVES DE SANTA CATARINA, 2022). Por causa de diversas intervenções antrópicas, que frequentemente resultam na fragmentação florestal, muitas espécies de aves da Mata Atlântica estão passando por declínios populacionais, especialmente aquelas dependentes de ambientes florestais preservados (MARINI & GARCIA, 2005). Dentre as atividades antrópicas, ressaltamos as de escala industrial, particularmente a mineração. Essa atividade está presente em quase todo território catarinense e inclui empreendimentos para extração de areia, brita, argila, cascalho e carvão mineral (SEVEGNANI *et al.*, 2013).

Merece destaque, pelo impacto que causa na paisagem, a extração de rochas para obtenção de britas, pedras e cascalhos – comumente chamada de pedreira. A atividade apresenta elevado risco para qualidade dos ecossistemas pela conversão de florestas em ambientes com menor diversidade florística e predomínio de espécies pioneiras (FLAVENOT *et al.*, 2014). Em algumas regiões de Santa Catarina, as pedreiras estão localizadas em vales cercados por vegetação nativa, como nos municípios de Botuverá, Brusque, Joinville, Garuva, Paulo Lopes, Palhoça e São José (IMA, 2022a). A prática dessa atividade exige que a extração dos minerais aconteça por meio do desmonte da rocha com explosivos (PONTES *et al.*, 2016), o que resulta na supressão da vegetação e causa perda/fragmentação de habitat para aves florestais (PONTES *et al.*, 2016; LEINER & SILVA, 2012).

A fragmentação da paisagem natural pelas pedreiras pode afetar o equilíbrio ecológico pela redução das populações de aves mais sensíveis às modificações no habitat; *e.g.*, as insetívoras de sub-bosque, que são pouco tolerantes às variações de temperatura e umidade na floresta (STOUFFER & BIERREGAARD-JR, 2010). Além da supressão da vegetação, as pedreiras causam uma série de danos no meio físico e biológico, como a formação de nuvens de poeiras, ondas sonoras, poluição da água e vibrações no solo (LEINER & SILVA, 2012; PONTES *et al.*, 2016). Dentre esses, os ruídos e vibrações no solo, motivados pelas explosões e processo de beneficiamento, podem implicar em impactos como o deslocamento de aves que vivem em ambientes florestais (PONTES *et al.*, 2016).

A perda de habitat pela supressão da vegetação e fragmentação, somada a todos os efeitos negativos da mineração sobre os ambientes naturais, traz consequências graves para populações de aves sensíveis às interferências no habitat (ICMBIO, 2018). A conversão da paisagem natural por meio da supressão da vegetação nativa é o um dos principais fatores que causam a erosão genética nas florestas tropicais (FLAVENOT *et al.*, 2014). Por outro lado, a mineração para extração de britas e pedras é atividade lícita no Estado, desde que, aprovado pelo órgão competente o estudo de impacto ambiental com a comprovação da viabilidade econômica e

ambiental do empreendimento bem como a apresentação de medidas mitigadoras e compensatórias dos impactos da atividade (SANTA CATARINA, 2017).

Considerando-se que as modificações promovidas no habitat podem resultar em variações quantitativas e qualitativas das espécies, as aves são um grupo de vertebrados interessante para se avaliar e simular os efeitos de atividades com potencial degradador sobre os ecossistemas (COELHO *et al.*, 2016). Além disso, pelo fato de algumas espécies serem bastante sensíveis às modificações ambientais, são consideradas excelentes bioindicadores de qualidade ambiental (VERNER, 1981; COELHO *et al.*, 2016).

Dessa maneira, nosso principal objetivo foi o levantamento da composição (riqueza e abundância) da avifauna em um remanescente florestal de Mata Atlântica em Santa Catarina, suscetível à ampliação e intervenção de uma pedreira, para subsidiar futuras análises de impactos ambientais dessa atividade. A partir desse levantamento, realizamos um prognóstico sobre o que pode ocorrer com as populações de aves se a floresta for totalmente convertida em área de pedreira, incluindo em nossas análises aves endêmicas e ameaçadas de extinção. E, por último, apresentamos alternativas para mitigação de impactos caso o órgão licenciador delibere em favor da manutenção e ampliação da atividade no local.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo. A área de estudo está situada na localidade de Forquilhas, município de São José, centro leste de Santa Catarina, sul do Brasil (27°32'35.45"S e 48°43'11.15"O), a uma altitude que varia entre 100-500 m.a.s.l. (Figs 1, 2). O clima é subtropical úmido, com chuvas distribuídas uniformemente durante o ano e com verões quentes, não havendo uma estação seca definida. A precipitação média anual oscila entre 1500-2300 mm e a temperatura média anual entre 18-20°C (PANDOLFO *et al.*, 2002).

A região está inserida no Bioma Mata Atlântica, formação ombrófila densa submontana (KLEIN, 1978). Com base na resolução Conama n° 33/1994 (BRASIL, 1994), consideramos que a cobertura vegetal da área de estudo pode ser caracterizada como remanescente florestal secundário em estágio avançado de regeneração. O dossel é relativamente alto e heterogêneo, 10–18 m de altura, com presença de indivíduos emergentes que podem ultrapassar 20 m (Ronaldo do Santos Jr., com. pess.).

A atividade de mineração na área de estudo teve início em meados de 1990. Atualmente, a mina ou “pedreira”, ocupa uma área de *ca.* 30 ha, incluindo-se estradas, frente de lavra para produção, beneficiamento e instalações de infraestruturas de apoio (Fig. 1). O mineral extraído pela pedreira (de rocha granítica) é utilizado como matéria prima essencial para a indústria da construção civil.

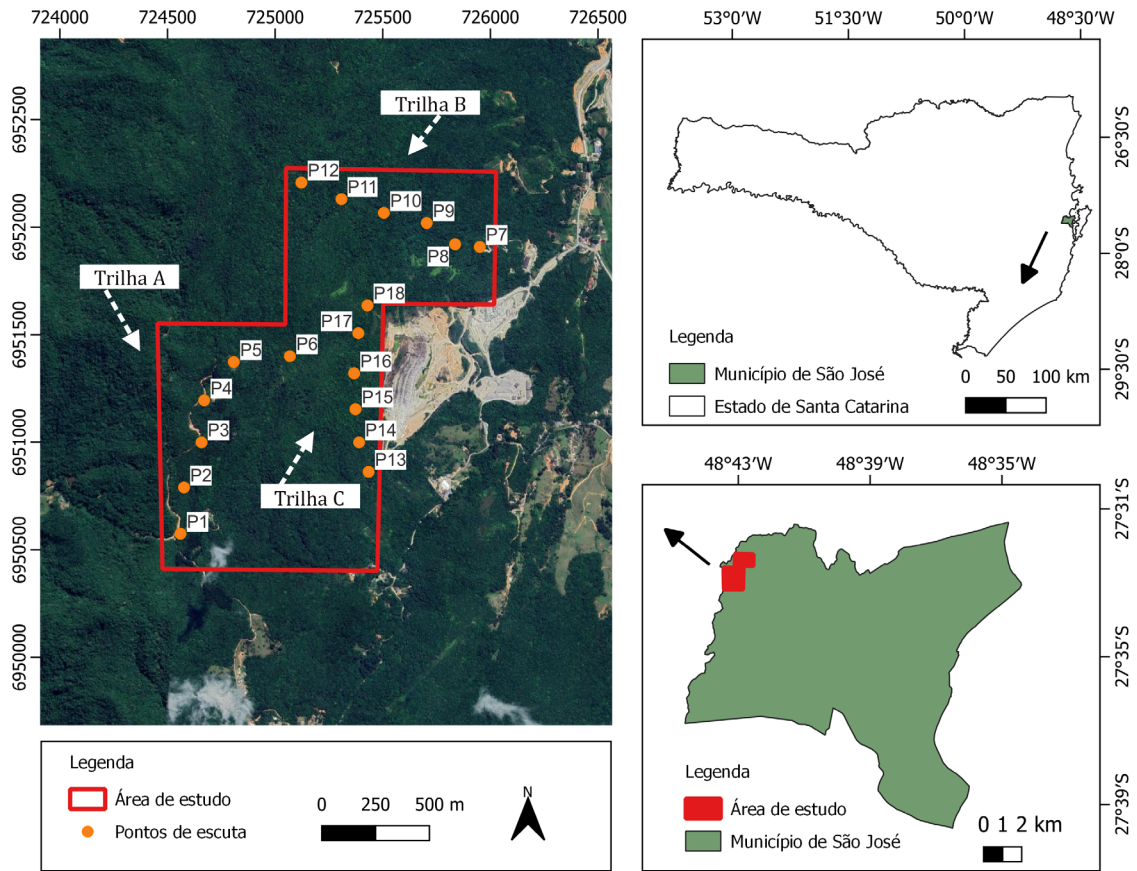


Fig. 1. Localização da área de estudo/ampliação da pedraira, região centro leste de Santa Catarina, sul do Brasil, com destaque para distribuição dos pontos amostrais nas trilhas A, B e C.

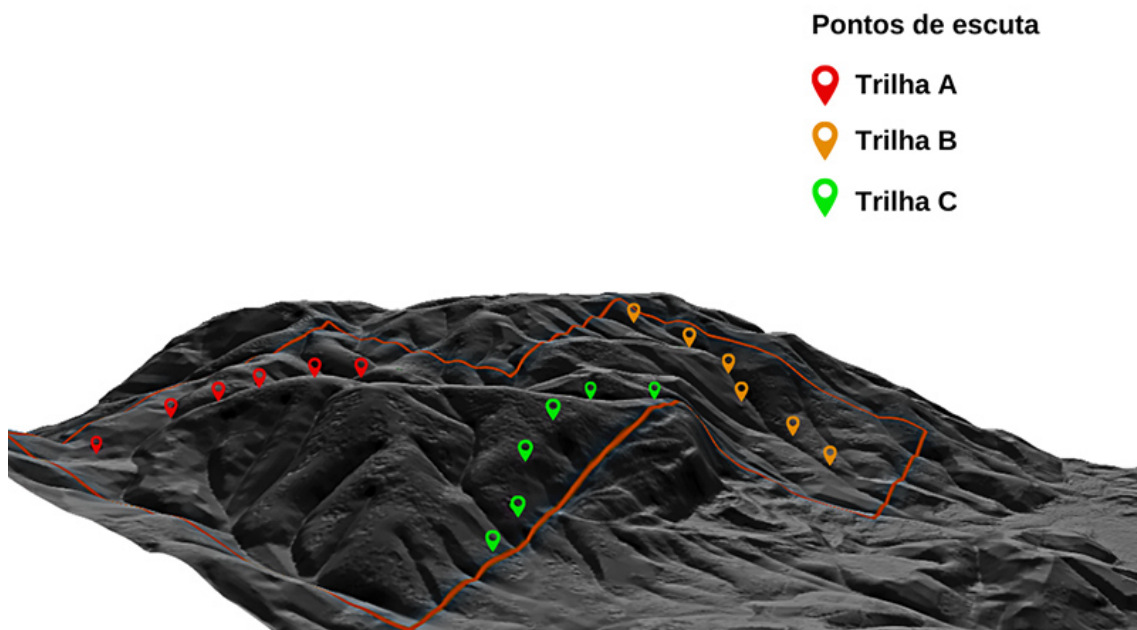


Fig. 2. Modelo digital de terreno em 3D, ilustrando a distribuição dos pontos de escuta no relevo fortemente ondulado na área de estudo, região centro leste de Santa Catarina, Brasil.

Coleta de dados. Definimos a área para os levantamentos de campo pela reserva de minério outorgada pela Agência Nacional de Mineração ao empreendimento (ANM, 2022), que possivelmente serão utilizados pela atividade de extração e beneficiamento de rocha granítica com utilização de explosivos. Portanto, as amostragens foram distribuídas na futura área de ampliação da pedreira, que corresponde a um remanescente florestal de Mata Atlântica com 168 ha em estágio avançado de regeneração (Figs 1, 2).

Para obter dados de riqueza e abundância das aves, utilizamos o método de contagem por pontos de escuta, com raio limitado de 50 m de detecção (VIELLIARD, 2010). Estabelecemos três trilhas, denominadas “A, B e C”, respectivamente, com distância de 800 m, 400 m e 200 m da borda do fragmento. Distribuímos seis pontos em cada uma dessas trilhas, com distância mínima de 150 m entre si (Figs 1, 2). Durante 20 minutos, contabilizamos os contatos com as espécies vistas e/ou ouvidas em cada ponto. Iniciamos as amostragens sempre ao amanhecer, com duração de aproximadamente 4 horas para realização dos seis pontos. Ressalvamos que, por causa do tamanho do fragmento (168 ha), do relevo bastante inclinado (Fig. 2) e das exigências dos métodos de contagem, só nos foi possível estabelecer três trilhas para amostragem das aves.

Por causa da declividade do terreno (Fig. 2), iniciamos as amostragens sempre pelos pontos situados no relevo de cota topográfica mais baixa de cada trilha, dirigindo-se para os pontos vizinhos na sequência (VIELLIARD, 2010), respectivamente pelo ponto 1 na trilha A, pelo ponto 7 na trilha B e pelo ponto 13 na trilha C. Realizamos oito visitas em cada trilha entre novembro de 2019 a agosto de 2020, somando 144 unidades amostrais (pontos) de 20 min, distribuídos em 48 unidades amostrais (pontos) por habitat.

Análise dos dados. Avaliamos a suficiência amostral por meio da curva de rarefação no programa EstimateS, versão 9.1, baseada em 1.000 permutações do número de dias de amostragens e estimador de riqueza Chao 2 (COLWELL, 2004). Utilizamos o índice de Shannon-Wiener (H') (GOTELLI & ELLISON, 2016) para avaliar a diversidade de espécies na área de estudo e em cada uma das trilhas (A, B e C).

Classificamos as espécies de acordo com sua ocorrência no sul do Brasil em: 1) migratórias, *i.e.*, aquelas com populações que se afastam de seus locais de reprodução de maneira regular e sazonal, retornando para esses locais a cada estação de reprodução; 2) parcialmente migratório, *i.e.*, aquelas cujas populações são parte migratória e parte residente; e 3) residente, *i.e.*, aquelas que ocupam a mesma área durante todo o ano ou que têm padrões de movimento imprevisíveis, sem fidelidade a um local de reprodução (SOMENZARI *et al.*, 2018; PACHECO *et al.*, 2021).

Para o *status* de conservação das espécies, seguimos a lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção da IUCN (2021); a Portaria MMA nº 148/2022, que instituiu a lista de espécies nativas ameaçadas de extinção no Brasil

(BRASIL, 2022); a Resolução nº 002/2011 do Conselho Estadual de Meio Ambiente para o estado de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2011); o Decreto nº 51.797/2014 para o estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2014) e o Decreto nº 11797/2018 para o estado do Paraná (PARANÁ, 2018).

Definimos quatro atributos ecológicos para avaliar o efeito da distância da borda sobre as aves que fazem uso da floresta, com base em sua história de vida e características ecológicas: 1) sensibilidade ambiental, baseada numa avaliação qualitativa – alta, média e baixa – em relação às perturbações antrópicas (STOTZ *et al.*, 1996); 2) especialização de habitat entre florestal, generalista e área aberta, sendo generalista as espécies que transitam entre florestas e áreas abertas (STOTZ *et al.*, 1996); 3) endemismos da Mata Atlântica (VALE *et al.*, 2018) e 4) hábito alimentar (RIDGELY & TUDOR 1989, 1994; STOTZ *et al.*, 1996). Utilizamos a classificação de STOTZ *et al.* (1996) para verificar se o número de habitats (1, 2, 3...) interfere na distribuição das aves entre as trilhas amostradas.

Para cada um dos atributos aplicamos o teste Qui-quadrado (considerando-se o nível de significância em $p < 0,05$) para verificar se houve diferença na riqueza de espécies entre as trilhas A, B, C. Utilizamos o programa Bioestat (AYRES *et al.*, 2007) para a implementação dos testes estatísticos.

A partir dos registros das aves pela amostragem por pontos por escuta, obtivemos o índice pontual de abundância (IPA) de cada espécie (VIELLIARD, 2010), no qual o número total de contatos visuais ou sonoros com indivíduos de uma espécie foi dividido pelo número de unidades amostrais ($n=144$ amostras). Para permitir comparações entre as trilhas (A, B e C) repetimos o cálculo do IPA de cada espécie por trilha/habitat ($n=48$ amostras).

Para testar se houve diferenças na abundância das aves entre as trilhas, utilizamos a análise de variância (ANOVA). Quando os resultados de abundância foram significativos ($p < 0,05$), aplicamos um teste *a posteriori* de Tukey ($p < 0,05$) para identificar quais das trilhas difeririam entre si. Para cada espécie que ocorreu nos três habitats (A, B, C), aplicamos a ANOVA para verificar se havia diferenças em sua abundância. Para resultados significativos ($p < 0,05$), aplicamos o teste de Tukey. Aqui, à semelhança das análises anteriores, também utilizamos o programa Bioestat (AYRES *et al.*, 2007). Organizamos os dados de abundância das espécies em colunas pareadas, então aplicamos o teste de Sorensen-Dice pelo programa PAST (HAMMER *et al.*, 2001) para verificar a similaridade, ou dissimilaridade, da assembleia de aves entre as trilhas A, B e C (ALBUQUERQUE *et al.*, 2016).

Na organização dos dados, utilizamos a nomenclatura e sequência taxonômica proposta pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (PACHECO *et al.*, 2021). Por fim, os dados brutos de nossos trabalhos estão disponíveis em CARLOS & TEIXEIRA (2022).

RESULTADOS

Registramos 142 espécies, distribuídas em 16 ordens e 42 famílias (Tab. I), com índice de diversidade $H' = 4,4$. Um total de 56 espécies são endêmicas da Mata Atlântica, duas são migratórias (*Turdus flavipes* Vieillot, 1818 e *Attila phoenicurus* Pelzeln, 1868) e 13 parcialmente migratórias (Tab. I). Das espécies registradas, 70% são dependentes de florestas, 21% são generalistas e 9% fazem uso de áreas abertas. A maioria (43%) das espécies registradas possui dieta insetívora, seguida por frugívora (21%) e onívora (20%) (Tab. I).

Vinte e uma espécies estão ameaçadas de extinção em diferentes categorias e são protegidas por lei no Brasil e nos estados da região Sul (Tab. I). Dessas, duas são ameaçadas no Paraná, *Tinamus solitarius* (Vieillot, 1819) e *Merulaxis ater* Lesson, 1830, ambas na categoria Vulnerável (VU), e quatro em Santa Catarina, *T. solitarius*, *Trichloria malachitacea* (Spix, 1824), *M. ater* e *Saltator fuliginosus* (Daudin, 1800), todas na categoria Vulnerável. A situação é mais crítica para as populações de aves que estão distribuídas no limite sul da Floresta Atlântica, no Rio Grande do Sul, com 19 incluídas na lista em algum grau de ameaça, e.g. *Automolus leucophthalmus* (Wied, 1821), *Dendrocincla turdina* (Lichtenstein, 1820) e *Hemitriccus orbitatus* (Wied, 1831), na categoria Criticamente Ameaçada (CR); *Selenidera maculirostris* (Lichtenstein, 1823), como Em Perigo (EN) e *Attila rufus* (Vieillot, 1819), *Baryphthengus ruficapillus* (Vieillot, 1818) e *S. fuliginosus* na categoria Vulnerável (Tab. I).

Ainda que a curva de acumulação de espécies não tenha atingido uma assíntota (Fig. 3), a riqueza de espécies estimada sugere que nosso esforço amostral foi suficiente para identificar a maioria das espécies que potencialmente ocorrem para área de estudo (Chao 2=160 espécies, IC=95%).

A riqueza de espécies foi similar nas três trilhas: 109 espécies na trilha mais distante da borda (A), 100 na intermediária (B) e 106 na mais próxima da borda (C) ($X^2=0,60$, gl=2, $p>0,05$). No entanto, identificamos que a maior similaridade ocorreu entre as trilhas mais distantes da borda (Sorensen-Dice, A e B=0,82; A e C=0,73; B e C=0,75). Registramos 68 espécies (48%) comuns às três trilhas. Trinta e sete (26%) espécies foram exclusivas de uma única trilha, sendo 13 registradas apenas na trilha A, seis apenas na B e 18 na C. Registramos valores de diversidade (H') bastante similares para as três trilhas: 4,26 na trilha A, 4,20 na B e 4,30 na C.

Não encontramos diferenças significativas na riqueza de espécies endêmicas (A=46, B=46, C=37; $X^2=1,95$, gl=2, $p>0,05$) e florestais (A=87, B=79, C=71; $X^2=2,43$, gl=2, $p>0,05$) entre as três trilhas. Da mesma forma, a riqueza de aves com alta sensibilidade também foi similar entre as trilhas (A= 14, B= 12, C= 5; $X^2=7,30$, gl=2, $p>0,05$), assim como a riqueza de espécies que são menos sensíveis às alterações no habitat (A=34, B=30, C=46; $X^2=5,42$, gl=2, $p>0,05$).

A partir da distribuição de 18 pontos fixos de escuta (144 unidades amostrais), obtivemos 1622 contatos (trilha A=634 contatos, B=503 contatos, C=485 contatos). No total

das amostragens, encontramos um valor global do IPA de 11,26. Observamos que o índice pontual de abundância das espécies variou entre 0,72 (103 contatos) e 0,007 (um contato), com média de 0,08 (equivalente a 12 contatos espécie).

A curva cumulativa do número de espécies, em ordem decrescente, nos mostra que 47 espécies (33%) têm índice pontual de abundância maior ou igual à média de contatos e 95 (67%) têm índice de abundância menor que a média (Fig. 4). Por exemplo, *Basileuterus culicivorus* (Deppe, 1830) (IPA=0,72), *Sittasomus griseicapillus* (Vieillot, 1818) (IPA=0,44), *Tachyphonus coronatus* (Vieillot, 1822) (IPA=0,36), *Coereba flaveola* (Linnaeus, 1758) (IPA=0,34), *Chiroxiphia caudata* (Shaw & Nodder, 1793) (IPA=0,32), *H. orbitatus* (IPA=0,29) e *Xiphorhynchus fuscus* (Vieillot, 1818) (IPA=0,27) estão entre as aves com os maiores valores de IPA.

Entre as trilhas, obtivemos uma variação no IPA das espécies de 0,85 (41 contatos) a 0,02 (um contato) na trilha A, média de 0,12 (seis contatos/espécie); na trilha B entre 0,66 (32 contatos) e 0,02 (um contato), média de 0,10 (cinco contatos/espécie) e na trilha C entre 0,62 (30 contatos) e 0,02 (um contato), média de 0,09 (cinco contatos/espécie).

Apenas algumas espécies tiveram aumento ou declínio do IPA entre trilhas. *Pyrrhuloxia leucoptera* (Vieillot, 1818) (IPA=A, 0,25; B, 0,08 e C, 0,06) e *Carpornis cucullata* (Swainson, 1821) (IPA=A, 0,19) apresentaram IPA acima da média apenas na trilha mais distante da borda (A), sendo *C. cucullata* registrada somente nesta trilha. *Conopophaga melanops* (Vieillot, 1818) (IPA=A, 0,15; B, 0,10 e C, 0,06), *Euphonia pectoralis* (Latham, 1801) (IPA=A, 0,13; B, 0,10; C, 0,06), *Philydor atricapillus* (Wied, 1821) (IPA=A, 0,21; B, 0,21 e C, 0,06) e *Platyrinchus mystaceus* Vieillot, 1818 (IPA=A, 0,17; B, 0,17 e C, 0,04) também apresentaram valores de IPA acima da média apenas nas trilhas A e B, enquanto *Euphonia violacea* (Linnaeus, 1758) (IPA=A, 0,04; B 0,10 e C, 0,15) e *Ramphastos dicolorus* Linnaeus, 1766 (IPA=A, 0,06; B, 0,15 e C, 0,10) tiveram maior valor de IPA na trilha C.

Das 68 espécies que ocorreram nas três trilhas, 13 apresentaram maior abundância nas trilhas mais distantes da borda (ANOVA $p<0,05$) e uma espécie, *Synallaxis ruficapilla* Vieillot, 1819, apresentou maior abundância na trilha mais próxima da borda da mata.

Percebemos que as espécies que apresentaram redução de abundância na borda da mata (*X. fuscus*, *Schiffornis virescens* (Lafresnaye, 1838), *C. caudata* e *P. leucoptera*) foram mais abundantes na trilha A. A maioria das aves que não ocorreram na trilha mais próxima da borda têm hábito florestal e são sensíveis às alterações no habitat, e.g. *Crypturellus tataupa* (Temminck, 1815), *Odontophorus capueira* (Spix, 1825) e *C. cucullata*.

A maioria das aves (27 espécies, 87%) que tiveram redução de abundância na trilha mais próxima da borda ocupam um menor número de habitats (média=2,48, DP±0,99 habitats). Por outro lado, aves que foram mais abundantes na trilha C (borda de mata) fazem uso de um maior número de habitats (média=4,75, DP±1,28 habitats).

Tab. I. Relação das espécies de aves registradas nas trilhas A, B e C, entre novembro de 2019 e agosto de 2020. Atributos ecológicos: sensibilidade ambiental (Sen.) às alterações no habitat classificados em alta (A), média (M) e baixa (B). Uso do habitat (Hab.): F = floresta, G = generalista, AA = ambiente aberto. D (Die): insetívora (INS), frugívora (FRU), onívora (ONI), nectívora (NEC), carnívora (CAR), granívora (GRA) e necrófaga (NCR). Número de hábitos (n. hab.) ocupados pela espécie (1, 2, 3...). (Status de ocorrência no Brasil: espécie migratória (MGT), parcialmente migratórias (MPR) e Residentes (R). Espécies endêmicas da Mata Atlântica (End.). Status de conservação: IUCN (2021), Brasil (2022), Santa Catarina (2011), Rio Grande do Sul (2014) e Paraná (2018). Categorias de ameaça: Vulnerável (VU), Em Perigo (EN) e Criticamente em Perigo (CR).

Nome do Taxon	Nome em Português	IPA			Atributos						Status de Conservação				
		A	B	C	Sen.	Hab.	Die.	n. hab.	Oco.	End.	IUCN	BR	SC	RS	PR
TINAMIFORMES															
TINAMIDAE															
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)	macuco		0,02		M	F	ONI	1		X			VU	VU	EN
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inhambuagaçu	0,19	0,15	0,1	B	F	FRU	2							
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inhambu-chintã	0,06			B	F	FRU	3							
GALLIFORMES															
CRACIDAE															
<i>Ortalis squamata</i> (Lesson, 1829)	aracuã-escamoso		0,04	0,08	B	F	FRU	4		X					
ODONTOPHORIDAE															
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	uru	0,02			A	F	ONI	2		X					
CATHARTIFORMES															
CATHARTIDAE															
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha			0,08	B	G	NCR	7							
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-preto		0,02	0,06	B	G	NCR	5							
ACCIPITRIFORMES															
ACCIPITRIDAE															
<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	gavião-tesoura			0,02	M	F	CAR	3			MPR				
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	0,02		0,06	B	G	CAR	7							
<i>Pseudastur polionotus</i> (Kaup, 1847)	gavião-pombo	0,02	0,02		A	F	CAR	1		X				VU	
GRUIFORMES															
RALLIDAE															
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-domato			0,06	M	F	ONI	4		X					
COLUMBIFORMES															
COLUMBIDAE															
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1810)	rolinha-roxa			0,06	B	AA	FRU	4							
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pomba-asa-branca	0,06		0,04	M	G	FRU	3							
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonaterre, 1792)	pombagalega	0,06	0,06	0,06	M	F	FRU	5							
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)	pomba-amargosa	0,06			A	F	FRU	2						VU	
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	juriti-pupu	0,02			B	AA	FRU	5							

Tab. I. Cont.

Nome do Táxon	Nome em Português	IPA			Atributos					Status de Conservação					
		A	B	C	Sen.	Hab.	Die.	n. hab.	Oco.	End.	IUCN	BR	SC	RS	PR
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-de-testa-branca	0,02		0,04	M	F	FRU	4							
CUCULIFORMES															
CUCULIDAE															
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	0,06	0,06	0,1	B	F	ONI	5							
STRIGIFORMES															
STRIGIDAE															
<i>Asio stygius</i> (Wagler, 1832)	mocho-diabo			0,02	M	G	CAR	5							
CAPRIMULGIFORMES															
CAPRIMULGIDAE															
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau		0,02	0,02	B	G	INS	4							
APODIFORMES															
APODIDAE															
<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	taperuçu-de-coleira-branca		0,02		B	G	INS	4							
TROCHILIDAE															
<i>Ramphodon naevius</i> (Dumont, 1818)	beija-flor-rajado	0,06	0,17	0,1	M	F	NEC	2		X					NA
<i>Phaethornis squalidus</i> (Temminck, 1822)	rabo-branco-pequeno	0,02	0,04		M	F	NEC	4		X					NA
<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832)	rabo-branco-de-garganta-rajada			0,02	M	F	NEC	2		X					
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura	0,02			B	AA	NEC	3							
<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-preto	0,04	0,08	0,04	M	F	NEC	3	MPR						
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	0,02	0,02	0,02	B	AA	NEC	5							
<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-frente-violeta	0,19	0,08	0,15	M	F	NEC	3		X					
<i>Chrysuronia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca	0,15	0,06	0,04	B	AA	NEC	5							
<i>Chionomesa fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-garganta-verde	0,02	0,06	0,02	B	AA	NEC	4							
TROGONIFORMES															
TROGONIDAE															
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucuá-variado	0,1	0,04	0,06	M	F	ONI	2							
<i>Trogon chrysochloros</i> Gmelin, 1788	surucuá-dourado	0,02	0,02		M	F	ONI	2							

Tab. I. Cont.

Nome do Táxon	Nome em Português	IPA			Atributos						Status de Conservação				
		A	B	C	Sen.	Hab.	Die.	n. hab.	Oco.	End.	IUCN	BR	SC	RS	PR
CORACIIFORMES															
MOMOTIDAE															
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	juruva	0,04	0,02		M	F	ONI	3		X					VU
PICIFORMES															
RAMPHASTIDAE															
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde	0,06	0,15	0,1	M	F	FRU	2		X					
<i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)	araçari-poca	0,13	0,02	0,04	M	F	FRU	2		X				EN	
PICIDAE															
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	picapauzinho-de-coleira	0,25	0,23	0,19	M	G	INS	3		X					
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	pica-pau-verde-carijó	0,19	0,21	0,13	M	F	INS	3							
FALCONIFORMES															
FALCONIDAE															
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	carcará	0,02			B	G	CAR	6							
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro		0,02		B	G	CAR	4							
PSITTACIFORMES															
PSITTACIDAE															
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba	0,1	0,04		M	F	FRU	3		X					
<i>Myiopsitta monachus</i> (Boddaert, 1783)	caturrita		0,02	0,02	B	AA	GRA	2							
<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rico		0,02	0,04	B	F	FRU	3		X					
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde	0,02		0,02	M	F	FRU	4							
<i>Triclaria malachitacea</i> (Spix, 1824)	sabiá-cica	0,02			M	F	FRU	2		X				VU	
PASSERIFORMES															
THAMNOPHILIDAE															
<i>Myrmotherula unicolor</i> (Ménétrières, 1835)	choquinha-cinzenta	0,19	0,06	0,15	M	F	INS	3		X					VU
<i>Rhopias gularis</i> (Spix, 1825)	choquinha-de-garganta-pintada	0,06	0,06	0,08	M	F	INS	2		X					
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	0,23	0,13	0,1	M	F	INS	2							
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	chorozinho-de-asa-vermelha	0,13	0,17	0,08	M	F	INS	5						NA	
<i>Thamnophilus ruficapillus</i> Vieillot, 1816	choca-de-chapéu-vermelho	0,06	0,04	0,02	B	AA	INS	3							
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	0,25	0,15	0,15	B	F	INS	4							

Tab. I. Cont.

Nome do Táxon	Nome em Português	IPA			Atributos					Status de Conservação					
		A	B	C	Sen.	Hab.	Die.	n. hab.	Oco.	End.	IUCN	BR	SC	RS	PR
<i>Hypodaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	chocão-carijó	0,08	0,15	0,08	A	F	INS	1		X					
<i>Myrmoderus squamosus</i> (Pelzeln, 1868)	papa-formiga-de-grota	0,25	0,29	0,23	M	F	INS	2		X				EN	
<i>Pyriglena leucoptera</i> (Vieillot, 1818)	papa-taocado-sul	0,25	0,08	0,06	M	F	INS	2		X					
CONOPOPHAGIDAE															
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente	0,13	0,19	0,13	M	F	INS	3							
<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)	cuspidor-de-máscara-preta	0,15	0,1	0,06	A	F	INS	1		X				NA	
RHINOCRYPTIDAE															
<i>Merulaxis ater</i> Lesson, 1830	entufado	0,06	0,02		A	F	INS	1		X			VU	NA	VU
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i> (Wied, 1831)	macuquinho	0,1	0,04		M	F	INS	1		X				EN	
<i>Scytalopus speluncae</i> (Ménétriès, 1835)	tapaculo-preto	0,04		0,01	M	F	INS	2		X					
FORMICARIIDAE															
<i>Formicarius colma</i> Boddaert, 1783	galinha-domato	0,04			A	F	INS	1						EN	
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)	tovaca-campainha		0,02		A	F	INS	2							
SCLERURIDAE															
<i>Sclerurus scansor</i> (Ménétriès, 1835)	vira-folha	0,02	0,1		A	F	ONI	2		X					
DENDROCOLAPTIDAE															
<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	0,06	0,24	0,04	M	F	INS	2		X				CR	
<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde	0,54	0,56	0,23	M	F	INS	5							
<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado	0,48	0,19	0,15	A	F	INS	2		X					
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	arapaçu-grande		0,1	0,02	M	F	INS	3							
XENOPIDAE															
<i>Xenops rutilans</i> Temminck, 1821	bico-virado-carijó	0,08	0,06	0,04	M	F	INS	3							
FURNARIIDAE															
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	joão-porca	0,06	0,08	0,04	M	G	INS	3							
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barranqueiro-de-olho-branco	0,13	0,13		M	F	INS	1		X				CR	
<i>Anabacerthia lichtensteini</i> (Cabanis & Heine, 1859)	limpa-folha-ocráceo		0,02		A	F	INS	1		X				VU	
<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	limpa-folha-coroado	0,21	0,21	0,06	A	F	INS	1		X				VU	

Tab. I. Cont.

Nome do Taxon	Nome em Português	IPA			Atributos					Status de Conservação					
		A	B	C	Sen.	Hab.	Die.	n. hab.	Oco.	End.	IUCN	BR	SC	RS	PR
<i>Dendroma rufa</i> (Vieillot, 1818)	limpa-folha-de-testa-baia	0,1	0,08		M	F	INS	3							
<i>Heliobletus contaminatus</i> Pelzeln, 1859	trepadorzinho	0,06	0,04		A	F	INS	2		X					
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	0,33	0,06	0,38	M	F	INS	1		X					
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	joão-teneném			0,04	B	AA	INS	3							
PIPRIDAE															
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	rendeira	0,02		0,02	B	F	ONI	4							VU
<i>Ilicura militaris</i> (Shaw & Nodder, 1809)	tangarazinho	0,1	0,15	0,06	M	F	ONI	2		X					NA
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	0,42	0,38	0,17	B	F	FRU	3		X					
TITYRIDAE															
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautim	0,42	0,21	0,15	M	F	FRU	3			X				
<i>Pachyrampus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chapéu-preto	0,02			M	F	INS		MPR						
COTINGIDAE															
<i>Carpornis cucullata</i> (Swainson, 1821)	corocoxó	0,19			A	F	FRU	2			X				
PLATYRINCHIDAE															
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	0,17	0,17	0,04	M	F	INS	2							
RHYNCHOCYCLIDAE															
<i>Mionectes rufiventris</i> Cabanis, 1846	abre-asa-de-cabeça-cinza	0,02	0,04	0,13	M	F	ONI	2			X				
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	cabeçudo	0,29	0,17	0,15	M	F	INS	2							
<i>Phylloscartes kronei</i> Willis & Oniki, 1992	maria-da-restinga	0,31	0,02	0,19	M	F	INS	2			X				VU
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	0,13	0,13	0,02	M	F	INS	6							
<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	miudinho	0,08	0,06	0,04	B	F	INS	2			X				
<i>Hemitriccus obsoletus</i> (Miranda-Ribeiro, 1906)	catraca		0,02		M	F	INS	1			X				
<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831)	tiririzinho-do-mato	0,38	0,31	0,19	M	F	INS	1			X				CR
TYRANNIDAE															
<i>Hirundinea ferruginea</i> (Gmelin, 1788)	gibão-de-couro			0,04	B	G	INS	3							
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	risadinha			0,06	B	G	INS	6							
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	guaracava-cinzenta			0,02	M	F	INS	1							

Tab. I. Cont.

Nome do Táxon	Nome em Português	IPA			Atributos					Status de Conservação					
		A	B	C	Sen.	Hab.	Die.	n. hab.	Oco.	End.	IUCN	BR	SC	RS	PR
<i>Phyllomyias virescens</i> (Temminck, 1824)	piolhinho-verdoso			0,02	M	F	INS	3			X				
<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho	0,02	0,02		M	F	INS	3							
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho			0,06	B	G	INS	3							
<i>Attila phoenicurus</i> Pelzeln, 1868	capitão-castanho	0,17	0,04	0,02	A	F	INS	2	MGT						
<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	capitão-de-saíra	0,1	0,06	0,06	M	F	FRU	2		X				VU	
<i>Legatus leucophaius</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata	0,02		0,13	B	F	INS	4	MPR						
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré	0,13		0,08	B	F	INS	4	MPR						
<i>Sirystes sibilator</i> (Vieillot, 1818)	gritador	0,02	0,02	0,04	M	F	INS	2							
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi			0,04	B	G	ONI	5	MPR						
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	0,06	0,04		B	G	INS	4	MPR						
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei			0,02	B	F	ONI	5							
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri			0,08	B	G	INS	5	MPR						
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	filipe			0,04	B	AA	INS	3	MPR						
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	0,23	0,06	0,04	B	F	INS	3	MPR						
VIREONIDAE															
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	0,1	0,17	0,1	B	G	INS	4							
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822	verdinho-coroado	0,08	0,15	0,06	M	F	INS	3		X					
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	juruviara	0,15	0,23	0,27	B	F	ONI	5	MPR						
CORVIDAE															
<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	gralha-azul	0,06	0,02	0,02	M	AA	ONI	4		X					
HIRUNDINIDAE															
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa			0,02	B	G	INS	3							
TROGLODYTIDAE															
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	0,02	0,06	0,15	B	G	ONI	5							
TURDIDAE															
<i>Turdus flavipes</i> Vieillot, 1818	sabiá-una	0,13	0,02	0,06	M	F	ONI	3	MGT						
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira	0,04		0,04	B	G	ONI	3							

Tab. I. Cont.

Nome do Taxon	Nome em Português	IPA			Atributos					Status de Conservação					
		A	B	C	Sen.	Hab.	Die.	n. hab.	Oco.	End.	IUCN	BR	SC	RS	PR
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	0,02	0,08	0,06	B	G	ONI	4	MPR						
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira	0,23	0,19	0,13	M	F	ONI	1							
PASSERELLIDAE															
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico			0,02	B	AA	GRA	7							
PARULIDAE															
<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita	0,15	0,13	0,35	M	F	INS	5							
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra			0,02	B	G	INS	4							
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	0,85	0,67	0,63	M	F	INS	3							
THRAUPIDAE															
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	saíra-viúva	0,02	0,02	0,02	B	F	FRU	3							
<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores	0,06	0,06		M	F	FRU	3			X				
<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-militar	0,1	0,15	0,1	M	F	FRU	2			X				
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaço-cinzento	0,08	0,02	0,15	B	G	FRU	4							
<i>Thraupis cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	sanhaço-de-encontro-azul	0,08	0,1	0,13	M	F	FRU	3			X				
<i>Thraupis palmarum</i> (Wied, 1821)	sanhaço-do-coqueiro	0,02	0,04	0,08	M	G	FRU	6							
<i>Thraupis ornata</i> (Sparrman, 1789)	sanhaço-de-encontro-amarelo	0,06			M	F	FRU	3			X				
<i>Stilpnia preciosa</i> (Cabanis, 1850)	saíra-preciosa	0,02			B	F	FRU	2							
<i>Haplospiza unicolor</i> Cabanis, 1851	cigarra-bambu		0,02	0,06	M	F	FRU	2			X				VU
<i>Chlorophanes spiza</i> (Linnaeus, 1758)	saí-verde	0,08	0,02		M	F	FRU	4							NA
<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	saíra-ferrugem	0,08	0,13	0,21	B	F	FRU	3			X				
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete	0,17	0,06	0,19	M	F	ONI	3							
<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico-rei	0,04		0,04	B	AA	GRA	4							
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	0,4	0,27	0,42	B	F	ONI	3			X				
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha		0,02	0,04	B	G	ONI	4	MPR						
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	0,04	0,08	0,13	B	G	ONI	4							
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	0,31	0,31	0,4	B	G	INS	5							

Tab. I. Cont.

Nome do Táxon	Nome em Português	IPA			Atributos						Status de Conservação				
		A	B	C	Sen.	Hab.	Die.	n. hab.	Oco.	End.	IUCN	BR	SC	RS	PR
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	bico-de-pimenta		0,04	0,06	M	F	FRU	1		X			VU	VU	
<i>Thlypopsis pyrrhocomma</i> (Strickland, 1844)	cabecinha-castanha	0,02			M	F	ONI	3		X					
CARDINALIDAE															
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	tiê-de-bando	0,06	0,15		A	F	INS	1							
FRINGILLIDAE															
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo-verdadeiro	0,04	0,1	0,15	B	F	FRU	3							
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho	0,13	0,1	0,06	M	F	FRU	2		X					
<i>Chlorophonia cyanea</i> (Thunberg, 1822)	gaturamo-bandeira	0,04	0,02		M	F	FRU	2							

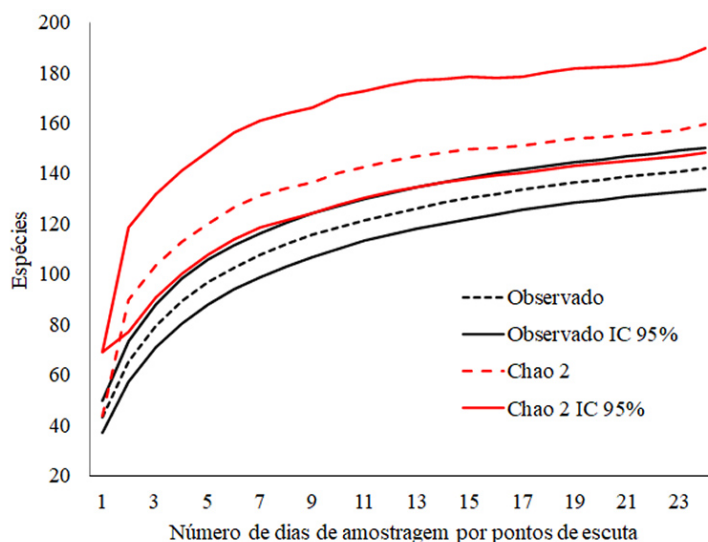


Fig. 3. Curva de acumulação de espécies observada na área de estudo e valor estimado de Chao 2, a partir dos resultados obtidos pela contagem por pontos de escuta entre novembro de 2019 a agosto de 2020.

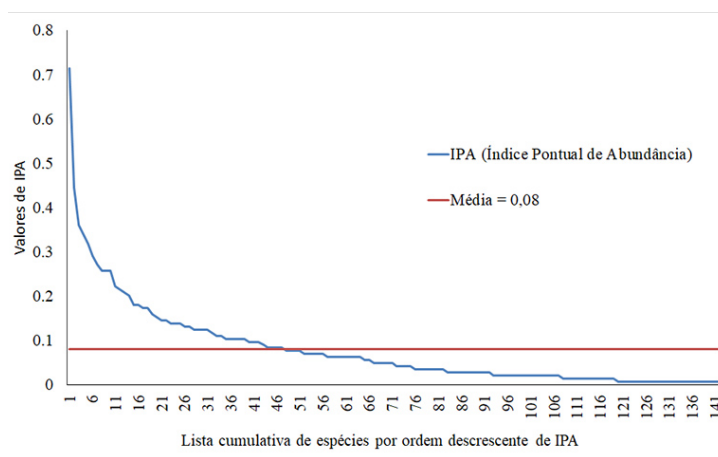


Fig. 4. Curva cumulativa em ordem decrescente dos valores de Índice Pontual De Abundância (IPA) registrados pela contagem de aves por ponto de escuta entre novembro de 2019 e agosto de 2020.

De modo geral, a abundância média das aves por visita oscilou entre os habitats, com maior número de indivíduos por visita na trilha mais distante da borda da mata (A=79,25, DP \pm 11,30 contatos/visita, B=62,87, DP \pm 15,13 contatos/visita e C=60,62, DP \pm 9,05 contatos/visita) (ANOVA, F=5,65, p=0,01; teste a posteriori de Tukey, A x B, A x C, p < 0,05 enquanto B x C, p>0,05).

A abundância média de aves florestais (A=70, DP \pm 7,94, B=54, DP \pm 13,25 e C=46, DP \pm 6,87) e sensíveis (média e alta) às alterações no habitat (A=60, DP \pm 6,23 indivíduos, B=46, DP \pm 8,97 e C=37, DP \pm 4,63 indivíduos) foi maior na trilha mais distante da borda (ANOVA, F=12,21, p < 0,001; teste a posteriori de Tukey, A x B, A x C, p < 0,01, B x C, p>0,05) (Fig.5). Observamos a mesma tendência para aves endêmicas da Floresta Atlântica (A=38, DP \pm 3,09, B=29, DP \pm 7,37, C=25, DP \pm 4,61) (ANOVA, F=12,24, p < 0,001; teste a posteriori de Tukey, A x C, p < 0,05, A x B, B x C, p>0,05) (Fig.5). Para três das principais guildas analisadas (frugívoras, onívoras e insetívoras), encontramos variações apenas na abundância das aves insetívoras entre a trilha A (interior) e C (borda) (ANOVA, F=4,44, p = 0,02, teste a posteriori de Tukey, A x C, p < 0,05), com maior média por visita no ambiente menos perturbado (A=47, DP \pm 8,43, B=37, DP \pm 7,76, C=30, DP \pm 7,61) (Fig. 5).

DISCUSSÃO

Ao utilizarmos o método de amostragem por pontos de escuta (VIELLIARD, 2010; ANJOS *et al.*, 2019; LINDSEY *et al.*,

2019) contribuímos para o conhecimento da composição das aves que utilizam o remanescente de Floresta Atlântica suscetível à intervenção da pedreira. Apesar da curva do coletor não ter atingido uma assíntota, estimamos que a maioria das aves que ocorrem na área de estudo foi registrada, o que nos permite obter informações sobre riqueza e abundância antes de qualquer modificação no habitat pela mineração.

A maioria das aves que registramos tem dieta insetívora, frugívora, ou é onívora. Esse resultado era esperado, justamente porque a maioria das aves do mundo está incluída nessas três guildas tróficas (BURIN *et al.*, 2016). Assim como observado em outros estudos na Floresta Atlântica (*e.g.* MORANTE-FILHO, 2015; COELHO *et al.*, 2016; MATOS *et al.*, 2018), aves insetívoras foram dominantes nas três trilhas; no entanto, uma diminuição na abundância desse grupo foi observada na trilha mais próxima da borda do fragmento.

Na competição pelos mesmos recursos na floresta, aves insetívoras apresentam vantagem sobre as onívoras, pois possuem hábitos e estratégias para captura de insetos mais bem desenvolvida. Por exemplo, adaptações no bico dos arapaçus (Dendrocolaptidae) e de aves seguidoras de formigas de correição (Thamnophilidae) as tornam eficazes na captura de insetos e outros artrópodes, e isso pode explicar seu sucesso evolutivo nas florestas tropicais. Entretanto, aves onívoras, por terem uma dieta mais diversificada, quando expostas a desequilíbrios ambientais, tendem a se adaptar mais bem à paisagem do que insetívoras especialistas; por isso, passam a dominar ambientes alterados pela ação antrópica (BÜCHI & VUILLEUMIER, 2014; BURIN *et al.*, 2016).

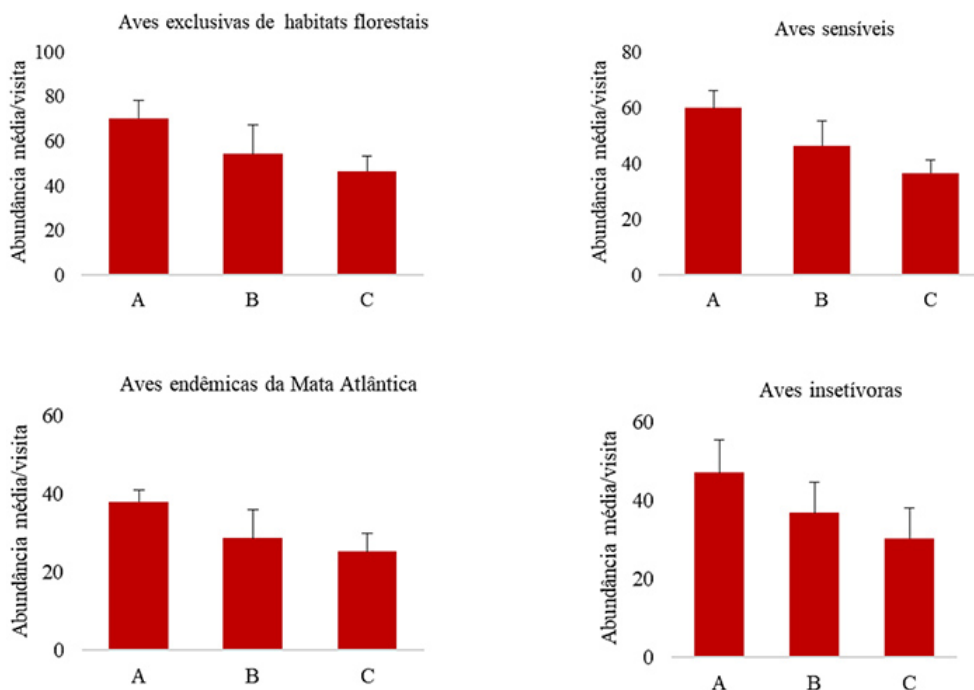


Fig. 5. Abundância média e desvio padrão das aves por visita em função dos atributos ecológicos nas trilhas amostradas entre novembro de 2019 e agosto de 2020.

Dentre as trilhas por nós avaliadas, a maior diversidade associada à borda deve estar relacionada à heterogeneidade do ambiente promovida pela fragmentação florestal (BÜCHI & VUILLEUMIER, 2014; CHISHOLM *et al.*, 2018). O aumento da diversidade na borda, impulsionado por essa heterogeneidade de ambientes, poderia nos levar a conclusão de que a fragmentação do habitat é benéfica para a comunidade de aves, o que está longe de ser verdade (FLETCHER JR *et al.*, 2018). Na borda da floresta, é possível registrar tanto espécies de aves florestais como generalistas; entretanto, a abundância de aves especialistas é comprometida pela escassez de recursos nos ambientes alterados, escassez essa relacionada ao aumento de luminosidade e temperatura, perda de locais adequados para nidificação, distúrbios na relação predador-presa, aumento da predação de ninhos por serpentes e mamíferos marsupiais (ROTH, 1976; BÜCHI & VUILLEUMIER, 2014).

Nossos resultados indicam que, se por um lado a distância da borda da floresta parece não exercer influência na riqueza de espécies, por outro, parece que especialistas com alta sensibilidade à fragmentação evitam a borda. Pelo menos nove espécies com alta sensibilidade (*e.g.* *H. contaminatus*, *M. ater* e *O. capueira*) não foram registradas na trilha mais próxima da borda. ALVAREZ-BERRÍOS *et al.* (2016), em um estudo que avaliou o efeito da mineração sobre áreas florestais na Amazônia Peruana, encontraram resultados similares aos nossos quanto à riqueza de espécies. No entanto, esses autores encontraram diferenças na abundância de aves especialistas (ALVAREZ-BERRÍOS *et al.* 2016). Segundo FLETCHER JR *et al.* (2018), a riqueza de espécies é interessante para resumir padrões ecológicos, mas oculta mudanças na composição de espécies-chaves para conservação.

Estudos sobre os efeitos da fragmentação na Floresta Atlântica do sul e sudeste do Brasil realizados por ANJOS (2006) e BANKS-LEITE *et al.* (2010) registaram diminuição da abundância de especialistas de sub-bosque na borda da mata, o que apoia nossos resultados. A menor abundância de aves especialistas ou sensíveis registrada por nós na trilha mais próxima da borda deve estar relacionada à fragmentação da floresta provocada pela pedreira. Com efeito, algumas espécies florestais sensíveis e endêmicas podem até ocorrer em sítios mais perturbados, mas geralmente em menor abundância se comparado ao interior da floresta (ANJOS, 2006; BANKS-LEITE *et al.*, 2010; VERGARA *et al.*, 2021).

As alterações do microclima do sub-bosque acabam por afetar sobrevivência de diversas espécies de invertebrados, restringindo a oferta de recursos alimentares para aves insetívoras especialistas (PATTEN & SMITH-PATTEN, 2012; VERGARA *et al.*, 2020). As mudanças provocadas pela fragmentação, como o aumento da temperatura, umidade e luminosidade, são mais evidentes na borda da mata (HARPER *et al.*, 2005); e, conseqüentemente, alteram as condições ambientais para uma série de organismos que habitam a serapilheira (PATTEN & SMITH-PATTEN, 2012; LINDSEY *et al.*,

2019). Nesse sentido, diversos estudos demonstraram que a condição corporal e desempenho reprodutivo de aves insetívoras dependem da disponibilidade de artrópodes no sub-bosque (STRONG & SHERRY, 2000; JOHNSON & SHERRY, 2001; RIOUX *et al.*, 2014). Por isso, aves insetívoras de sub-bosque, como arapaçus, estão entre as primeiras a desaparecerem após a fragmentação florestal (VERGARA *et al.*, 2021).

O número de habitats que uma espécie pode ocupar parece ter sido um dos fatores que influenciou a abundância nas três trilhas (A, B, C). Aves que ocupam um número maior de habitats (*e.g.*, *Coereba flaveola* (Linnaeus, 1758), *Herpsilochmus rufimarginatus* (Temminck, 1822) e *Patagioenas cayennensis* (Bonaterre, 1792)) foram mais abundantes na trilha mais próxima da borda; e, dessa forma, aparentam conseguir se adaptar mais bem ao impactos causados pela mineração. Por outro lado, aves que ocupam até dois habitats (*e.g.* *P. leucoptera*, *X. fuscus*, *S. maculirostris* e *P. mystaceus*) foram menos abundantes na borda da mata; portanto, mais sensíveis aos impactos da mineração. UEZU & METZGER (2011), ao avaliarem o efeito da fragmentação sobre aves na Mata Atlântica do sudeste do Brasil, concluíram que espécies que utilizam poucos tipos de floresta, como as insetívoras de sub-bosque, são as mais propensas a sofrer reduções de abundância.

Com efeito, o que pode ocorrer com a comunidade de aves se parte dos 168 hectares de floresta for convertida em pedreira? A expansão da mina promoverá a fragmentação florestal e intensificação do efeito de borda sobre espécies endêmicas, insetívoras de sub-bosque e com maior sensibilidade às alterações no habitat (FLAVENOT *et al.*, 2015; COELHO *et al.*, 2016; MORANTE-FILHO *et al.*, 2015). Nossa hipótese é que o corte raso da floresta desloque todas as aves para fragmentos ou partes da floresta adjacentes, por causa da perda de habitat e intensa movimentação de máquinas envolvidas na operação da mina. Além disso, embora tais efeitos não tenham sido testados, a utilização de explosivos para desmonte de rochas tem potencial para afetar negativamente as aves pelo deslocamento de partículas e excesso de ruído (LAMEED & AYODELE, 2010).

Segundo CYNX (1998), quando expostas a ambientes com excesso de ruído antropogênico, as aves tendem a maximizar os níveis de amplitude de vocalização em resposta ao aumento dos níveis de ruído. Isso implica em maior gasto de energia na comunicação entre parceiros sexuais ou, até mesmo, maior custo associado à proteção do território e emissão de sinais de alerta contra predadores (BRUMM, 2004). DUARTE *et al.* (2015), em um estudo na Floresta Atlântica do Sudeste do Brasil, demonstraram que o ruído da mineração afeta tanto a composição das aves quanto o comportamento do canto em locais próximos de minas. Assim, o ruído antropogênico, em conjunto com a perda de habitat, podem potencializar ainda mais o deslocamento das aves para habitats distantes da mina (DUARTE *et al.*, 2015; PONTES *et al.*, 2016).

Dessa maneira, esperamos que a abundância nas áreas florestais adjacentes seja maior por um período após deslocamento das espécies e diminua à medida em que as relações ecológicas intraespecíficas e interespecíficas aumentarem pela competição por recursos e territórios (BÜCHI & VUILLEUMIER, 2014). Alertamos que se o tamanho do remanescente não for suficiente para garantir o número de populações viáveis, nossa hipótese é que exista um lapso temporal até que as espécies mais sensíveis desapareçam do local (BÜCHI & VUILLEUMIER, 2014). Além disso, destacamos a vulnerabilidade para espécies que constam sob algum grau de ameaça para listas do sul do Brasil, em especial para o estado de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2011), que tiveram menor abundância relacionada à borda da mata.

Portanto, concluímos que a riqueza total de espécies não deve ser afetada pela ampliação da área de lavra sobre o remanescente florestal. No entanto, supomos que a abundância de aves seja menor na borda da mata, sendo mais evidente nas aves endêmicas, ameaçadas e especialistas de sub-bosque. Espécies endêmicas de sub-bosque (e.g. como *P. leucoptera*, *C. melanops*, *Scelerurus scansor* (Ménétries, 1835) e *X. fuscus*) devem ser mais prejudicadas pela fragmentação da floresta, com diminuição de populações na borda da mata. Obviamente que as causas e efeitos que podem levar ao declínio populacional podem ser diretamente influenciadas pela qualidade e tamanho da matriz circundante (WALTER *et al.*, 2017).

O tamanho e qualidade do fragmento remanescente deve ser fundamental para minimizar os impactos da atividade e garantir a persistência das populações de aves sensíveis e especialistas (HANSKI & OVASKAINEN, 2002; UEZU & METZGER, 2016). A manutenção de corredores ecológicos entre grandes fragmentos florestais pode garantir o fluxo gênico e interações ecológicas necessárias para conservação das espécies na região (AWADE & METZGER, 2008), assim como a resposta das aves depende das características ecológicas de cada espécie na comunidade (LAMEED & AYODELE, 2010).

Nesse contexto, apontamos cinco medidas prioritárias que devem ser implementadas pelo empreendedor caso o órgão licenciador, o Instituto de Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA), delibere em favor da ampliação/manutenção da atividade minerária:

Sugerimos que o empreendedor deve adquirir imóveis adjacentes à pedreira e averbá-los como locais de preservação ou Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). Essa ação coíbe que florestas do entorno sejam alteradas/especuladas por atividades madeireiras, expansões rurais, urbanas e agropecuárias.

Conforme previsto na legislação brasileira (BRASIL, 2006, 2012), o empreendedor deverá realizar a reposição florestal e compensação de área equivalente à desmatada, na mesma região ou bacia hidrográfica na qual o empreendimento está inserido para que nenhum déficit de cobertura vegetal ocorra pela atividade minerária.

O empreendedor, por meio de medida compensatória, deve encontrar formas de contribuir com Plano Nacional para Conservação das Aves da Mata Atlântica (ICMBio, 2017), tais como: redução de perda de habitats, proteção e restauração de habitats, combate à captura ilegal e tráfico, manejo adequado, controle de espécies exóticas e manejo das espécies *in situ* com vistas para reintrodução.

Preconizamos fortemente que a mineração seja realizada de forma gradual (conforme a necessidade). Considerando-se que a produção bruta da pedreira gira em torno de 1,7 milhões de toneladas por ano (Cristhian Paludo, com. pess.) apontamos que apenas 13 dos 168 ha outorgados são suficientes para garantir uma vida útil de 80 anos à pedreira (ANM, 2022). Assim, o projeto da mina deve ser ajustado para que a supressão da cobertura do solo seja restringida a ca. 8% da reserva mineral e que seja feita de forma gradativa, concomitante à lavra e à recuperação/restauração ou reabilitação ambiental.

Sugerimos o monitoramento periódico das aves, além de um protocolo mínimo para subsidiar a análise de impacto ambiental e estabelecer medidas mitigadoras de conservação e compensação ambiental.

Agradecimentos. Agradecemos ao revisor anônimo e ao editor, Dr. Ismael Franz, pelos comentários e sugestões que muito contribuíram para melhoria de nosso manuscrito. À empresa Tratar Brasil pelo apoio financeiro à logística de campo, em especial à sua diretora Luciane de Souza. Aos colegas Cristhian Paludo, Douglas Teixeira, Rômulo Smozinski e Robson Bonassa pelo auxílio nos trabalhos de campo e a Marcéli de Souza Lopes pelas revisões textuais. Nossos estudos foram apoiados pela Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M. A.; SILVA, E. L.; BARROS, K. N. N. O. & JUNIOR, S. F. A. X. 2016. Comparação entre coeficientes similaridade: uma aplicação em ciências florestais. **Matemática e Estatística em Foco** 4(2):102-114.
- ALVAREZ-BERRÍOS, N.; CAMPOS-CERQUEIRA, M.; HERNÁNDEZ-SERNA, A.; AMANDA DELGADO, C. J.; ROMÁN-DANOBETYIA, F. & AIDE, T. M. 2016. Impacts of small-scale gold mining on birds and anurans near the Tambopata National Reserve, Peru, assessed using passive acoustic monitoring. **Tropical Conservation Science** 9(2):832-851.
- ANJOS, L. DOS. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. **Biotropica** 38(2):229-234.
- ANJOS, L. DOS; BOCHIO, G. M.; MEDEIROS, H. R.; ALMEIDA, B. DE A.; LINDSEY, B. R. A.; CALSAVARA, L. C.; RIBEIRO, M. C. & DOMINGUES TOREZAN, J. M. 2019. Insights on the functional composition of specialist and generalist birds throughout continuous and fragmented forests. **Ecology and Evolution** 9:6318.
- ANM - AGÊNCIA NACIONAL DA MINERAÇÃO. 2022. **Sistema de informações geográficas da mineração – SIGMINE**. Disponível em <<https://geo.anm.gov.br/portal/apps/webappviewer/index.html?id=6a8f5ccc4b6a4c2bba79759aa952d908>>. Acesso em 14.02.2022.
- AVES DE SANTA CATARINA, 2022. **Banco de dados da avifauna catarinense**. Disponível em <<http://avesdesantacatarina.com.br/quem-somos>>. Acesso em 01.02.2022.
- AWADE, M. & METZGER, J. P. 2008. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic rainforests birds. **Austral Ecology** 33:863-871.
- AYRES, M.; AYRES-JR, M.; AYRES, D. L. S. & AYRES, A. S. 2007. **BioEstat: Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas**. Disponível em <<https://www.mamiraua.org.br/downloads/programas/>>. Acesso em 4.10.2021.

- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M. & METZGER, J. P. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* **119**(6):918-926.
- BRASIL. 1994. **Resolução CONAMA nº 33, de 7 de dezembro de 1994**. Estágios sucessionais da vegetação da Mata Atlântica. Disponível em <<http://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=100116>>. Acesso em 17 Mar 2021.
- BRASIL. 2006. **Lei nº11.428, de 22 de Dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm>. Acesso em 08.11.2020.
- BRASIL. 2012. **Lei nº12.651, de 25 de Maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em 02.10.2020.
- BRASIL. 2022. **Portaria MMA nº 148, de 07 de Junho de 2022**. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Disponível em <<https://www.icmbio.gov.br/cepsul/destaques-e-eventos/704-atualizacao-da-lista-oficial-das-especies-ameacadas-de-extincao.html>>. Acesso em 16.12.2022.
- BRUMM, H. 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology* **73**(3):434-440.
- BÜCHI, L. & VUILLEUMIER, S. 2014. Coexistence of specialist and generalist species is shaped by dispersal and environmental factors. *The American Naturalist* **183**(5):612-624.
- BURIN, G.; KISSLING, W. D.; GUIMARÃES, P. R.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. & QUENTAL, T. B. 2016. Omnivory in birds is a macroevolutionary sink. *Nature Communications* **7**(1):1-10.
- CARLOS, C. J. & TEIXEIRA, C. D. 2022. Um banco de dados de aves de uma área de Mata Atlântica em Santa Catarina, Sul do Brasil. *Latin American Data in Science* **2**(2):54-57.
- CHISHOLM, R. A.; LIM, F.; YEOH, Y. S.; SEAH, W. W.; CONDIT, R. & ROSINDELL, J. 2018. Species-area relationships and biodiversity loss in fragmented landscapes. *Ecology Letters* **21**(6):804-813.
- COELHO, M. T. P.; RANIERO, M.; SILVA, M. I. & HASUI, E. 2016. The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. *The Wilson Journal of Ornithology* **128**(3):520-534.
- COLWELL, R. K. 2004. **User's guide to EstimateS statistics. Estimation of species richness and shared species from samples**. Disponível em <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em 10.10.2021.
- CYNX, J.; LEWIS, R.; TAVEL, B. & TSE, H. 1998. Amplitude regulation of Amplitude regulation of vocalizations in noise by a songbird, *Taeniopygia guttata*. *Animal Behaviour* **56**(1):107-113.
- DUARTE, M. H. L.; SOUSA-LIMA, R. S.; YOUNG, R. J.; FARINA, A.; VASCONCELOS, M.; RODRIGUES, M. & PIERETTI, N. 2015. The impact of noise from open-cast mining on Atlantic forest biophony. *Biological Conservation* **191**:623-631.
- FLAVENOT, T.; FELLOUS, S.; ABDELKRIM, J.; BAGUETTE, M. & COULON, A. 2015. Impact of quarrying on genetic diversity: an approach across landscapes and over time. *Conservation Genetics* **16**:181-194.
- FLETCHER JR, R. J.; DIDHAM, R. K.; BANKS-LEITE, C.; BARLOW, J.; EWERS, R. M.; ROSINDELL, J.; HOLT, R. D.; GONZALEZ, A.; PARDINI, R.; DAMSCHEN, E. I.; MELO, F. P. L.; RIES, L.; PREVEDELLO, J. A.; TSCHARNTKE, T.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. & H., NICK M. 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation* **226**:9-15.
- GOTELLI, N. J. & ELLISON, A. M. 2016. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre, Artmed. 527p.
- HAMMER, Ø. H.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. 2001. **PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis**. Paleontologia Electronica. Disponível em <https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em 2.10.2021
- HANSKI, I. & OVASKAINEN, O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* **16**(3):666-673.
- HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; ROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C. & ESSEEN, P. A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* **19**(3):768-782.
- ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. 2017. **Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves da mata Atlântica**. Disponível em <<http://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/plano-de-acao-nacional-lista/2865-plano-de-acao-nacional-para-a-conservacao-das-aves-da-mata-atlantica-do-nordeste>>. Acesso em 25.08.2019.
- ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. 2018. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 709p.
- IMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. 2022a. **Licenciamento Ambiental: Instrução Normativa da Mineração Nº 07**, Disponível em <<https://in.ima.sc.gov.br/>>. Acesso em 12.01.2022
- IMA - INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. 2022. **Licenciamento Ambiental: Consulta EIA/RIMA**. Disponível em <<https://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/consulta-eia-rima>>. Acesso em 10.02.2022.
- IUCN - INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. 2021. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3**. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em 10.01.2021.
- JOHNSON, M. D. & SHERRY, T. W. 2001. Effects of food availability on the distribution of migratory warblers on habitats in Jamaica. *Journal of Animal Ecology* **70**:546-560.
- KLEIN, R. M. 1978. **Flora Ilustrada Catarinense: Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina**. Itajaí, Herbário Barbosa Rodrigues.
- LAMEED, G. A. & AYODELE, A. E. 2010. Effect of quarrying activity on biodiversity: Case study of Ogbere site, Ogun State Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology* **4**(11):740-750.
- LEINER, N. O. & SILVA, W. R. 2012. Non-volant small mammals at an Atlantic forest area situated nearby a limestone quarry (Limeira quarry), state of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* **12**:191-197.
- LINSEY, B. R. A.; BOCHIO, G. M. & ANJOS, L. DOS. 2019. Bird species that occupy river edge in continuous forest tend to be less sensitive to forest fragmentation. *Revista Brasileira de Ornithologia* **27**(3):172-186.
- MARINI, M. A. & GARCIA, F. I. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* **19**:665-671.
- MATOS, V. P. V. D.; MATOS, T. P. V. D.; CETRA, M.; TIMO, T. P. D. C. & VALENTE, R. A. 2018. A fragmentação florestal e os impactos na comunidade de aves. *Revista Árvore* **42** (3):1-13.
- MERRITT, M.; MALDANER, M. E. & ALMEIDA, A. M. R. DE 2019. What are biodiversity hotspots? *Frontiers for Young Minds* **7**(29):1-7.
- MORANTE-FILHO, J. C.; FARIA, D.; MARIANO-NETO, E. & RHODES, J. 2015. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One* **10**(6):e0128923.
- PACHECO, J. F.; SILVEIRA, L. F.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; BENCKE, G. A.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; HAFT, M. C.; MAURÍCIO, G. N.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; LEES, A. C.; FIGUEIREDO, L. F. A.; CARRANO, E.; GUEDES, R. C.; CESARI, E.; FRANZ, I.; SCHUNCK, F.; PIACENTINI, V. D. Q. 2021. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee second edition. *Ornithology Research* **29**(2):94-105.
- PANDOLFO, C.; BRAGA, H. J.; SILVA JR, V. P. DA; MASSIGNAM, A. M.; PEREIRA, E. S.; THOMÉ, V. M. R. & VALCI, F. V. 2002. **Atlas climatológico digital do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis, Epagri, CD-Rom.
- PARANÁ. 2018. **Decreto n.º 11.797, de 22 de novembro de 2018**. Reconhece e atualiza a Lista de Espécies de Aves pertencentes à Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná e dá outras providências, atendendo o Decreto Nº 3.148, de 2004. Disponível em <<https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=211323&indice=1&totalRegistros=3&dt=21.10.2021.8.46.46.292>>. Acesso em 04.09.2021.

- PATTEN, M. A. & SMITH-PATTEN, B. D. 2012. Testing the microclimate hypothesis: light environment and population trends of Neotropical birds. *Biological Conservation* **155**: 85-93.
- PINTO, L. F. G.; HIROTA, M. & ROSA, M. 2021. **Atlas da Mata Atlântica e Mapbiomas se complementam no monitoramento do bioma.** Disponível em <<https://www.sosma.org.br/artigos/atlas-da-mata-atlantica-e-mapbiomas-se-complementam-no-monitoramento-do-bioma/>>. Acesso em 03.07.2021.
- PONTES, J. C.; LIMA, V. & SILVA, P. 2016. Impactos Ambientais do Desmonte de Rocha com Uso de Explosivos em Pedreira de Granito de Caicó-RN. *Geociências* **35**(2):267-276.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N. & MITTERMEIER, R. A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation* **16**(4):208-214.
- RIDGELY, R. S. & G. TUDOR. 1989. **The birds of South America: The Oscines Passerines.** Austin, University of Texas Press. 596p.
- RIDGELY, R. S. & G. TUDOR. 1994. **The birds of South America: The Suboscines Passerines.** Austin, University of Texas Press. 940p.
- RIO GRANDE DO SUL. 2014. **Decreto n.º 51.797, de 8 de setembro de 2014.** Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em <<http://www.al.rs.gov.br/filerepository/replegis/arquivos/dec%2051.797.pdf>>. Acesso em 11.10.2020.
- RIoux, S. P.; PELLETIER, F.; GARANT, D. & BÉLISLE, M. 2014. Severe recent decrease of adult body mass in a declining insectivorous bird population. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* **281**:20140649.
- ROTH, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* **57**(4):773-782.
- SANTA CATARINA. 2011. **Resolução CONSEMA n.º 002, de 06 de dezembro de 2011.** Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em <http://www.fatma.sc.gov.br/upload/Fauna/resolucao_fauna__002_11_fauna.pdf>. Acesso em 30.10.2020.
- SANTA CATARINA. 2017. **Resolução CONSEMA n.º 98, de 05 de julho de 2017.** Define a listagem das atividades sujeitas ao licenciamento ambiental. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=345935> Acesso 18.03.2022
- SCHERER, J. D. F. M.; SCHERER, A. L. & PETRY, M. V. 2010. Estrutura trófica e ocupação de habitat da avifauna de um parque urbano em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas* **23**(1):169-180.
- SEVEGNANI, L.; LAPS, R.; SCHROEDER, E.; GASPARIM, M.; ROSA, R. A. & OLIVEIRA, T. 2013. **Biodiversidade catarinense: características, potencialidades e ameaças.** Blumenau, Edifurb, p. 196-221.
- SOMENZARI, M.; AMARAL, P. P. D.; CUETO, V. R.; GUARALDO, A. D. C.; JAHN, A. E.; LIMA, D. M. & WHITNEY, B. M. 2018. An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos De Zoologia* **58**:e20185803.
- STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER III, T. A. & MOSKOVITS, D. K. 1996. **Neotropical birds: ecology and conservation.** Chicago, University of Chicago Press. 502p.
- STOUFFER, P. & BIERREGAARD-JR, R. 2010. Use of amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* **76**(8):2429-2445.
- STRONG, A. & SHERRY, R. H. 2000. Bird predation on herbivorous insects: indirect effects on sugar maple saplings. *Oecologia* **125**:370-379.
- UEZU, A. & METZGER, J. P. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation* **20**:3627-3643.
- UEZU, A. & METZGER, J. P. 2016. Time-Lag in Responses of Birds to Atlantic Forest Fragmentation: Restoration Opportunity and Urgency. *Plos One* **11**(1):e0147909.
- VALE, M. M.; TOURINHO, L.; LORINI, M. L.; RAJÃO, H. & FIGUEIREDO, M. S. L. 2018. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. *Journal of Field Ornithology* **89**(3):193-206.
- VERGARA, P. M.; FIERRO, A.; ALANIZ, A. J.; CARVAJAL, M. A.; LIZAMA, M. & LLANOS, J. L. 2021. Landscape-scale effects of forest degradation on insectivorous birds and invertebrates in austral temperate forests. *Landscape Ecology* **36**(1):191-208.
- VERNER, J. 1981. Measuring responses of avian communities to habitat manipulation. *Studies in Avian Biology* **6**:543-547.
- VIELLIARD, J. M. E. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: MATTER, S. V. *et al.* orgs. **Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento.** Rio de Janeiro, RJ: Technical Books, 47-60.
- WALTER, S. T.; BROWNE, L.; FREILE, J.; OLIVO, J.; GONZÁLEZ, M. & KARUBIAN, J. 2017. Landscape-level tree cover predicts species richness of large-bodied frugivorous birds in forest fragments. *Biotropica* **49**(6):838-847.